

UNIVERSITE DE YAOUNDE I
FACULTE DES SCIENCES

CENTRE DE RECHERCHE ET
DE FORMATION DOCTORALE
EN SCIENCES, TECHNOLOGIES
ET GEOSCIENCES



THE UNIVERSITY OF YAOUNDE I
FACULTY OF SCIENCE

POSTGRADUATE SCHOOL OF
SCIENCE, TECHNOLOGY AND
GEOSCIENCE

UNITE DE RECHERCHE ET FORMATION DOCTORALE EN GEOSCIENCES
ET APPLICATIONS

DOCTORAL RESEARCH UNIT FOR GEOSCIENCES AND APPLICATIONS

LABORATOIRE DE GEOSCIENCES DES FORMATIONS SUPERFICIELLES ET
APPLICATIONS

*LABORATORY OF GEOSCIENCE OF SUPERFICIAL FORMATIONS AND
APPLICATIONS*

**MODELISATION HYDRODYNAMIQUE DES AQUIFERES DU BASSIN
VERSANT DE NGOUA DANS LE BASSIN SEDIMENTAIRE DE DOUALA
(LITTORAL CAMEROUNAIS)**

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat/PhD en Sciences
de la Terre

Spécialité : Géosciences des Formations Superficielles

Option : Sol, Eau et Sciences Géotechniques

Par

NGO BILLONG PAULINE TOTANCINE

Master en Sciences de la Terre

Matricule : 10X0658

Sous la direction de :

NDJIGUI Paul-Désiré

Professeur



Année académique : 2024-2025

REPUBLIQUE DU CAMEROUN

UNIVERSITE DE YAOUNDE I

CENTRE DE RECHERCHE ET
DE FORMATION DOCTORALE
EN SCIENCES TECHNOLOGIE
ET GÉOSCIENCES



REPUBLIC OF CAMEROON

THE UNIVERSITY OF YAOUNDE I

POSTGRADUATE SCHOOL OF
SCIENCE, TECHNOLOGY
AND GEOSCIENCES

ATTESTATION DE CORRECTION DE THESE DE DOCTORAT/PhD

Spécialité : Sol, Eau et Sciences Géotechniques

Option : Géosciences des Formations Superficielles

Nom et Prénoms de la candidate : NGO BILLONG Pauline Totancine

Matricule : 10X0658

Titre de la thèse : « Modélisation hydrodynamique des aquifères du bassin versant de Ngoua dans le bassin sédimentaire de Douala (Littoral camerounais) ».

Date de soutenance : mercredi, le 30 Avril 2025.

Nous soussignés, membres du jury de soutenance de la thèse de Doctorat PhD, attestons que la candidate a effectué toutes les corrections, conformément aux observations formulées lors de la soutenance.

En foi de quoi, la présente **Attestation de correction** lui est délivrée, pour servir et valoir ce que de droit.

Fait à Yaoundé, le.....

Le Président du Jury

Les Membres

DEDICACE

A

Mes parents

- **M. MESSI Benoît Nicolas**
- **Mme NTSAMA Calixte épouse MESSI**

Ma feue grand-mère

- **ANABA Judith**

REMERCIEMENTS

Les remerciements marquent la fin de l'écriture du manuscrit de thèse. Loin d'être une simple formalité, ils représentent pour moi ma reconnaissance et ma gratitude à bon nombre de personnes impliquées dans ce travail.

Je tiens tout d'abord à rendre grâce au **Dieu Tout Puissant** qui m'a accompagné durant toutes ces années de dur labeur. Merci de m'avoir procuré la santé, la force, le courage et le soutien indélébile de terminer de cette thèse.

Oui égarée, seule, j'étais dans cette Université, mais le Maître de l'Univers a mis sur mon chemin mon ange, mon porteur de destinée j'ai nommé Professeur **Paul-Désiré NDJIGUI**, Vice Doyen chargé de la programmation et du suivi des activités académiques de la Faculté de Sciences de l'Université de Yaoundé I. Merci Professeur, pour la confiance que vous m'avez faite en acceptant de diriger cette thèse et en m'intégrant dans votre prestigieuse équipe de recherche. Votre disponibilité, vos encouragements, vos critiques scientifiques, vos conseils dans tous les domaines, votre patience et rigueur ont favorisé l'aboutissement de ce travail. Vous m'avez appris à vaincre la peur, à avoir confiance en soi et à travailler dur. Aucun mot ne pourrait exprimer la reconnaissance, la gratitude et le respect que je porte à votre égard. Que le bon Dieu vous accorde une récompense particulière pour tout le bien que vous m'avez fait.

Ma reconnaissance et ma gratitude vont à l'endroit du **Dr Roger FEUMBA**, votre arrivée au département marque le début réel de ce travail en me proposant un thème un peu plus digeste. La porte de votre bureau m'a toujours été ouverte, quelle qu'en soit l'heure à laquelle je rencontrais les difficultés, même au travers du téléphone on travaillait. Merci pour votre soutien technique, scientifique et la documentation toujours offerte.

Ma gratitude va à l'endroit du **Pr Ndam Ngoupayou Jules Rémy** pour son apport à ce travail et à l'initiation à la recherche.

Merci au **Dr Achille ANABA ONANA**, lui qui a proposé le premier sujet qui m'a permis d'être retenue en Thèse.

Ma reconnaissance va à l'endroit du **Pr Raoul NKOUE NDONDO** et **Dr Brice KAMTCHUENG TCHAKAM** pour leur contribution à ce travail.

Ma gratitude va à l'endroit du **Dr FANTONG Wilson YETOH**, Directeur de Recherche à l'IRGM de Yaoundé pour son expertise et son apport à ce travail.

Merci au **Professeur Vincent Laurent ONANA**, par votre fameuse question « TOTANCINE où en es-tu avec ton travail ? ». Je trouvais en ça les encouragements et le réconfort.

Je témoigne ma gratitude et ma reconnaissance à l'endroit du Doyen de la Faculté de Sciences Pr **OWONO OWONO L.C.**, le Chef de Département de Sciences de la Terre Pr **Bisso D.**, et à tous les enseignants du Département de Sciences de la Terre : Profs **Nzenti J.P.**, **Nkoumbou C.**, **Yongue R.**, **Yene Atangana Q.**, **Ekomané E.**, **Ganno S.**, **Tchouankoué J.P.**, **Ngueutchoua G.**, **Ngo Bidjeck L.M.**, **Nyeck B.**, **Abossolo M.**, **Njilah I K.**, **Elisé Sababa**, **Mbida Yem, L.**, **Temga J.P.**, **Metang V.**, **Mbesse C.**, **Ntsama Atangana J.**, **Nomo E.**, et **Tchaptchep D.**, Drs **Ngo Belnoum R.**, **Tehna N.**, pour vos encouragements et les connaissances transmises.

Merci aux responsables du Laboratoire d'Analyse Géochimique des Eaux (LAGE) de l'Institut de Recherche de Géologie et Minière (IRGM) pour la réalisation des analyses hydrochimiques.

Ma reconnaissance et ma gratitude vont à l'endroit des secrétaires du Département Mme **EYENGA Marie Dorine**, **Mengue Rita Nadia** et **EPOH Dominique** et pour tous les services rendus et les bons moments passés.

Ma gratitude va à l'endroit de :

mes aînés académiques dont certains sont devenus Drs et des enseignants : **Drs Mbanga Nyobe J.**, **Ngo'o Ze A.**, **Tessontsap T.**, **Kouassy Kaledje P.S.**, **Tene J.**, **Bisse B.**, **Nkoa S.**, **Mfonka Z.**, **Mbi Paul.**, **Messi Ottou E.**, **Ngono Onana E.H.**, **Mala Noubissi H.**, **Messi O.**, **Mbiatso T.**, **Assomo Ngono G.S.**, **Doum J.**, **Kessoum A.**, **Mmes Ngo Nguimbous R.**, **Ngobassahah Malong F.**, **Magnekou C.**, **Mrs Medza T.**, **Ngami P.** ;

mes camarades dont certains sont des enseignants : **Drs Ekoa A.**, **Menanga R.**, **Akono D.**, **Nsangou D.**, **Belinga Belinga C.**, **Lobe B.F.**, **Secke B.**, **Mrs Deffo F.**, **Ndoumou C.**, **Banokok I.**, **Kepwa D.**, **Taghuo F.**, **Mbarga V.**, **Malik D.**, **Mbemo V.**, **Mutlen J.** ;

mes amis de tous les jours, **Dr Ngo Mapuna E.C.**, **Kenna H.S.**, **Dr Ongboye R.**, **Gouban H.**, **Djou E.S.**, pour tout leur soutien, encouragement et les bons moments passés.

Un merci à mes cadets académiques : **Njimanu V.**, **Egbe G.**, **Ngo Ndje Ndjebet C.A.**, **Segue Willy.**, **Tchokoté Song C.**, **Yonga F.**, **Enock Embom C.**, **Guidkaya R.**, **Mandjeck M.**

E., Bayiha P., Ing Tsinda C., et à tous les jeunes doctorants pour les meilleurs moments passés et les services rendus.

Je dis grandement merci à mes parents, **Mr MESSI Benoît Nicolas et Mme NTSAMA Calixte** épouse **MESSI**. Tous les mots du monde ne sauraient exprimer l'immensité de l'amour que je vous porte, ni la profonde gratitude que je vous témoigne pour tous vos efforts et sacrifices que vous n'avez jamais cessés de consentir pour mon instruction, ma réussite et mon bien-être. Vous m'avez appris à travailler dans le respect de soi et de l'autre, dans la dignité, la droiture et la persévérance. C'est à travers vos encouragements et critiques que je me suis réalisée. J'espère avoir répondu aux espoirs que vous avez fondé en moi. Je vous rends hommage par ce modeste travail en guise de ma reconnaissance éternelle et de mon infini amour. Que Dieu Tout Puissant vous garde et vous procure santé, bonheur et longévité afin que vous demeuriez le flambeau illuminant le chemin de vos enfants.

Ma gratitude va à l'endroit de mon feu oncle **Monti Vincent**, mes tantes **Mme Amougou Micheline, Mvondo Caroline** pour leur soutien.

Merci à mes **frères et sœurs Yene F.R., Owona M.C., Omgba Messi F., Anaba Messi J., Mbolo R., Mme Evina N., Ateba Messi P., Nga Messi V., Befolo Messi J., Bekono M.T., Amougou J, Essomba E,** mes **neveux et nièces Laurette, Cherubain, Rolf, Lucas, Mael, Michel** pour leur soutien constant. Que ce travail soit pour vous une source de motivation. Sachez que la réussite se trouve au bout de l'effort.

Merci à mon frère **Billong Mballa Jacques et sa fiancée Rabeline** pour l'hébergement et le soutien multiforme pendant les campagnes de terrain.

Ma gratitude va à l'endroit de toute ma **famille** et à mes **ami(e)s** pour votre soutien et vos incessantes prières que Dieu a exaucées.

Merci à la population résidant dans le bassin versant de Ngoua de m'avoir permis de réaliser mon terrain sans incident.

Ma reconnaissance va à l'endroit de **Mme Mbende Nathalie** et tout le groupe de **l'Ecole du Ministère** pour le soutien moral et spirituel.

Merci au **Dr Noah Zibi Dieudonné** pour son soutien multiforme.

Ma reconnaissance et ma gratitude vont à l'endroit de tous ceux qui de près ou de loin ont contribué à l'aboutissement de ce travail et dont les noms ne figurent pas dans ce document.

TABLE DES MATIERES

DEDICACE.....	i
REMERCIEMENTS	ii
LISTE DES FIGURES.....	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	xii
RESUME.....	xiii
ABSTRACT	xiv
INTRODUCTION GENERALE.....	1
I. CONTEXTE ET PROBLEMATIQUE	2
II. BUT ET OBJECTIFS DE LA RECHERCHE.....	4
II.1. But	4
II.2. Objectifs	4
III. PLAN DE LA THESE.....	4
CHAPITRE I : MILIEU NATUREL ET AUTRES TRAVAUX ANTERIEURS	5
I.1. CADRE PHYSIQUE DE LA VILLE DE DOUALA	6
I.1.1. Localisation géographique et administrative	6
I.1.2. Géomorphologie	6
I.1.3. Caractéristiques climatiques	11
I.1.4. Occupation des sols et végétation	15
I.1.5. Géologie et hydrogéologie.....	17
I.2. CADRE HUMAIN ET ACTIVITES ECONOMIQUES.....	24
I.2.1. Cadre humain	24
I.2.2. Activités économiques	25
I.3. AUTRES TRAVAUX ANTERIEURS	25
I.3.1. Eaux souterraines	26
I.3.2. Propriétés hydrogéologiques de l'aquifère	26
I.3.3. Recharge	27
I.4. Caractéristiques hydrodynamiques de la nappe de Douala	28
I.5. Processus, sources de pollution et état des lieux sur la qualité des eaux souterraines de la ville de Douala	29
I.5.1. Processus et sources de pollution.....	29

I.5.2. Etat des lieux sur les ressources en eau souterraines au Cameroun.....	30
I.5.3. Etat des lieux sur la qualité des eaux souterraines de la ville de Douala.....	30
CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES.....	33
II.1. MATERIEL.....	34
II.2. METHODOLOGIE.....	35
II.2.1 Travaux de terrain.....	35
II.2.2. Travaux en laboratoire.....	44
II.2.3. Présentation du modèle WETSPASS.....	54
CHAPITRE III : RESULTATS.....	60
III.1. CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DU BASSIN VERSANT DE NGOUA ...	61
III.1.1. Caractéristiques géométriques.....	61
III.1.2. Orographie du bassin versant de Ngoua.....	61
III.1.3. Pente.....	62
III.1.4. Occupation des sols.....	63
III.2. CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET HYDRODYNAMIQUES DE L'AQUIFERE.....	64
III.2.1. Texture.....	65
III.2.2. Variations spatio-temporelles des débits des sources.....	66
III.2.3. Variations piézométriques.....	68
III.3. EVALUATION DU BILAN HYDRIQUE.....	73
III.4. CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES.....	76
III.4.1. Variation saisonnières des paramètres physico-chimiques.....	77
III.4.2. Classification saisonnière des faciès hydrogéochimiques des eaux souterraines du bassin versant de Ngoua.....	93
III.4.3. Indices.....	95
III.4.4. Résultats du modèle WETSPASS.....	99
CHAPITRE IV : INTERPRETATIONS ET DISCUSSION.....	115
IV.1. EVOLUTION DES PARAMETRES HYDRODYNAMIQUES.....	116
IV.1.1 Relation entre les caractéristiques hydrauliques.....	116
IV.1.2. Rabattement de la nappe.....	116
IV.1.3. Niveaux piézométriques et écoulement de la nappe.....	117
IV.1.4. Relation pluie-niveaux statiques-débit.....	117
IV.2. EVOLUTION DES PARAMETRES HYDROCHIMIQUES.....	118
IV.2.1. Analyse des variations spatiales des paramètres physico-chimiques.....	118

IV.2.2. Processus hydrogéochimiques	132
IV.2.3. Activités anthropiques.....	139
IV.2.4. Evaluation globale de la qualité des eaux souterraines.....	140
IV.3 CARTOGRAPHIE DE LA RECHARGE DE LA NAPPE PAR LE MODELE WETSPASS	146
IV.3.1. Distribution des paramètres du bilan hydrique	146
IV.3.2. Distribution de la recharge au sein de la zone d'étude	146
IV.3.3. Apport du modèle WETSPASS	147
IV.4. QUELQUES SOLUTIONS A APPORTER POUR UNE MEILLEURE GESTION DES RESSOURCES EN EAU	148
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....	150
BIBLIOGRAPHIE	153
ANNEXES	169

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Carte de localisation de la région de Douala	7
Figure 2 : Carte géomorphologique de la région de Douala	9
Figure 3 : Réseau hydrographique de la région de Douala	10
Figure 4 : Variations de la pluviométrie moyennes mensuelle de Douala.....	13
Figure 5 : Variations interannuelle des pluies de la station de Douala	13
Figure 6 : Indices pluviométriques moyennes annuelles de Douala	14
Figure 7 : Variation des températures moyennes annuelles de Douala.....	14
Figure 8 : Humidité relative de Douala.....	16
Figure 9 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1957) station de Douala...	16
Figure 10 : Carte d'occupation des sols de la ville de Douala	19
Figure 11 : Coupe schématique du bassin sédimentaire de Douala	20
Figure 12 : Carte géologique de la région de Douala.....	22
Figure 13 : Colonne lithologiques de synthèse des formations géologiques sédimentaires de la ville de Douala et ses environs	24
Figure 14 : site d'étude.....	37
Figure 15 : Carte géologique du bassin versant de Ngoua.....	39
Figure 16 : Points d'eau de la zone d'étude	40
Figure 17 : carte d'échantillonnage.....	46
Figure 18 : Bilan hydrique schématique d'une cellule raster.....	55
Figure 19 : Carte orographique du bassin versant de Ngoua	62
Figure 20 : Carte des pentes	63
Figure 21 : Etat d'occupation des sols du bassin versant de Ngoua	64
Figure 22 : Carte texturale des sols du bassin versant de Ngoua	66
Figure 23 : variations mensuelles des débits de sources S1, S2, S3 et S4.	68
Figure 24 : Distribution spatiale des profondeurs de la nappe.....	72
Figure 25 : Carte piézométrique du bassin versant de Ngoua pendant la saison de pluies.....	74
Figure 26 : Carte piézométrique du bassin versant de Ngoua pendant la saison sèche	75
Figure 27 : Variations des paramètres physiques des eaux de puits : (SP) saison de pluie ; (SS) saison sèche	80
Figure 28 : Variations des cations dans les eaux de puits	80
Figure 29 : Variations des anions dans les eaux de puits	81

Figure 30 : <i>Box plots</i> des eaux de puits	82
Figure 31 : Ordre d'abondance des éléments en trace métalliques dans les eaux de puits	83
Figure 32 : Variations des paramètres physiques des eaux de sources	85
Figure 33 : Variations des cations des eaux de sources	86
Figure 34 : Variations des anions des eaux de sources	87
Figure 35 : <i>Box plots</i> des eaux de source	88
Figure 36. Ordre d'abondance des éléments traces métalliques des eaux de sources.....	89
Figure 37 : Variations des paramètres physiques des eaux de forages	91
Figure 38 : Variations des cations majeurs des eaux de forages	92
Figure 39 : Variations des anions majeurs des eaux de forages	93
Figure 40 : <i>Box plots</i> des eaux de forages	94
Figure 41 : Ordre d'abondance des éléments en traces métalliques.	95
Figure 42 : Classification des faciès hydrochimique des eaux souterraines de Ngoua en fonction du diagramme de Piper (1944).....	96
Figure 43 : Répartition spatiale des pluies saisonnières.....	103
Figure 44 : Répartition spatiale des températures saisonnières.....	104
Figure 45 : Distribution spatiale de la vitesse des vents pendant la saison de pluies.....	105
Figure 46 : Distribution spatiale de l'ETP	106
Figure 47 : Distribution spatiale des profondeurs de la nappe	107
Figure 48 : Distribution spatiale du ruissellement	108
Figure 49 : Carte d'interception du bassin	111
Figure 50 : Carte ETP actuelle du bassin	112
Figure 51: Distribution spatiale de la recharge	113
Figure 52 : Relation pluie mensuelle et débits mensuels des sources	118
Figure 53 : Evolution des paramètres physiques dans les eaux de puits, sources et forages pendant la saison de pluies	121
Figure 54: Distribution spatiales du pH	122
Figure 55 : Distribution spatiales de la conductivité électrique	123
Figure 56 : Evolution des cations et anions dans les eaux de puits, sources et forages pendant la saison de pluies (a, c) et saison sèche (b, d)	124
Figures 57 : Distribution spatiale des cations pendant la saison pluvieuse.....	126
Figure 58 : Distribution spatiale des cations pendant la saison sèche.....	127
Figures 59 : Distribution spatiale des anions pendant la saison pluvieuse.....	129
Figures 60 : Distribution spatiale des anions pendant la saison sèche	130

Figure 61 : Variations spatiales des ETM	133
Figure 62 : Diagramme de Gibbs	136
Figure 63 : Diagramme de carters	137
Figure 64 : analyse en composante principale	139
Figure 65 : Distribution spatiale du NO_3^-	143
Figure 66 : Variations spatiale de WQI des eaux souterraines de Ngoua	144
Figure 67 : Distribution spatiale.....	145
Figure 68 : Modèle conceptuel de la recharge des nappes dans le bassin versant de Ngoua.	147

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques des bassins versants	11
Tableau 2 : Caractéristiques des sols prélevés	44
Tableau 3 : Poids relatif de chaque paramètre	51
Tableau 4 : Classification globale de l'IQE	52
Tableau 5 : Valeurs standards utilisées pour le calcul des HPI, HEI et Cd	54
Tableau 6 : Paramètres physiques et hydrodynamique de l'aquifère de Douala	65
Tableau 7 : Statistique des débits de sources	67
Tableau 8 : Variations mensuelle des débits de sources	67
Tableau 9 : Valeurs des niveaux piézométriques saisonniers	69
Tableau 10 : Bilan hydrique selon Thornthwaite (1955) de l'année hydrologique 2020-2021	76
Tableau 11 : Bilan hydrique selon Thornthwaite (1955) pour la station de Douala	76
Tableau 12 : Variations saisonnières des paramètres physico-chimiques des eaux de puits du bassin versant de Ngoua	78
Tableau 13 : Variations saisonnières des paramètres physico-chimiques des eaux de sources du bassin versant de Ngoua	84
Tableau 14 : Variations saisonnières des paramètres physico-chimiques des eaux de forages	90
Tableau 15 : Valeurs saisonnières de l'ISL du bassin versant de Ngoua	97
Tableau 16 : Variations de l'IQE des eaux souterraines du bassin versant de Ngoua	97
Tableau 17 : Statistiques des valeurs de HPI et HEI du bassin versant de Ngoua	98
Tableau 18 : Statistiques des paramètres du bilan hydrologique en fonction de l'état d'occupation du sol pendant la saison sèche	102

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

BRGM	: Bureau de Recherches Géologiques et Minières
CCC	: Complexe Chimique Camerounais
CHOCOCAM	: Chocolaterie Confiserie du Cameroun
CUD	: Communauté Urbaine de Douala
ETM	: Eléments Traces Métalliques
ETP	: Evapo Transpiration Potentielle
ETR	: Evapo-Transpiration Réelle
FAO	: Food and Agriculture Organisation (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture)
GPS	: Global Système Position
IPM	: Indice de pollution Métallique
IQE	: Indice de Qualité des Eaux
HEI	: Heavy metal Evaluation Index
IRGM	: Institut de Recherche Géologique et Minière
KC	: Indice de compacité de Gravelus
LAGE	: Laboratoire d'Analyse Géochimique des Eaux
MAGZI	Mission d'Aménagement et de Gestion des Zones Industrielles
MINEE	: Ministère de l'Eau et de l'Energie
MNT	: Modèle Numérique de Terrain
NP	: Niveau piézométrique
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
ONU	: Organisation des Nations Unies
PANGIRE	: Plan d'Action National de Gestion Intégrée des Ressources en Eau
RGPH	: Recensement Général de la Population et de l'Habitat
SIG	: Système d'Information Géographique
SRTM	: Shuttle Radar Topography Mission
UCB	: Union des Brasseries du Cameroun
UNICEF	: Fonds des Nations Unies pour l'enfance
WETSPASS	: Water and Energy Transfer between Soil, Plants and Atmosphere under quasi Steady State.

RESUME

La demande sans cesse croissante en eau due à l'explosion démographique, à l'urbanisation accélérée, la pollution fluviale et à l'inadaptation d'assainissement nécessite une plus grande attention. La gestion des ressources en eaux souterraines est cruciale pour répondre aux besoins en eau douce. La présente étude avait pour objectif déterminer les caractéristiques hydrodynamiques, hydrochimiques et proposer un modèle de recharge des aquifères mio-pliocène/quatevriens du bassin versant de Ngoua. Le bassin versant de Ngoua (24,5 Km²) est situé dans la zone industrielle de Douala-Bassa (Cameroun). Et l'approvisionnement en eau de la population de cette zone est essentiellement assuré par les eaux souterraines. Pour atteindre cet objectif, les travaux ont été conduits tant sur le terrain qu'en laboratoire avec en amont la revue de la littérature. Pour ce faire, la méthodologie adoptée a consisté en la détermination des caractéristiques hydrodynamiques et hydrochimiques et de l'application de la télédétection et SIG pour la détermination des zones potentielles de la recharge. Le modèle WETSPASS a été utilisé pour évaluer la quantité d'eau infiltrée dans la nappe et ArcGIS pour la cartographie numérique. Les résultats montrent que : sur le plan hydrodynamique, les sols sont sablo-argileux et limoneux, la perméabilité varie entre $1,6 \times 10^{-6}$ et $1,6 \times 10^{-5}$ m/s. La plupart des ouvrages appartiennent au système aquifère mio-pliocène/quatenaire et capteraient un seul niveau. La carte piézométrique met en évidence un régime d'écoulement non uniforme. L'aquifère est à nappe radiale divergente. Le modèle WETSPASS indique que les zones herbacées (460 mm), forestières (327 mm) et les cours d'eau (256 mm) sont favorables à la recharge. Sur le plan hydrochimique, la nappe est acide, faiblement à moyennement minéralisée. Le cation Ca^{2+} est dominant pendant les deux saisons, tandis que les anions SO_4^{2-} et Cl^- sont respectivement dominants en saison de pluie et sèche. L'altération des minéraux silicatés et carbonatés et les processus d'échanges cationiques sont les processus hydrochimiques dominants ainsi que les activités anthropiques contrôlant les sources de minéralisation des eaux souterraines du bassin versant de Ngoua. L'Indice de Qualité des Eaux (IQE : 2-187) indique que la nappe peut être exploitée pour l'industrie et les ménages. Les valeurs élevées en nitrates (86 mg/L) et en plomb (0,2 mg/L) par rapport à la norme prescrite par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) constituent un indicateur de la pollution urbaine modérée dans cette zone.

Mots clés : Nappe phréatique, hydrochimie, modèle WETSPASS, recharge de la nappe gestion durable, bassin versant Ngoua, Douala-Cameroun

ABSTRACT

The constantly growing demand for water due to population explosion, accelerated urbanization, river pollution, and inadequate sanitation requires greater attention. The management of groundwater resources is crucial to meet freshwater needs. This study aimed to determine the hydrodynamic and hydrochemical characteristics and propose a recharge model for the Mio-Pliocene/Quaternary aquifers of the Ngoua watershed. The Ngoua watershed (24.5 km²) is located in the industrial area of Douala-Bassa (Cameroon). The water supply for the population in this area is primarily ensured by groundwater. To achieve this objective, the work was conducted both in the field and in the laboratory, preceded by a literature review. To this end, the adopted methodology consisted of determining the hydrodynamic and hydrochemical characteristics and their application of remote sensing and GIS for the determination of potential recharge areas. The WETSPASS model was used to evaluate the amount of water infiltrated into the aquifer and ArcGIS for digital mapping. The results show that: hydrodynamically, the soils are sandy-clay and silty, with permeability ranging from 1.6×10^{-6} to 1.6×10^{-5} m/s. Most of the structures belong to the mio-pliocene/quaternary aquifer system and would capture a single level. The piezometric map highlights a non-uniform flow regime. The aquifer has a divergent radial pattern. The WETSPASS model indicates that herbaceous areas (460 mm), forested areas (327 mm), and watercourses (256 mm) are favorable for recharge. Hydrochemically, the aquifer is acidic, with low to medium mineralization. The cation Ca²⁺ is dominant in both seasons, while the anions SO₄²⁻ and Cl⁻ are dominant in the rainy and dry seasons, respectively. The alteration of silicate and carbonate minerals and cation exchange processes are the dominant hydrochemical processes as well as anthropogenic activities controlling the mineralization sources of groundwater in the Ngoua watershed. The Water Quality Index (WQI: 2-187) indicates that the aquifer can be used for industry and households. High values of nitrates (86 mg/L) and lead (0.2 mg/L) compared to the standards set by the World Health Organization (WHO) serve as indicators of moderate urban pollution in this area.

Keywords: Aquifer, hydrochemistry, WETSPASS model, aquifer recharge, sustainable management, Ngoua watershed, Douala-Cameroon.

INTRODUCTION GENERALE

I. CONTEXTE ET PROBLEMATIQUE

L'eau est un besoin quotidien de l'homme. Qu'elle soit utilisée pour la consommation humaine, l'agriculture, les loisirs, le transport ou la production d'énergie, elle a une valeur incontestable. Bien qu'en théorie elle existe en quantité suffisante pour combler tous les besoins des populations humaines, elle est répartie de façon inégale à la surface de la terre, modifiant ainsi sa disponibilité réelle (Anctel, 2008). L'un des Objectifs du Développement Durable (ODD) était de fournir à tous une eau de qualité et en quantité suffisante (OMS / UNICEF, 2007), ce qui constitue un challenge pour les pays en développement. De ce fait, la demande en eau croissante due à l'explosion démographique, à l'urbanisation accélérée, la pollution fluviale et à l'inadaptation d'assainissement nécessite une plus grande attention. La gestion des ressources en eaux souterraines est cruciale pour répondre au besoin en eau douce.

Des études réalisées à travers le monde montrent que l'alimentation en eau de plusieurs centaines de villes dépend des ressources en eaux souterraines (Yousfi, 2015 ; Dieng et al., 2017 ; Akoachere et al., 2019 ; Rezaei et al., 2020 ; Abdullateef et al., 2021 ; Zhang et al., 2021 ; Wang et al., 2022 ; Ye et al., 2022 ; Mahir et al., 2023 ; Nlend et al., 2023 ; Emvoutou et al., 2023 ; Mfonka et al., 2024). Cependant, l'urbanisation croissante et incontrôlée, particulièrement dans les pays en développement a un impact négatif sur la quantité et la qualité de cette ressource précieuse.

Au Cameroun, les ressources en eau sont nombreuses et variées. Leur répartition est inégale et très souvent influencée par le climat (Sighomnou, 2004 ; Lienou, 2007 ; MINEE-GWP, 2009 ; MINEE, 2019). Globalement, on distingue les ressources en eaux superficielles et souterraines. Toutes ces ressources sont exploitées à usage domestique, agricole et industriel. Pour une meilleure gestion des ressources en eau, le Ministère de l'Eau et de l'Energie (MINEE) assure l'approvisionnement et de l'assainissement de l'eau tant dans les zones rurales qu'urbaines. Pour atteindre les Objectifs du Développement Durable, le Plan d'Action National de Gestion Intégrée des Ressources en Eau (PANGIRE) a été élaboré (MINEE, 2015). La qualité et la quantité en eau souterraines ont été évaluées. Malgré l'abondance des ressources en eau douce au Cameroun, la demande reste forte par rapport à l'offre (MINEE-GWP, 2009 ; MINEE, 2019). De manière générale cette forte demande se ressent plus dans les grandes métropoles où la pollution est plus accentuée.

Douala, capitale économique du Cameroun abrite le port autonome, les industries et les grands centres commerciaux. Cette ville est le lieu de convergence des populations. Elle a une population d'environ 3 millions d'habitants et concentre près de 20% de la population urbaine du pays (CUD, 2010). Cette ville est caractérisée par une croissance urbaine très forte en raison

du taux élevé d'accroissement de la population et de la multiplication du taux d'urbanisation. Cette urbanisation rapide induit des changements majeurs environnementaux, démographiques, sociaux, culturels et sanitaires. Dans ce contexte urbain, malgré l'abondance des ressources en eau, l'accès à l'eau potable demeure un défi pour la population. Pour cela, la population fait recours aux eaux souterraines.

Les eaux souterraines constituent la principale source d'approvisionnement en eau dans la ville de Douala. Les aquifères mio-pliocène/quaternaires sont plus exploités à travers des sources, des puits et des forages peu profonds. Ces nappes sont exploitées à usage industriel et domestique. Cependant, elles subissent de multiples contraintes liées à une forte croissance démographique, l'urbanisation anarchique, l'industrialisation accélérée, les changements climatiques et à l'inadaptation d'assainissement affectant la quantité et la qualité de cette ressource. Les études réalisées dans ce secteur montrent que la qualité de ces eaux se dégrade tant sur le plan hydrochimique que bactériologique (Kopa Njueya et al., 2012 ; Fantong et al., 2016 ; Wirmvem et al., 2017 ; Emvoutou et al., 2018 ; Magha et al., 2021 ; Nleng et al., 2023). Ainsi, l'utilisation de cette eau de mauvaise qualité par les populations a pour conséquence le développement des maladies hydriques dues, entre autres, aux germes pathogènes, aux produits chimiques et aux composés azotés (Ndjama et al., 2008 ; Totouom et al., 2018). Si des actions immédiates ne sont pas entreprises, la contamination des eaux souterraines sera à l'origine d'une pénurie d'eau potable dans les années à venir. La quantité des ressources en eau est de plus en plus influencée non seulement par des phénomènes naturels comme les changements climatiques, mais aussi par les activités anthropiques. Les méthodes ponctuelles sont plus utilisées pour déterminer la recharge des nappes. Ces méthodes ne tiennent pas en compte les paramètres environnementaux. Dans cette étude, une approche télédétection et SIG (modèle WETSPASS et ArcGIS) sera utilisée pour déterminer la recharge des nappes et sa distribution spatiale. La modélisation numérique constitue un moyen pour comprendre le fonctionnement actuel d'un système aquifère et prédire son comportement futur dans le but de fournir des réponses aux personnes en charge de la gestion de l'eau (Bon et al., 2021a). Cette modélisation de la variabilité de la recharge peut en effet permettre d'accéder à des paramètres fondamentaux des aquifères.

De ce fait, il est donc fondamental d'étudier et de comprendre le fonctionnement hydrodynamique et hydrochimique des aquifères mio-pliocène/quaternaires pour une meilleure gestion rationnelle et optimale de la ressource en eau souterraine potentielle de la ville de Douala ainsi que son renouvellement à travers une modélisation et une analyse de la distribution spatiale de l'infiltration. Pour une meilleure compréhension du système aquifère dans la ville

de Douala, la présente étude a été réalisée à l'échelle du bassin versant de Ngoua situé à l'Est de la ville de Douala, et qui abrite la zone industrielle.

II. BUT ET OBJECTIFS DE LA RECHERCHE

II.1. But

Le but de ce travail est d'améliorer la compréhension du fonctionnement hydrogéologique des aquifères mio-pliocène/quaternaires et de réévaluer la qualité physico-chimique des nappes du bassin versant de Ngoua. Les potentialités de ces nappes se justifient bien dans le contexte actuel où les enjeux de l'heure sont :

- une amélioration de la qualité de l'eau de boisson dans les zones ;
- une réponse de la demande en eau potable sans cesse croissante ;
- une évaluation de la disponibilité des ressources en eaux souterraines afin d'assurer l'accès à l'eau potable dans des zones défavorables ;
- l'amélioration des connaissances sur la relation eau de surface / nappe.

II.2. Objectifs

L'objectif général de cette étude vise à déterminer les caractéristiques hydrodynamiques et proposer un modèle de recharge des aquifères mio-pliocène/quaternaires du bassin versant de Ngoua. Spécifiquement, il est question de :

- déterminer les caractéristiques hydrogéologiques des aquifères mio-pliocène/quaternaires ;
- évaluer les caractéristiques hydrochimiques de ces aquifères;
- proposer un modèle hydrodynamique de recharge des nappes mio-pliocène/quaternaire à partir du modèle WETSPASS;
- proposer des solutions efficaces pour la gestion durable des ressources en eau souterraine dans le bassin versant de Ngoua.

III. PLAN DE LA THESE

Encadré par une introduction générale et une conclusion générale et perspectives, le présent travail s'articule autour de quatre chapitres :

- Chapitre I : Milieu naturel et autres travaux antérieurs ;
- Chapitre II : Matériel et méthodes ;
- Chapitre III : Résultats
- Chapitre IV : Interprétation et discussion

**CHAPITRE I : MILIEU NATUREL ET AUTRES
TRAVAUX ANTERIEURS**

Introduction

Le présent chapitre présente la revue de la littérature sur le cadre naturel et humain de la ville de Douala et les autres travaux antérieurs complémentaires.

I.1. CADRE PHYSIQUE DE LA VILLE DE DOUALA

I.1.1. Localisation géographique et administrative

La ville de Douala est la capitale économique du Cameroun. Elle est située dans la zone tropicale humide et au fond du Golfe de Guinée le long de l'estuaire du Wouri. Elle est localisée entre 04°01' et 04°15' de la latitude Nord et entre 09°65' et 09°95' de longitude Est. Elle est le chef-lieu de la Région du Littoral et du Département du Wouri, et comprend six arrondissements (Douala I, II, III, IV ; V et VI). Elle est limitée au Nord par les arrondissements de Dibombari et Yabassi, au Sud par ceux de Manoka et Dizangué, à l'Est par celui de Logbadjeck et à l'Ouest par celui de Tiko (Fig 1).

I.1.2. Géomorphologie

I.1.2.1. Orographie

La ville de Douala est marquée par de faibles caractéristiques géomorphologiques avec de faibles pentes presque au niveau de la mer. La topographie est douce, elle diminue généralement de l'Est à l'Ouest vers le fleuve Wouri et conduit à l'inondation de la zone.

Le modèle numérique de terrain (MNT) dans la ville de Douala montre des altitudes variant entre 0 et plus de 70 m (Fig 2). Les ensembles géomorphologiques ayant des altitudes inférieures à 35 m constituent environ 60% de la ville, et les ensembles géomorphologiques ayant des altitudes supérieures à 35 m représentent environ 10%. Toute la rive droite du Wouri, notamment Bonabéri, est une zone très basse avec des altitudes variant de 13 à 27 m. Il existe cependant sur la rive gauche, un changement brusque de dénivelé avec une forte élévation depuis les quartiers Bonatonè, Bessenguè, Mbopi, Tractafric, Centre industriel, Tergal, Madagascar, Oyack, Ndogpassi, Mbanga Japoma. Ce dénivelé marque un alignement clair.

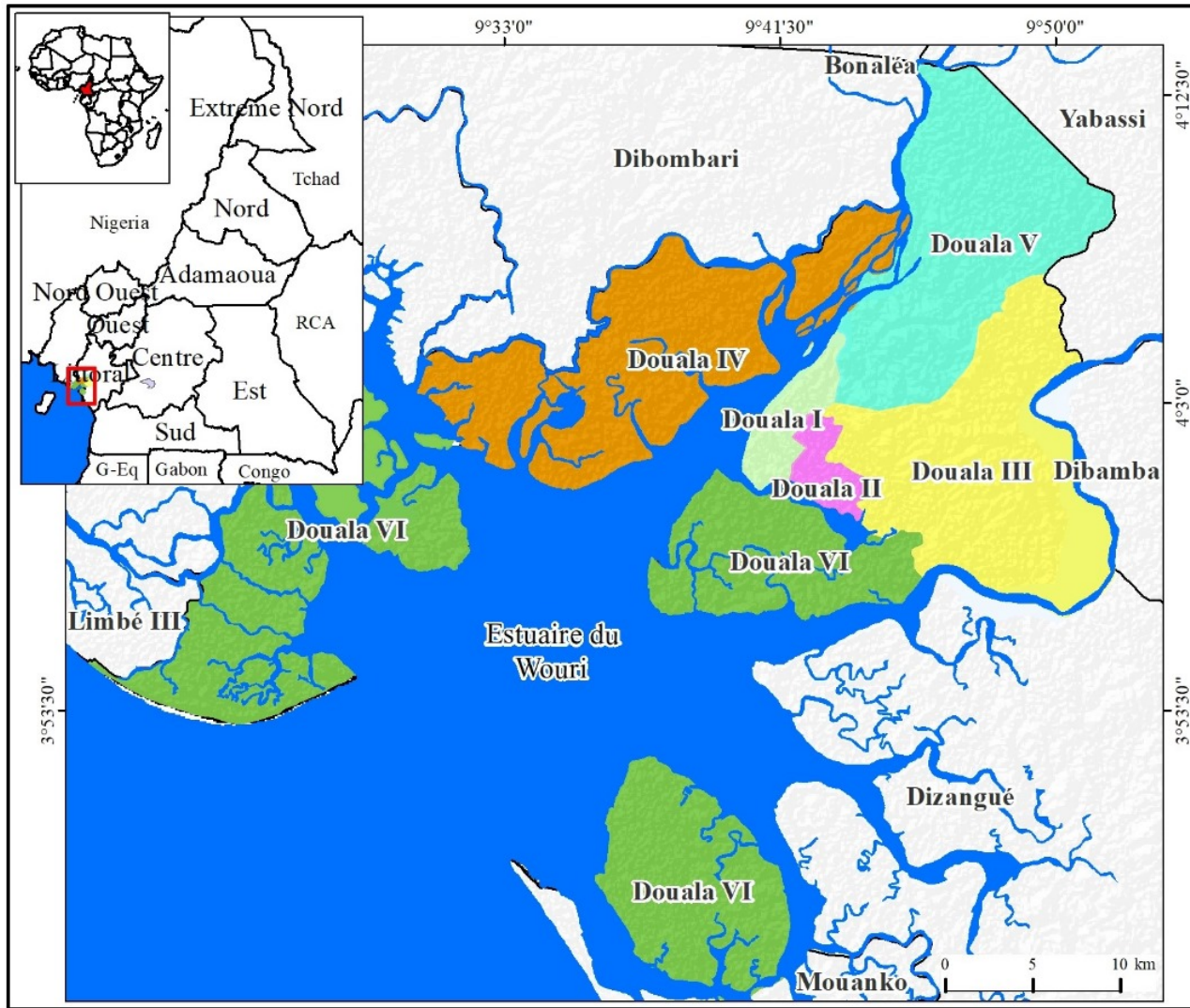


Figure 1: Carte de localisation de la région de Douala (Source, SRTM)

les hautes zones de la ville qui s'étendent au sud-est, au centre et à l'ouest ; et les basses zones constituant l'embouchure du fleuve Wouri au sud-ouest, Nord et Ouest. Les hautes altitudes sont constituées en majorité de nombreuses petites collines avec des pentes plus ou moins abruptes et des vallées en V. Les basses altitudes quant à elles sont constituées de plateaux et quelques vallées en U, constituant ainsi le réceptacle de la ville, annonçant l'ouverture vers l'océan atlantique.

I.1.2.2. Hydrographie

Le réseau hydrographique de la ville de Douala est caractérisé par un écoulement permanent, même dans les petits cours d'eau. La « Baie du Cameroun » en aval de Douala constitue l'embouchure des fleuves Wouri, Mungo, Dibamba et dans une moindre mesure la Sanaga (Djeuda Tchapnga et al., 2005).

Le Wouri et la Dibamba sont les principaux cours d'eau qui drainent la ville de Douala. Le Wouri coule du NE au SW de la ville entre Bonabéri et Akwa, tant dis que la Dibamba coule dans les périphéries Est de la ville (Olivry, 1986) (Fig 3). Le réseau de drainage est tel que les cours d'eau du premier et second ordre (Nsapé, Mbanya, Tongo-Bassa, Papas, Mbopi, Besseke, Ngoua, Bobongo, Kambo, Logmayigui) sont souvent chargés des déchets solides et liquides provenant des industries, des ménages et des déchets municipaux qui se jettent dans les fleuves Wouri et Dibamba, tributaires de l'Océan Atlantique (Olivry, 1986 ; Tening et al., 2013 ; Fantong et al., 2016 ; Wirmvem et al., 2017, Ramatlanpeng et al., 2021).

La ville de Douala est constituée de plusieurs bassins versants dont les affluents ont donné leurs noms aux bassins de superficie et de formes différentes. C'est une zone de basse plaine au Sud et à l'Ouest et de plaines d'altitude moyenne au Nord et à l'Est. Cette morphométrie décrit des modelés disséqués par un réseau hydrographique dendritique dont les directions principales d'écoulement des cours d'eau obéissent à celles du bassin du Wouri. L'analyse détaillée faite à partir de l'image SRTM a permis de délimiter 11 bassins versants dont les caractéristiques se trouvent dans le [tableau 1](#). Il s'agit d'un ensemble de petits bassins côtiers d'ordre 1 avec des modes d'écoulement ralentis et ceux d'ordre 2 d'écoulement plus rapide. Les formes exprimées par le coefficient de Gravélium (Roche, 1963) indiquent qu'il existe des bassins allongés et d'autres circulaires. Ils occupent une superficie totale de 248 km².

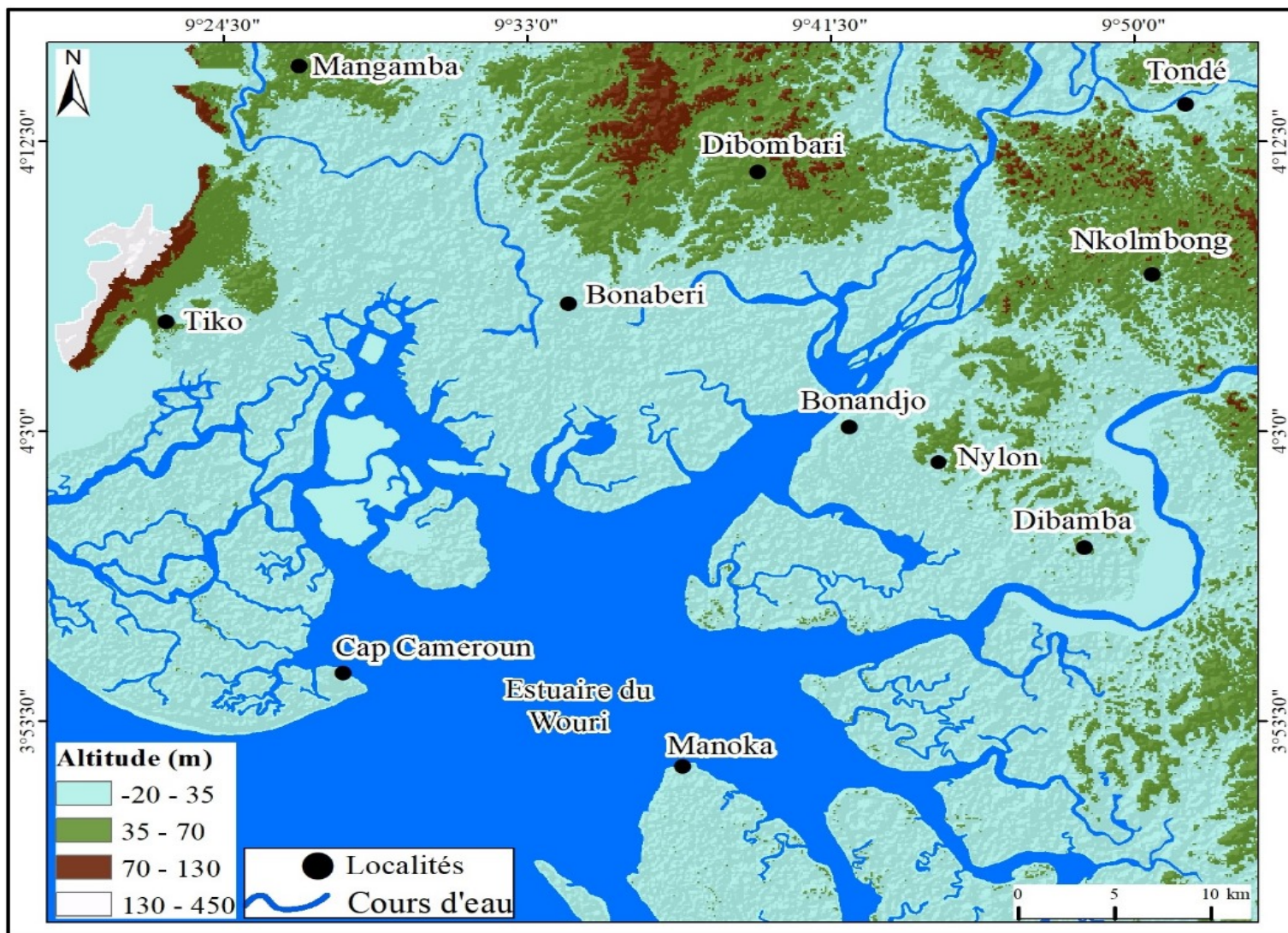


Figure 2 : Carte géomorphologique de la région de Douala (Source, SRTM)

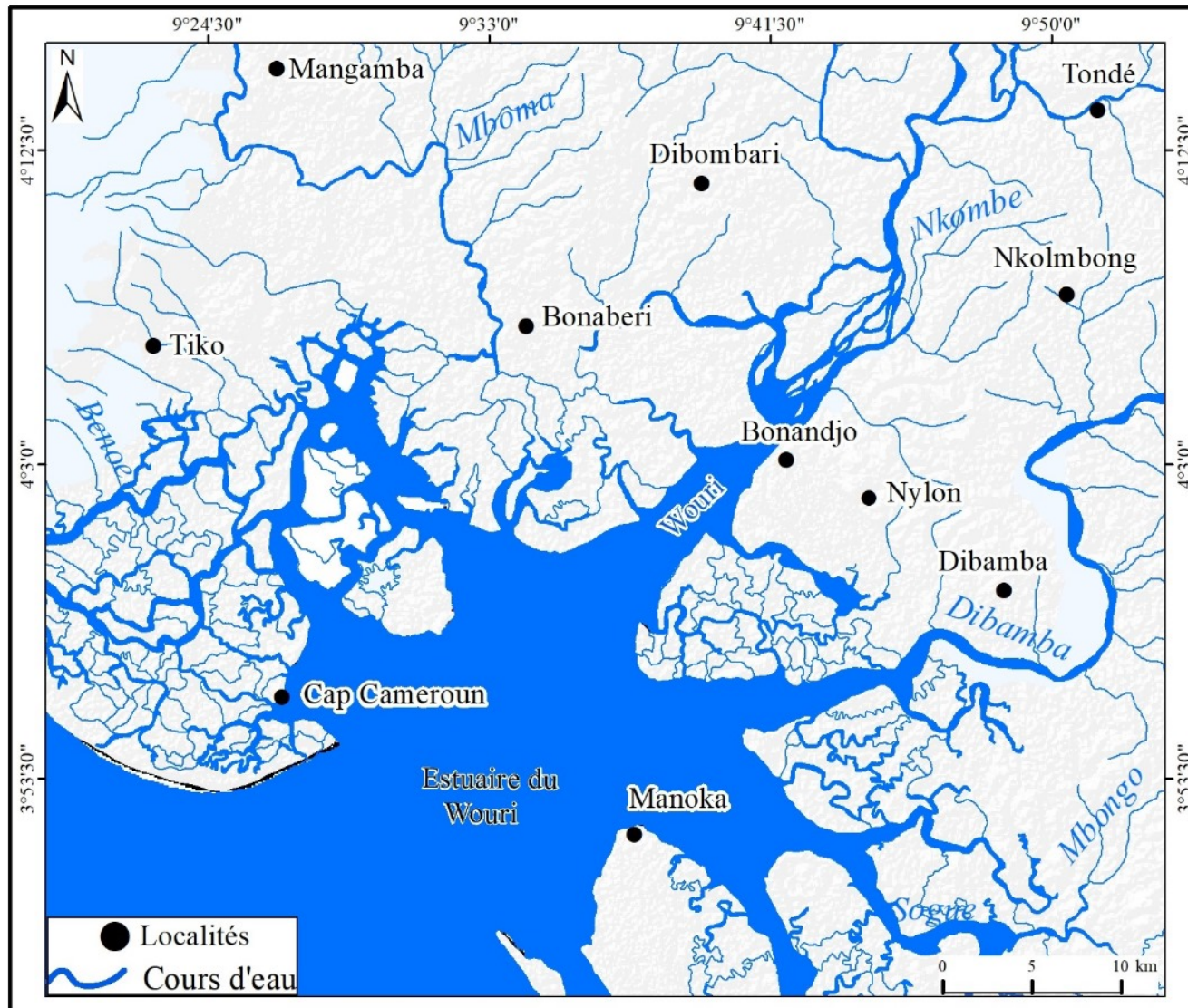


Figure 3 : Réseau hydrographique de la région de Douala (Source, SRTM)

I.1.3. Caractéristiques climatiques

Le climat qui règne dans la ville de Douala est de type équatorial. Sa position géographique dans le golfe de Guinée fait qu'elle est exposée aux influences de l'Océan Atlantique. Ce qui lui confère un climat équatorial de type camerounien où il tombe près de 4 000 mm/an de pluies (Sighomnou, 2004 ; Temgoua et al., 2005 ; Ketchemen Tandia et al., 2017 ; Wirmvem et al., 2017 ; Akoachere et al., 2019). Les données climatiques utilisées dans le cadre de cette étude proviennent de la station de l'aéroport de Douala. Ces données sont des valeurs moyennes mensuelles de la pluviométrie et de la température allant de 1978 à 2020, et de l'humidité relative de 1978-2020.

I.1.3.1. Paramètres du climat

I.1.3.1.1. Pluviométrie

Durant la période comprise entre 1978 et 2020, la pluie moyenne interannuelle est de l'ordre de 3644±480,54 mm. La pluie moyenne mensuelle varie entre 703,7 mm correspondant au mois le plus pluvieux (août) et 19,8 mm correspondant au mois le moins pluvieux (janvier) (Fig 4).

Tableau 1 : Caractéristiques des bassins versants

Bassin	Kc	Cours d'eau	Long (km)	Superficie (km ²)	Secteurs concernés
Rive gauche du Wouri					
Wouri	1,17	Tongo-Bassa	10	45,444	Makepe, Bonamoussadi, Logpom, Bépanda, Ndongbong, Pindo, Ndoghem
	1,49	Mbanya	4,8	4,03	Deïdo, Akwa, Cité chardy, Stade Omnisport,
	2,27	Mboppi	4,1	6,828	Congo, Kassalafam, Yabassi, Ngodi, Akwa, Mboppi, Bonamouti, Bessengué
	1,26	Ngoma		34,256	
	1,18	Bésséké1	2,6	4,832	Joss, Bonandjo, Bali, Nkanè, Bonadibong, Nkongmondo
	2,66	Nsapè		41,872	
	1,16	Papas		15,568	
Wouri par la crique Docteur	1,28	Bobongo	8,4	29,826	Bonapriso, Bonadoubé, Ngangué, Congo, Ancien et Nouvel aéroport
	1,23	Ngoua	7,4	24,498	Newbell, Nkololoun, Nylon, Brazaville, Oyack, Soboum, Bilongué, Ndokoti, Zone industrielle
Wouri	1,22	Kambo		39,093	Maetur (Ndogpassi 3), Nkolmbong, Nyala
Rive droite du Wouri					
Wouri	1,32	Béssekè 2		1,712	Nkomba, Bonambapè, Béssékè, Bonassama

I.1.3.1.2. Variations interannuelle des précipitations de Douala

La pluie interannuelle de la ville de Douala varie entre 2595,9 mm (1984) et 4565,7 mm (1981) pour une moyenne interannuelle de 3643,6±480 mm. L'évolution de la pluie interannuelle durant la période comprise entre 1978 et 2020 montre une tendance à la hausse des précipitations après la rupture de 1984 (Fig 5).

I.1.3.1.3. Indices pluviométriques

L'indice pluviométrique IP calculé à partir des données pluviométriques de 1978 à 2020 montre que de 1978 à 1981 il existe une période humide (précipitations excédentaires) alors que 1981-2000 il existe une période sèche ou déficitaire ($IP < 1$), et de 2001 à 2020 une période humide avec 9 années sèches. La tendance générale reste à la baisse. Le déficit est plus marqué pendant la décennie 1980. L'année 1984 est l'année la plus sèche au Cameroun (Sighomnou, 2004) (Fig 6).

I.1.3.1.4. Température

La température est un autre élément du climat le plus indicateur après la pluviométrie dans les zones tropicales. Elle est fonction des zones climatiques, de la position géographique et des effets de continentalité tels que la proximité à la mer et les chaînes montagneuses. Les données de température (1978 à 2020) utilisées dans le cadre de cette étude, montrent que les valeurs sont assez homogènes. L'année la plus chaude est 1983 avec 28,7°C et l'année la moins chaude 1976 avec 25,2°C. Le Cameroun connaît un réchauffement depuis les années 1970, avec une augmentation graduelle de la température à partir de 1990 (Lawrimore, 2003). Les valeurs moyennes mensuelles pendant cette même période varient entre 28,7°C, correspondant au mois le plus chaud (février) et 25,1°C indiquant le mois le moins chaud (août) (Fig 7) ; ce qui donne une amplitude thermique de 3,6°C.

I.1.3.1.5. Humidité relative

L'humidité atmosphérique relative dépend plus de la température, et de la latitude. La période allant de 1978 à 2020 est marquée par des valeurs annuelles allant de 87% en 2010, 2011 et 2014 et 79% en 2008 et 2009. Les valeurs moyennes mensuelles varient de 89% en août mois le plus pluvieux et atteint un minimum de 80% en février qui est le mois le plus sec (Fig 8). Ces valeurs montrent un rapport antagoniste qui existe entre l'humidité, la température, et la pluviométrie. En effet, les fortes valeurs de températures induisent les baisses de valeurs de l'humidité et de la pluviométrie et vice versa.

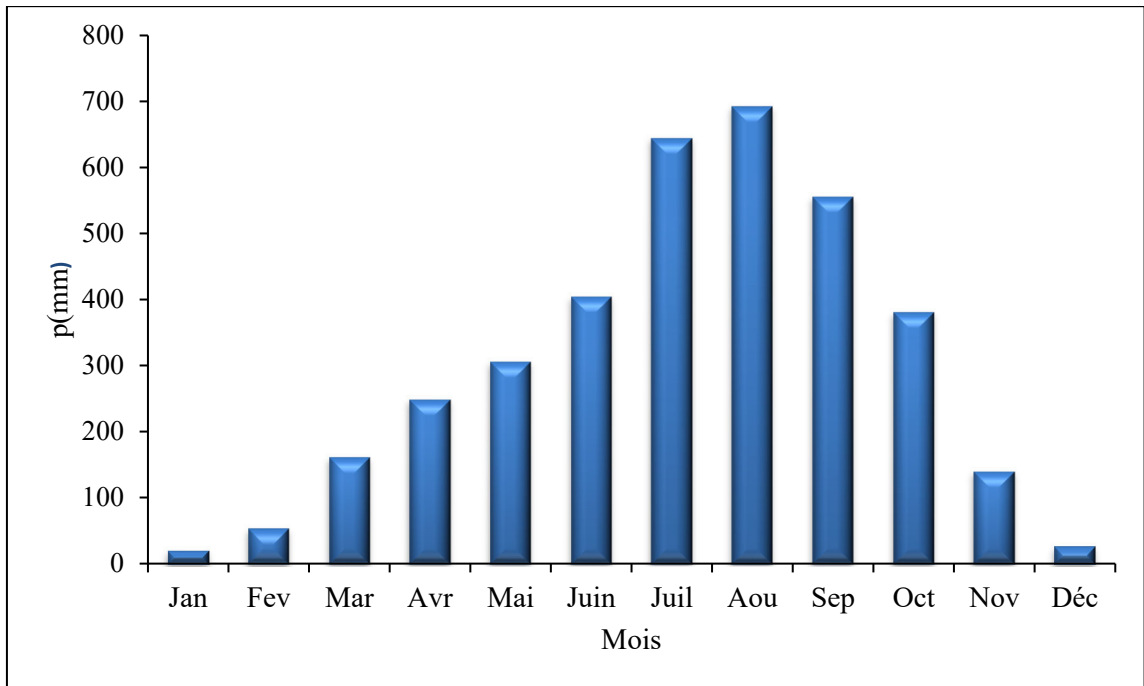


Figure 4 : Variations de la pluviométrie moyennes mensuelle de Douala (1978-2020)

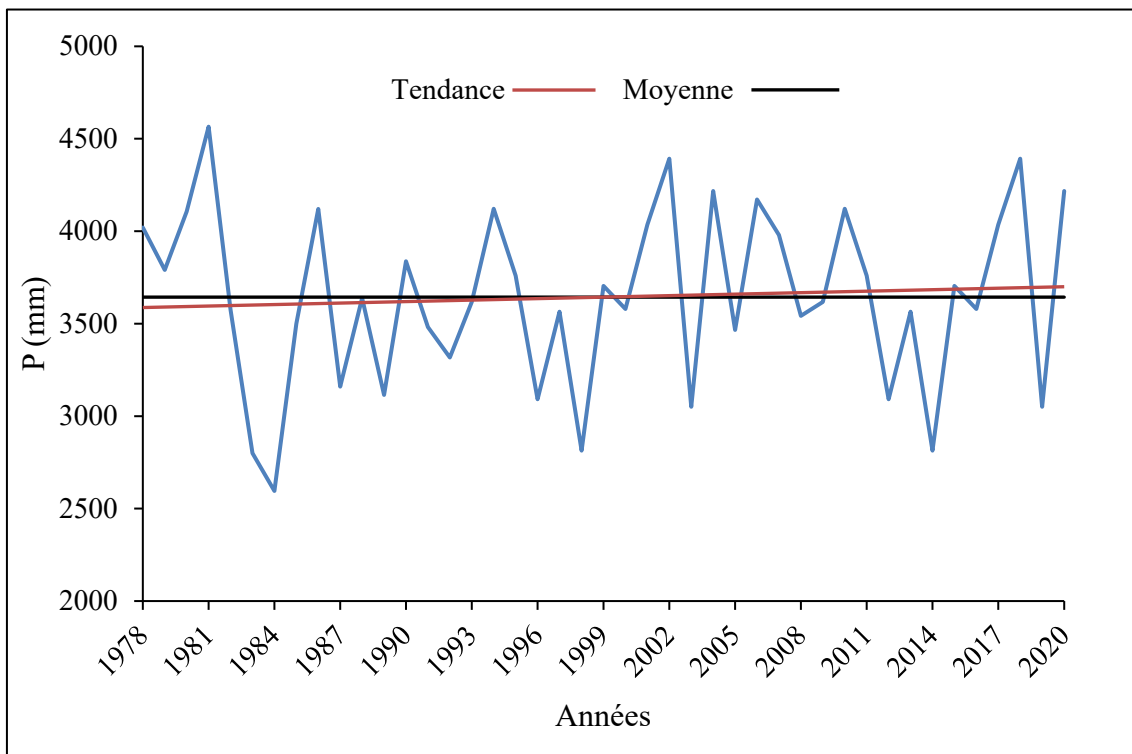


Figure 5 : Variations interannuelle des pluies de la station de Douala (1978-2020)

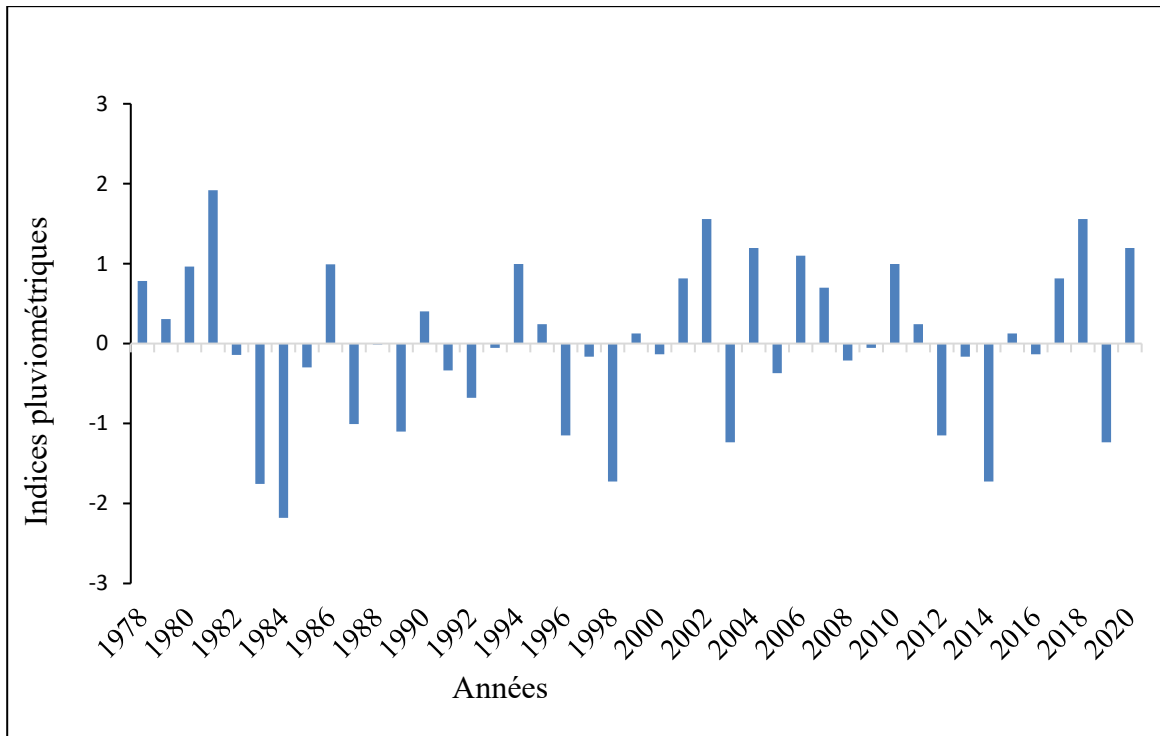


Figure 6 : Indices pluviométriques moyennes annuelles de Douala (1978-2020)

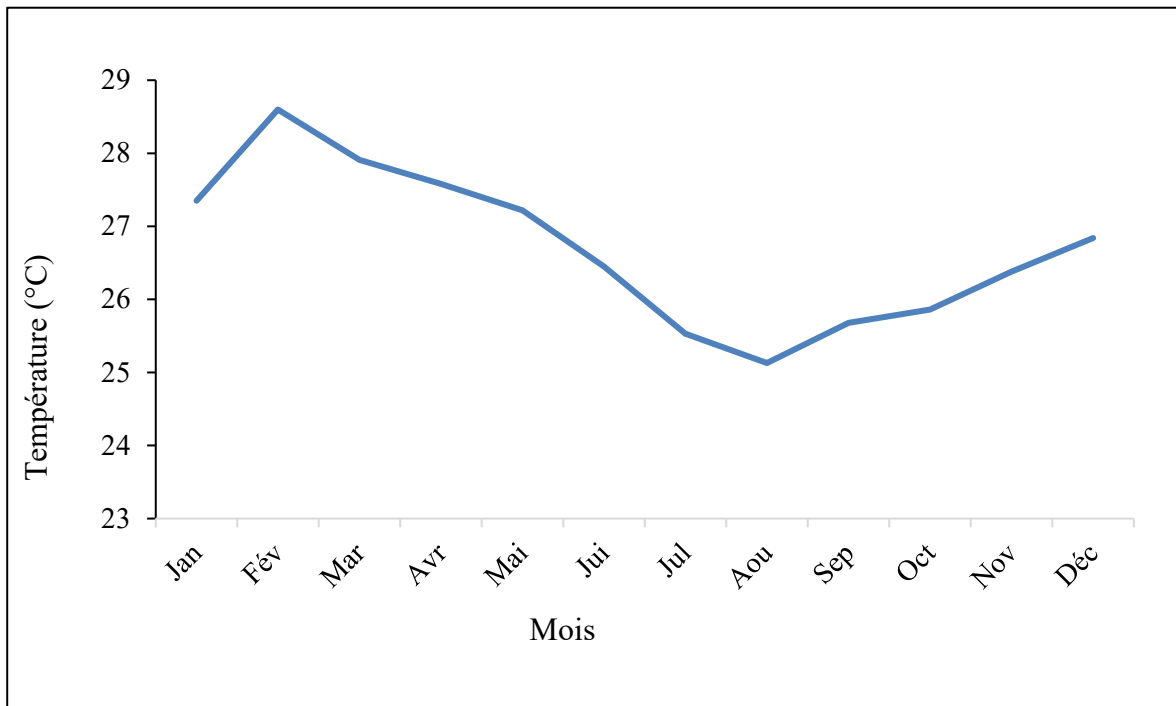


Figure 7 : Variation des températures moyennes annuelles de Douala (1978-2020)

I.1.3.2. Diagramme ombrothermique de Bagnoul et Gausсен

Le diagramme ombrothermique de **Bagnouls et Gausсен (1957)** (Fig 9) permet de distinguer les mois secs des mois humides. Il est obtenu à partir des données pluviométriques et de la température. Le diagramme ombrothermique de la ville de Douala montre un climat équatorial humide de type côtier marqué par les pluies abondantes quasi permanentes tout le long de l'année. Néanmoins, on note deux pics. Ce climat est caractérisé par une longue saison de pluie allant de mars à novembre et une courte saison sèche allant de décembre à février.

I.1.4. Occupation des sols et végétation

La carte de l'occupation du sol (Fig 10) est caractérisée par une zone urbanisée qui aujourd'hui représente environ 21% et les étendues d'eau constituées de lacs, de cours d'eau, d'étangs et de fleuves occupent 9,13%.

La ville de Douala appartient au domaine de la forêt dense humide sempervirente, guinéo-congolaise dans laquelle on observe une détérioration rapide de la forêt à travers l'exploitation des essences de bois, la réalisation des voies de communication, l'urbanisation. En utilisant les caractères floristiques, géographiques et physionomiques, on distingue trois types de forêt :

- la forêt atlantique biafréenne à *cesalpiniaceae* située au niveau de l'estuaire du Wouri ;
- la forêt atlantique littorale ou forêt à *Lophira alata et saccoglottis gabonensis* située dans les plaines basses dont l'altitude s'élève progressivement de 10 à 50 m ;
- la forêt inondable dans laquelle on distingue la végétation sporadiquement inondée caractérisée par une double inondation due non seulement à la lame d'eau tombée en pleine saison de pluies, mais aussi aux marées qui arrosent les zones surélevées d'eau saumâtre. On l'observe dans le secteur de Douala Nord (**Din Ndongo, 2001**). La végétation temporairement inondée est constituée de prairies à *Pennisetum purpurum* et de la forêt marécageuse inondée pendant un temps relativement court.

Les mangroves qui comportent de grands arbres atteignant 40 m de hauteur chez *Rhizophora spp* avec des diamètres de fûts dépassant 100 cm chez *Avicennia germinans* (**Din Ndongo, 2001**). Ces mangroves sont localisées au niveau de la bordure côtière. La végétation naturelle dans la ville de Douala connaît une forte dégradation due à l'exploitation forestière, les plantations industrielles (palmier à huile, hévéa, café, bananeraie etc.) et les cultures vivrières. Ces terres exploitées occupent de nos jours environ 7,85%.

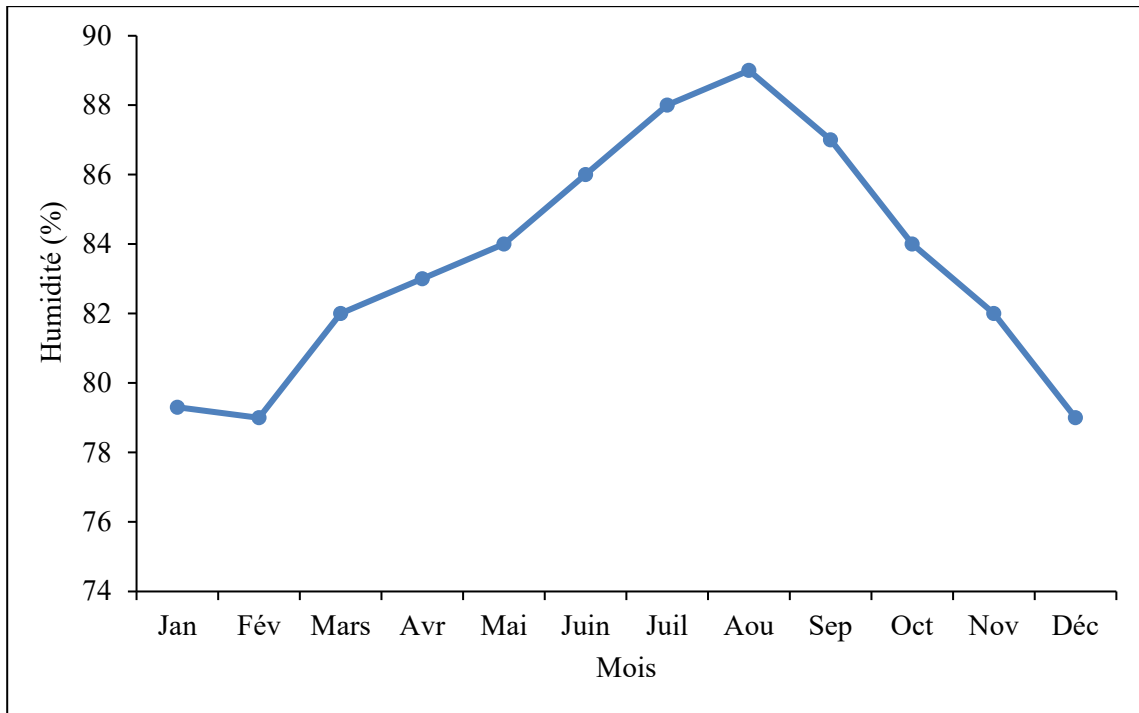


Figure 8 : Humidité relative de Douala (1978-2020)

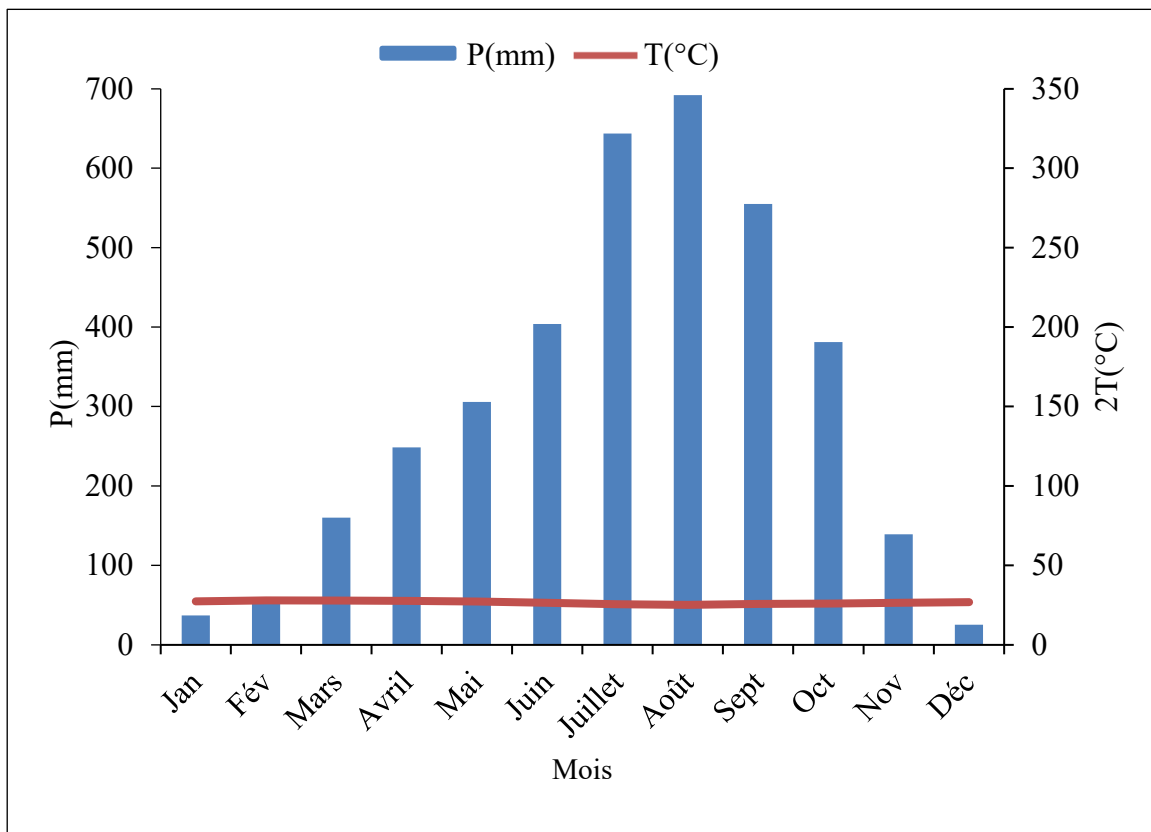


Figure 9 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson (1957) station de Douala (1978-2020).

I.1.5. Géologie et hydrogéologie

I.1.5.1. Lithologie

La formation du bassin sédimentaire de Douala-Kribi-Campo est liée à la tectonique de l'Atlantique Sud. Cette ouverture commence au Sud et atteint le Nord au Crétacé inférieur qui correspond à l'âge de la mise en place du bassin de Douala. Ce bassin est l'un des bassins situés le long de la côte Ouest africaine et s'est développé à partir du rifting entre l'Afrique et l'Amérique du Sud durant la dislocation du Gondwana (Reyre, 1964). La complexité générale de la lithologie observée dans les bassins d'Afrique de l'Ouest est liée à la complexité de l'histoire tectonique de leur mise en place (Nguene et al., 1992). L'histoire tectono-stratigraphique dudit bassin se résume dans l'évolution tectonique générale faite de quatre phases majeures, à savoir (Fig 11) :

- la phase synrift : elle va du Jurassique au Crétacé inférieur. Elle correspond à la phase initiale du rifting et est caractérisée par la présence des dépôts lacustres et fluviaux ;

- la phase de transition : elle va du Crétacé inférieur au Crétacé supérieur. Ici on passe des dépôts continentaux aux dépôts marins peu profonds et à la présence des roches salines. Au Cameroun, elle correspond à la formation du Mundeck (SNH, 2005). Elle se termine par la discordance cénomaniennne au Crétacé supérieur, représentant le passage de la phase rift à la phase de séparation (Loule et al., 1997 ; Batupe, 1996 ; Mbesse, 2014) ;

- la phase de séparation I : elle a débuté entre le Crétacé inférieur et le Crétacé supérieur et a continué jusqu'à l'Eocène inférieur. Elle est caractérisée par le développement de la marge passive (Baker et al., 1972 ; Nguene et al., 1992), la présence des grès de Logbadjeck (Turonien supérieur-Santonien), l'alternance des grès et argiles de Logbaba, et les argiles de Nkapa ;

- La phase de séparation II : elle est essentiellement associée au volcanisme de la Ligne du Cameroun, qui a commencé à l'Oligocène (42 Ma) le long du secteur continental (Marzoli et al., 2000). Cette phase va de l'Eocène inférieur à l'Actuel. De l'Oligocène supérieur au Miocène inférieur, la subsidence provoquée par la mise en place du Mont Cameroun a entraîné les dépôts de la formation de Souellaba dans le sous-bassin de Douala. Du Miocène à l'Actuel, la charge de la Ligne Volcanique du Cameroun a continué à avoir un effet sur le sous-bassin de Kribi-Campo avec les dépôts des formations de Kribi, de Matanda et du Wouri. Le résultat de ces phénomènes géodynamiques est la structure du bassin de Douala qui prend la forme d'un gigantesque escalier aux marches de hauteur très inégale et qui s'enfoncé vers

l'ouest et le sud, avec une flexure continentale allant d'axe de Kompina à Edéa. La profondeur du toit varie d'une marche d'escalier à une autre.

La ville de Douala repose sur le bassin sédimentaire dénommé « bassin sédimentaire de Douala-Kribi-Campo ». Séparé du bassin du Rio Del Rey par le horst de l'axe volcanique Mont Cameroun-Bioko. Ce bassin sédimentaire côtier est le plus vaste du Cameroun avec une superficie d'environ 7 000 km² (Njiké Ngaha, 1984) et situé dans la bordure du Golfe de Guinée. Dans ce bassin côtier, les dépôts se partagent en sable côtier, vases noires de mangroves et alluvions fluviales accumulées sur une grande épaisseur en continuité avec les dépôts pliocènes à Actuel (Fig 12). Les sédiments continentaux et marins reposent sur un socle métamorphique (série continentale de Bongue et la série marine de Dizangue) constitué de gneiss, migmatites, micaschistes et abaissé de 3 000 à 4 000 m (Njiké Ngaha, 2004).

Le log lithostratigraphique de synthèse des formations géologiques sédimentaires de la ville de Douala montre que cette ville est en discordance avec une séquence sédimentaire allant du crétacé à l'Actuel. Les travaux de Njike Ngaha (1984) ; Nguenè et al. (1992) ; Tamfu et al. (1995) ; Manga (2008) ; Ndome (2010) montrent que cette séquence est composée de six formations (Wouri, Matanda, Souelaba, N'kapa, Logbaba et Mundeck). Sa lithologie est la suivante du haut vers le bas (Fig 13) :

- **Sédiments quaternaires** : ils représentent la formation du Wouri (pliocène-pléistocène). C'est une unité non consolidée, sableuse avec intercalations de silts, d'argiles et d'argilite devenant silteux en surface. Ces sédiments représentent une sédimentation estuarienne de l'embouchure du Wouri et de la Dibamba. Elle est constituée de trois niveaux : un niveau grossier, un niveau graveleux, et un niveau sableux à matrice argileuse plus ou moins kaolinitique. C'est une formation azoïque qui repose en discordance sur toutes les séries antérieures (SNH, 2005) ;

- **Sédiments du Tertiaire** : représentés par les formations de Nkapa, Souellaba et Mantada. La formation de Matanda date du Miocène supérieur-pléistocène et est définie par des faciès deltaïques interstratifiés et des tufs volcaniques. Il s'agit des sables grossiers à la base, des sables fins au sommet avec intercalation bariolées continentales (Njike Ngaha, 2004). Cette Formation affleure à Tiko et dans la zone littorale du bassin de Douala. La Formation de Souellaba est le produit d'une subsidence et d'une reprise de sédimentation succédant à l'importante phase de soulèvement et d'érosion responsable de la grande lacune stratigraphique de l'Eocène supérieur. La Formation de Souellaba repose en discordance sur la Formation de Nkapa (Nguene et al., 1992).

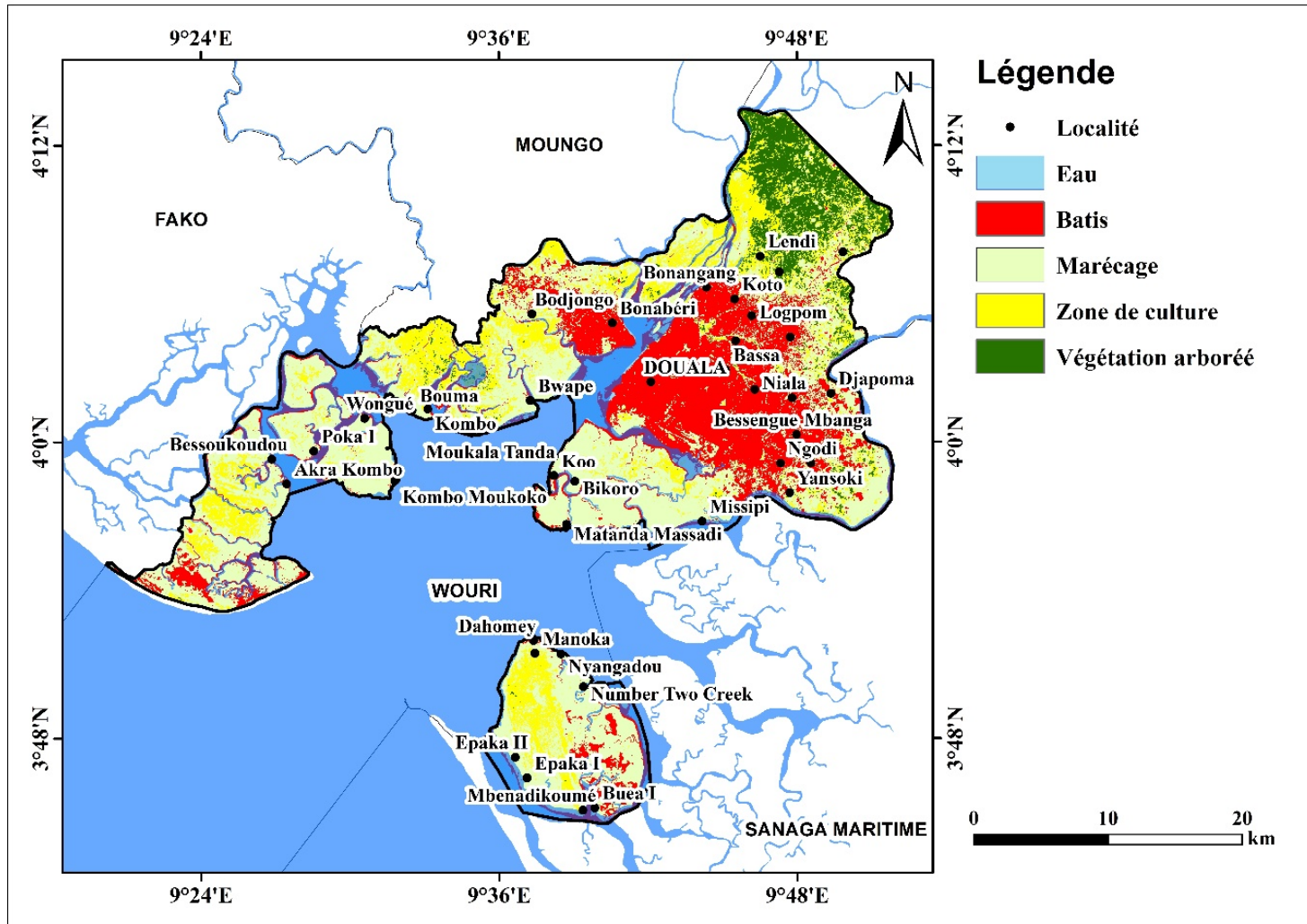


Figure 10 : Carte d'occupation des sols de la ville de Douala

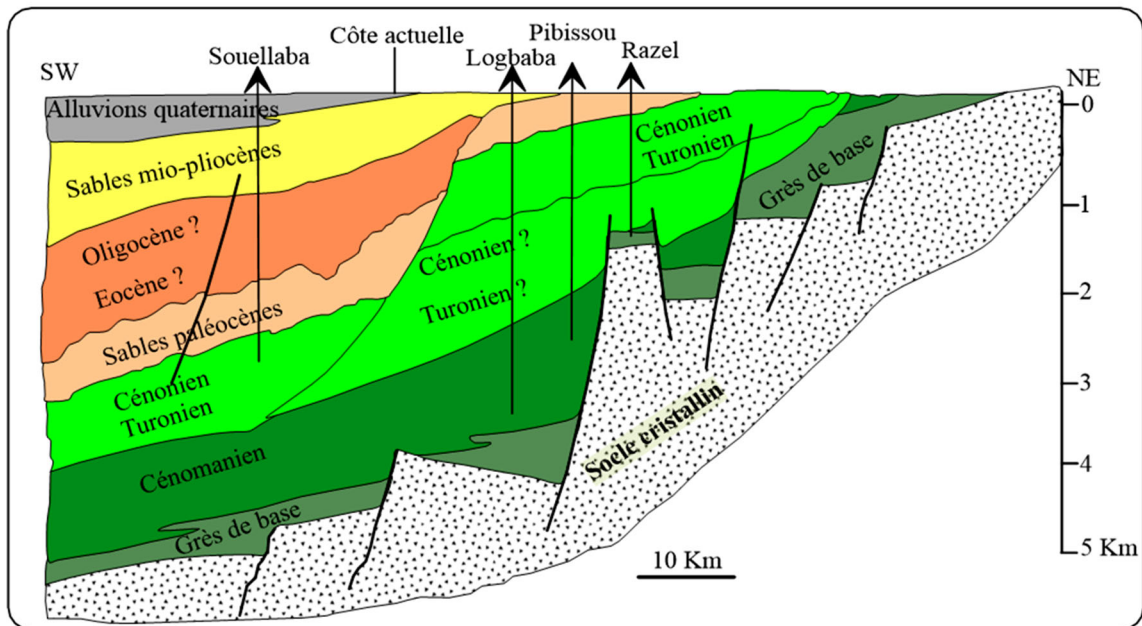
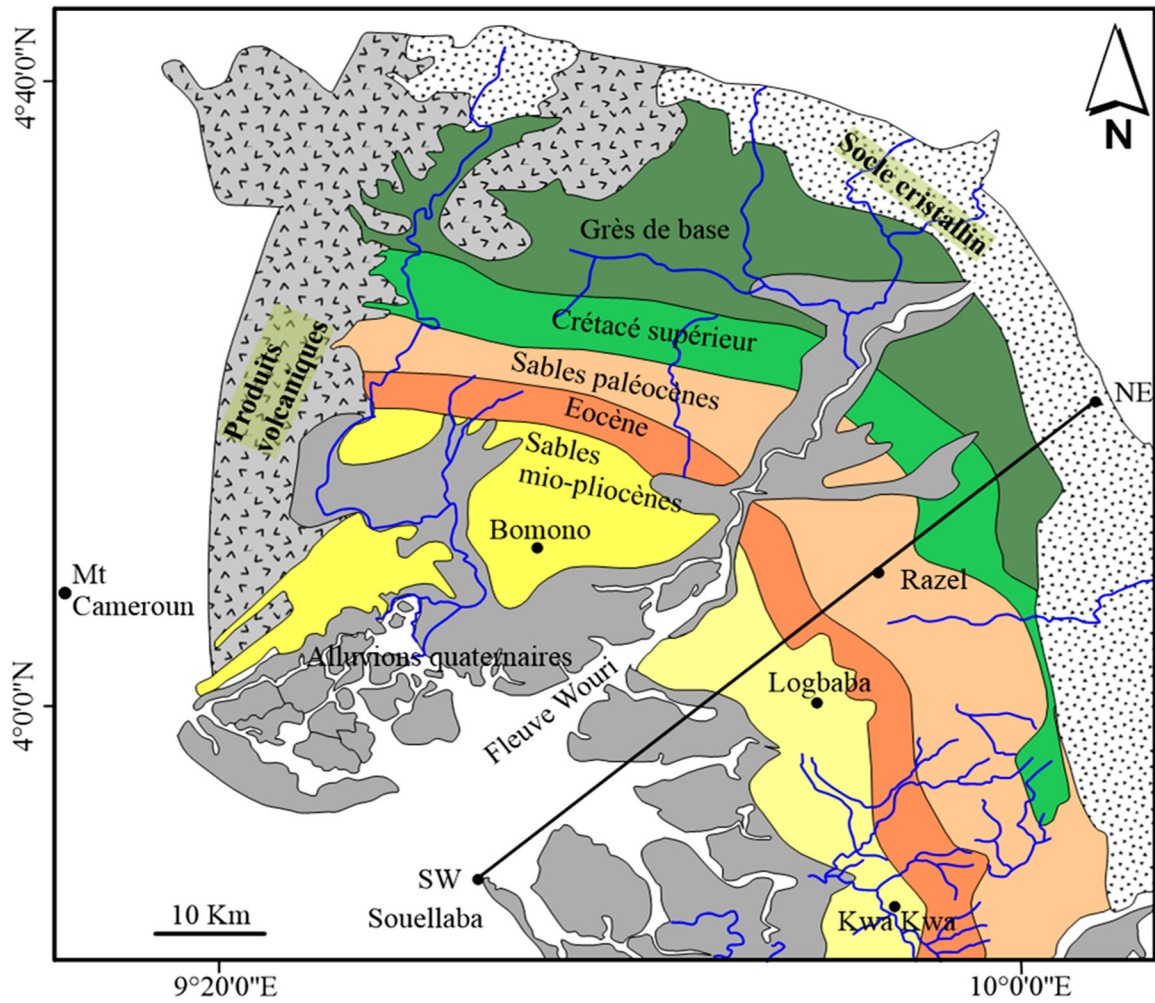


Figure 11 : Coupe schématique du bassin sédimentaire de Douala (Regnoul, 1986)

Les sédiments de l'Eocène supérieur et de l'Oligocène inférieur étant érodés, la Formation de Souellaba est datée Oligocène supérieur-Miocène inférieur (Nguene et al., 1992). Elle est caractérisée par des marnes et des lentilles de sables interstratifiées (Regnault, 1986) et occasionnellement par des calcaires coquillers (ECL, 2001). Les grès et silts transgressifs qui dominent dans la partie inférieure sont recouverts par des argiles. La Formation de Nkapa recouvre la base de la discordance cénozoïque, annonçant la sédimentation tertiaire par simple subsidence de la marge passive. Son dépôt se termine brusquement à l'Eocène moyen par suite d'un épisode majeur de soulèvement et d'érosion de la marge africaine. La Formation de Nkapa est sévèrement érodée à l'Est et au Sud-Est du sous-bassin et repose en discordance sur la Formation de Logbaba. En affleurement, elle est visible dans la vallée du Moungo (Belmonte, 1966). Elle est reconnue comme d'âge Paléocène-Eocène inférieur et est constituée de schistes argileux, argiles calcaires, grès arkosiques, grès friables fins à grossiers, silts, lentilles de sable ;

- **Sédiments du Secondaire** : représentés par les Formations de Logbaba et de Mundeck.

✓ la formation de Logbaba date du Cénomanién (Crétacé supérieur). Elle repose en discordance ou concordance sur les grès de base suivant que la surface d'érosion existe ou non. Elle est constituée de grès de base à intercalations marno-calcaires, d'argiles schisteuses à micacées à intercalations grésosableuses et d'argiles sableuses fossilifères.

✓ la formation Mundeck ou formation des Grès de Base date de l'Albo-aptien. Elle repose en discordance sur le socle cristallin. Le cycle sédimentaire complet continental à fluvio-deltaïque comprend :

- un conglomérat de base et grès grossier à éléments fins du socle ;
- une succession de grès grossiers à fins plus ou moins arkosiques, micacés avec des passées schisteuses noires à lignite ;
- des argiles bariolées et violettes.

I.1.5.2. Pédologie

Deux types de sols sont principalement rencontrés dans la ville de Douala : les sols ferrallitiques et hydromorphes (Ndomè, 2010 ; Asaah et al., 2006) :

- les sols ferrallitiques sur la partie émergée présentent une texture sableuse ou sablo-argileuse plus ou moins lessivée, avec un horizon de faible accumulation argileuse ou ferrugineuse (fer et aluminium) en profondeur et un horizon superficiel généralement humifère ou non ;

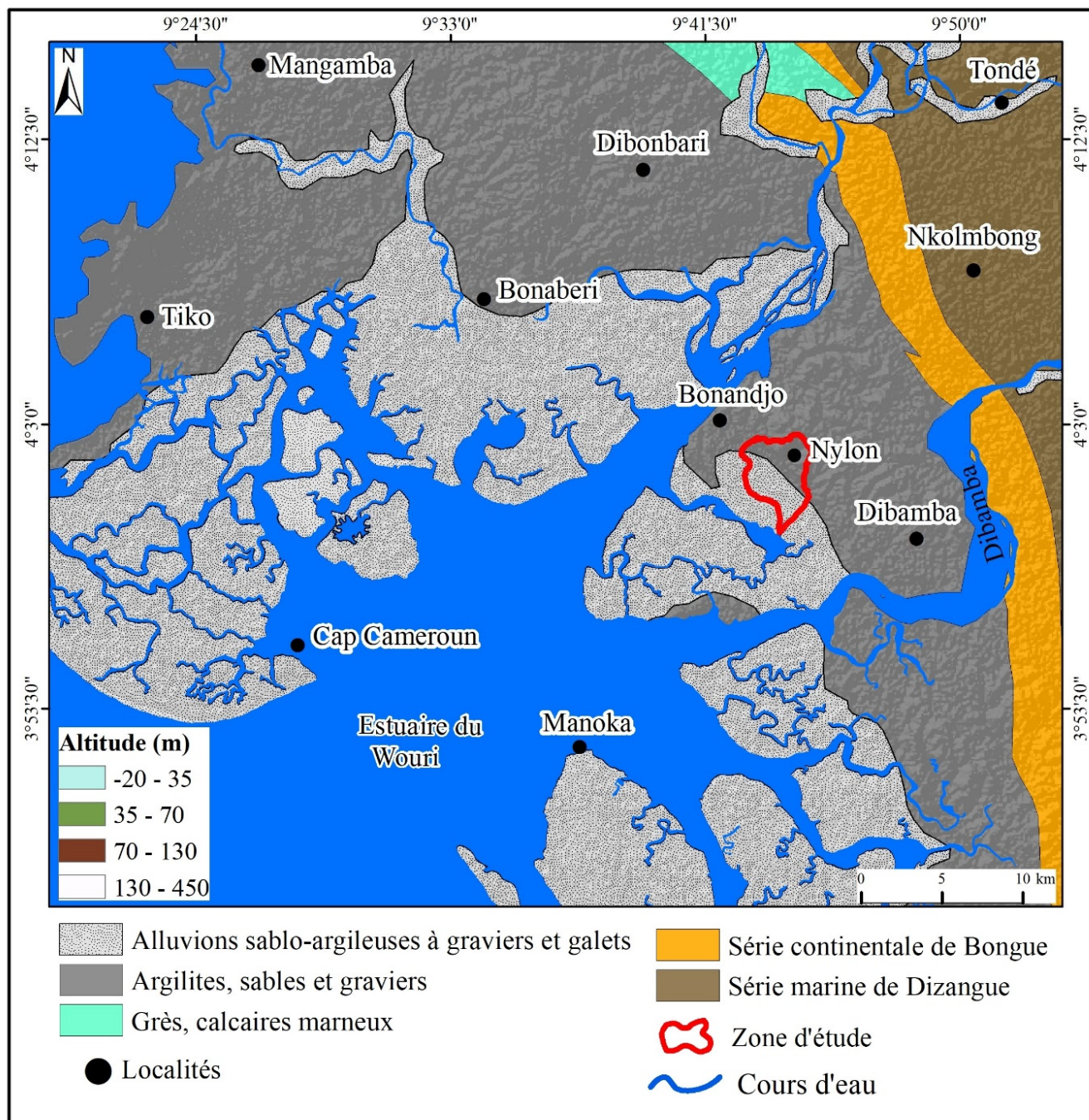


Figure 12 : Carte géologique de la région de Douala (Njiké Ngaha, 2004)

- les sols hydromorphes et salés de texture argileuse localisés sur la bordure côtière sont des gley ou des pseudo-gley puisque baignant en permanence dans les eaux saumâtres.

I.1.5.3. Hydrogéologie

Le bassin sédimentaire de Douala comporte le plus grand réservoir en eaux souterraines de tous les bassins sédimentaires camerounais avec une superficie de 7500 km². Les travaux de [MINEE-GWP \(2009\)](#) montrent que la réserve en eau est estimée à 21,63 km³. Selon les travaux de [Bourgeois \(1977\)](#) ; [Chiarelli \(1978\)](#) ; [Martin \(1979\)](#) ; [BRGM \(1981 ; 1983\)](#), le bassin de Douala est constitué de quatre aquifères principaux :

- Les grès de base Albien : ces roches ont une puissance de 200 à 300 m en bordure du bassin et peut atteindre 700 m vers l'Ouest. Elles forment une nappe généralisée exploitable par forages peu profonds dans la zone d'affleurement (Partie Nord-Est du bassin) d'où provient l'eau Tangui. Le plongement des couches vers l'océan les rend très rapidement inaccessibles pour les ouvrages de captage économiques ;

- les sables du Paléocène : constituant la partie inférieure de la formation Paléocène, avec des débits allant de 2 à 300 m³/h. Leur extension est limitée vers l'Ouest (forage de Pibissou) à une quinzaine de kilomètres maximum des affleurements sableux et d'une variation latérale des faciès, ce qui d'ailleurs les isole d'éventuelles intrusions marines. De par sa nature lithologique et surtout du fait de sa puissance (200 m). Les sables du paléocène constitueraient l'un des meilleurs aquifères du bassin ([Martin, 1979](#)). Ils sont sollicités à Nkappa et Souza par des forages industriels et quelques forages du programme d'adduction d'eau potable. Leur communication directe avec les eaux saumâtres de l'estuaire du Wouri peut toutefois poser des problèmes d'intrusion des eaux salées en cas d'exploitation abusive de cet aquifère ;

- Les formations du quaternaires : déjà largement exploitées à Douala pour des besoins industriels et domestiques à travers des puits et forages et dont les débits globaux peuvent être estimés à 13 000 m³/j (542 m³/h), soit près du tiers de la production actuelle de Douala. D'extension réduite, peu puissante (50-60 m) et présentant de brusque variations latérales de faciès.

On notera également l'existence de petits niveaux aquifères non négligeables dans l'Eocène, pouvant être exploités pour des besoins ponctuels et limités.

CHRONOSTRATIGRAPHIE		LITHOLOGIE	FORMATIONS	FORMATIONS HYDROSTRAGRAPHIQUES
	Actuel Pleistocène	Sables fluviatiles		Alluvions du quaternaire
	Pliocène	Sables Argiles Grains fins à grossier	WOURI	Aquifère de sables mio- pliocène
	Miocène	Graviers Sables remnis de canaux Lentilles Roches volcaniques		
	Oligocène	Argiles	MATANDA	Aquiclude
		Sables et graviers Sables argileux	SOUELABA	Aquiclude/Aquitard
	Eocène	Argiles Sables Maris Grès		
	Paléocène	Maris	NKAPPA	Sables paléocène
	Argiles			
CRETACE SUPERIEUR	Maastrichtien	Calcaires Grès	LOGBABA	Aquiclude/Aquitard
		Grès Argiles avec intercalation des sables Calcaire Argiles schisteuse		
CRETACE INFERIEUR	Cenomanien	Grès	MOUNDECK	Grès de base
	Albien			
	Aptien	Conglomérat		
PRECAMBRIEN				sous-sol cristallin

Figure 13 : Colonne lithologiques de synthèse des formations géologiques sédimentaires de la ville de Douala et ses environs (Njike Ngaha, 1984)

I.2. CADRE HUMAIN ET ACTIVITES ECONOMIQUES

I.2.1. Cadre humain

La population de la ville de Douala en 2015 est d'environ 3 millions d'habitants avec une densité de 2 651 habitants/km² et concentre près de 20% de la population urbaine du pays (CUD, 2010). Cette croissance marquée dans cette métropole est majoritairement due à l'exode rural et une natalité en croissance. L'estimation de cette population faite à l'horizon 2025 est de 4

millions d'habitants. L'urbanisation est très croissante, certainement le fait démographique le plus marquant que révèlent les résultats définitifs du 3^{ème} RGPH.

Cette ville reflète une grande diversité tribale, éthique, culturelle et religieuse du pays. La forte colonie étrangère de tous les continents se fait sentir dans tous les secteurs d'activités : diplomatie, industrie, éducation, agriculture.

I.2.2. Activités économiques

L'économie de la ville de Douala est qualifiée de « porte d'entrée du Cameroun ». Cette ville assure toujours son rôle de capitale économique à travers ses activités industrielles ou de transformation des multiples produits d'importation, mais également des produits agricoles d'exportation venus de l'arrière-pays. Il y a 75% d'industries qui y sont installées ainsi, 60% des PME et 35% des unités de production. La ville regroupe également 65% des grandes entreprises, 55% des moyennes entreprises, 62% du chiffre d'affaires national et 45% d'emplois offerts par les entreprises. Le secteur informel compte 26% des emplois contre 10% au niveau national (CUD, 2010). La place de l'agriculture intensive et de rente est très marquée dans les régions volcaniques du Mont Cameroun, l'un des greniers de la ville et du pays.

I.3. AUTRES TRAVAUX ANTERIEURS

Cette partie s'intéresse à la recherche bibliographique. Elle consiste à la synthèse des travaux antérieurs effectués dans la zone d'étude, au Cameroun, ainsi que dans d'autres zones ayant le même contexte géologique et géomorphologique en Afrique et dans le monde. Cette phase a permis de recueillir les informations de nature diverses sur les cadres physiques et humains (géologie, pédologie, hydrogéologie, végétation, hydrographie, démographie et organisation administrative) ainsi que les modes de gestion des ressources en eau. Au cours de cette phase, des documents cartographiques ont été également consultés (cartes topographiques et hydrographiques, cartes pédologiques, cartes géologiques et cartes hydrogéologiques, cartes administratives ainsi que des images satellite et Google earth). Cette consultation bibliographique a été essentiellement faite sur la base des documents techniques disponibles soit sur le réseau internet (articles scientifiques, articles de presse, sites internet), soit auprès de la documentation des ministères de tutelle comme ceux de l'eau et de l'énergie, de l'environnement, du développement durable, de l'industrie et du développement technologique et enfin dans les bibliothèques de recherche. Des structures comme la Communauté Urbaine de Douala et la commune d'arrondissement de Douala III^{ème}.

Les informations obtenues à partir de ces recherches ont ainsi permis de comprendre toute la complexité des questions relatives à la problématique liée à la clarification de certains concepts et de choisir le site d'investigations.

I.3.1. Eaux souterraines

Pour l'homme, les eaux souterraines constituent une ressource vitale, en particulier dans les grandes métropoles où les eaux de surface sont vulnérables à la pollution. L'eau souterraine est généralement potable à la source et est disponible sur place. De ce fait, elle est la plus importante source d'eau potable pour les communautés. Ce constat est fait dans la ville de Douala où les populations s'approvisionnent essentiellement à partir des puits, sources et forages. Les eaux souterraines proviennent de l'infiltration des eaux de pluie dans le sol et des échanges aquifères-rivières. Elles s'accumulent, remplissant le moindre vide, saturant d'humidité le sous-sol, formant ainsi un réservoir d'eau souterraine appelé aquifère.

Un aquifère est une formation hydrogéologique perméable permettant l'écoulement d'une nappe d'eaux souterraines et le captage de quantités d'eau appréciables (Castany, 1982). Il est formé de deux constituants : le réservoir et l'eau souterraine dont la fraction mobile est appelée nappe d'eau souterraine (Castany, 1982). Lorsque la surface supérieure de l'eau fluctue sans contrainte, la nappe est dite libre. Si l'eau est confinée par des couches géologiques imperméables, elle est dite captive. La notion d'aquifère fait référence à des propriétés très importantes en hydrogéologie qui sont le stockage, la conduite et l'échange de minéraux. En effet, les eaux doivent s'accumuler au sein du réservoir souterrain et être transmises ensuite. Il peut arriver que le réservoir cède des minéraux à l'eau et vice versa.

I.3.2. Propriétés hydrogéologiques de l'aquifère

Les principales propriétés hydrogéologiques sont le stockage et la conduite. Celles-ci sont déterminées essentiellement par les dimensions et les interconnexions des vides. Ces dernières assurent la continuité du milieu aquifère (Castany, 1982).

I.3.2.1. Stockage

La capacité de stockage de l'aquifère fait référence à la porosité et au coefficient d'emmagasinement.

La porosité est définie comme la capacité d'un milieu à comporter des vides interconnectés ou non. Elle dépend de certains facteurs comme la forme et l'agencement des grains. Par ailleurs, la porosité conditionne la quantité d'eau que peut contenir les roches.

Quantitativement, la porosité totale d'un milieu peut être exprimée par le rapport du volume des vides au volume total du milieu.

Le coefficient d'emmagasinement S est défini comme le volume d'eau libéré (ou emmagasiné) par un prisme vertical du réservoir de section unitaire, à la suite d'une variation unitaire de charge (De Marsily, 1981). Il a une composante gravitationnelle et une composante élastique.

I.3.2.2. Conduite

La propriété de conduite d'un aquifère est contrôlée par sa perméabilité (ou conductivité hydraulique). Celle-ci est la capacité du milieu à laisser circuler l'eau. Elle dépend des caractéristiques du milieu et des caractéristiques du fluide. Cette propriété est généralement exprimée par le coefficient de perméabilité K de « Darcy ». Elle a la dimension d'une vitesse. Il n'y a aucun rapport direct entre la porosité et la perméabilité, mais pour être perméable la roche doit être obligatoirement poreuse (Castany, 1982). Par ailleurs, il est important de faire la distinction entre cette perméabilité et la perméabilité intrinsèque qui a pour dimension une section. Elle est la propriété d'un corps poreux de se laisser traverser par un fluide. Elle est indépendante des caractéristiques du fluide et ne dépend que de la structure et de la connectivité des pores.

I.3.3. Recharge

En zone urbaine, les sources et les processus de la recharge des nappes sont plus nombreux et plus complexes qu'en zone rurale. Les infrastructures urbaines (bâtiments, routes et réseaux de drainage artificiels) modifient le ruissellement et l'infiltration des eaux pluviales. En général, la recharge directe par l'infiltration des précipitations diminue, de même que l'évapotranspiration à cause de l'imperméabilisation de la surface du sol dans les villes (Bouvier, 1990). Par contre une recharge supplémentaire peut se produire à travers les systèmes de drainage des eaux pluviales, les fuites des réseaux de conduites (réseaux d'adduction en eau potable, égouts, fosses septiques) (Foster et al., 1997 ; Foster et Chilton, 2004). Les pertes d'eau à travers les fuites des réseaux en eau potable sont d'environ 10% dans les villes des pays développés alors qu'elles atteignent 30 à 60% dans les centres urbains des pays en développement (Garcia-Fresca, 2004). La recharge peut être estimée à partir de la piézométrie, des signatures chimiques (F, Br, B, Zn, 15N, 18O, 2H par exemple) et des bilans hydrologiques (Feumba 2015 ; Jofack, 2016 ; Emvoutou et al., 2018 ; Fantong et al., 2020 ; Kamtchueng et al., 2022 ; Emvoutou et al., 2023).

Plusieurs processus naturels peuvent également influencer la recharge à différentes échelles : un front d'infiltration peut résulter d'infiltrations préférentielles dues à la structure du sol et à l'activité biologique (termitières et racines) ; les dépressions topographiques, cours d'eau temporaires, rivières et zones d'irrigation peuvent représenter des sites d'infiltration privilégiés. Les contributions de ces différents processus à la recharge sont souvent difficiles à quantifier. Les précipitations, principale source de la recharge, sont parfois peu connues dans leur variabilité spatiale (Jofack, 2016) et les données de pluies ne sont pas toujours suffisantes en densité.

L'environnement géologique (milieux sédimentaires et socle) influence les processus de la recharge et ajoute à la complexité des mécanismes de la recharge des aquifères (Jofack, 2016 ; Emvoutou, et al., 2018 ; Fantong et al., 2020).

I.4. Caractéristiques hydrodynamiques de la nappe de Douala

Quelques paramètres hydrodynamiques de la nappe sont : la transmissivité (T), la conductivité hydraulique (K), le rabattement (S), le débit spécifique (Qs), le débit moyen (Q), le niveau statistique (NS), le niveau piézométrique et l'altitude (z). Les travaux réalisés dans le bassin sédimentaire de Douala sont :

- Bourgeois (1980) concernant l'hydrosystème mio-pliocène/quaternaire, révèle que la valeur de transmissivité (T) est de $5,10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ et du coefficient d'emmagasinement (S) est de 7.10^{-4} . Il a en outre trouvé une transmissivité qui varie entre $4,10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ et $4,9.10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ et un coefficient d'emmagasinement compris entre $3,10^{-4}$ et 4.10^{-4} ; pour un débit moyen de $250 \text{ m}^3/\text{h}$;

- Martin (1979) a déterminé un gradient $i = 10^{-4}$ et une vitesse de déplacement (V) de 5.10^{-8} m/s , soit une période de 20 ans à une particule pour parcourir une distance de 30 m ;

- Feumba (2015) par contre a trouvé que T est de $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ avec un gradient hydraulique compris entre 10^{-2} et $2,52.10^{-2}$ dans le bassin versant du cours d'eau Bessèkè à Bonabéri pour le même système aquifère ;

- Emvoutou et al. (2023) montrent que dans les hydrosystèmes mio-pliocène/quaternaire et oligocène/éocène, la transmissivité varie respectivement entre $8,1.10^{-5}$ - $1,9.10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ (moy = $5,6.10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$) et $2,8.10^{-5}$ - $1,3.10^{-1} \text{ m}^2/\text{s}$. La conductivité hydraulique quant à elle oscille respectivement entre $6,864.10^{-6}$ - $1,61.10^{-3}$ (moy = $4,46.10^{-4} \text{ m/s}$). Le coefficient d'emmagasinement (S) a été enregistré uniquement dans l'hydrosystème oligocène/eocène, il varie entre $3,4.10^{-5}$ - $3,7.10^{-3}$ (moy = $1,61.10^{-3}$). Le débit moyen varie entre $5,5$ - $59,50 \text{ m}^3/\text{h}$ (moy = $12,93 \text{ m}^3/\text{h}$) et 5 - $350 \text{ m}^3/\text{h}$ (moy = $111,26 \text{ m}^3/\text{h}$) respectivement dans les hydrosystèmes mio-pliocène/quaternaires et oligocène/eocènes. Les débits spécifiques quant à eux fluctuent

respectivement entre 0,26-37,50 m³/h (6,75 m³/h) et 0,14-18,46 m³/h (6,49 m³/h.). Le rabattement (s) varie entre 0,24-20,52 m (4,77 m) et 0,4-53,42 m (moy = 29,03 m). Pour ce qui est du niveau statistique (NS), il oscille entre 1,05-31,00 m (11,76 m) et 0,3-42,95 m (moy = 22 m) respectivement pour les hydrosystèmes mio-pliocène/quatérnaires et oligocène/eocènes. En ce qui concerne les niveaux piézométriques (NP), ils varient entre 3,38 -18, 42 m (9,52 m) et 1-63,70 m (16,24 m). Les travaux de Nlend (2019), ils montrent que la conductivité hydraulique de l'ordre 1,10⁻³ m/s et un gradient hydraulique de l'ordre de 2,26.

I.5. Processus, sources de pollution et état des lieux sur la qualité des eaux souterraines de la ville de Douala

I.5.1. Processus et sources de pollution

Les environnements urbains demeurent uniques pour plusieurs raisons, la diversité et le nombre élevé des sources potentielles de pollution. Les sources de pollution directe sont les fuites des réseaux d'égouts, les fosses septiques, les eaux de surface, les déchets solides, les flaques de carburants, l'infiltration à partir des rivières polluées, l'intrusion saline, les fertilisants, les pesticides, le lessivage de la zone non saturée lors de la remontée piézométrique parmi tant d'autres. La contamination directe par le réseau d'égouts est commune à de nombreuses villes (Ndjama et al., 2014 ; Feumba, 2015 ; Ratokondrabe et al., 2018 ; Bon et al., 2021a). Outre les sources directes, il existe des sources indirectes de la pollution des eaux souterraines. Le mélange des eaux d'égouts, contenant de fortes quantités de composés organiques, et de l'eau chlorée du réseau AEP peut conduire à d'autres types de pollution par des composés chlorés, hautement toxiques. De plus, les changements dans la composition chimique des eaux souterraines modifient également les conditions chimiques sous lesquelles les polluants sont immobilisés, rendant les composés toxiques beaucoup plus mobiles (particulièrement les métaux en traces). Les principaux types de polluants des eaux souterraines en milieu urbain sont :

- les polluants microbiologiques (virus et bactéries) issus des eaux vannes, des déjections humaines et animales superficielles ;
- les polluants inorganiques (sels et ions métalliques), présents dans les roches et les sols, et également contenus dans les eaux usées domestiques et industrielles ;
- les polluants chimiques organiques (éléments chimiques organiques synthétiques et volatiles) ;
- les polluants radioactifs, présents ou issus des déchets. Peu d'études prouvent les effets de ces polluants chimiques sur la santé humaine par ingestion d'eau contaminée. Les maladies

provenant de l'ingestion d'eau contaminée sont dues aux bactéries, aux parasites ou aux virus ;

- la pollution par les hydrocarbures naturels. Certaines études ont retrouvé les traces d'hydrocarbures dans les sables du Paléocène

De manière générale la nappe libre est plus vulnérable à la pollution par rapport à la nappe captive.

I.5.2. Etat des lieux sur les ressources en eau souterraines au Cameroun

Au Cameroun les eaux souterraines sont évaluées à 55,98 km³, soit 21% de la ressource totale (MINEE-GWP, 2009). La plus grande partie des ressources en eau souterraine est emmagasinée dans les aquifères du bassin sédimentaire de la zone côtière qui renferment 38,64% du volume total. Toutes ces ressources sont à usage domestique et industriel.

I.5.3. Etat des lieux sur la qualité des eaux souterraines de la ville de Douala

Les eaux souterraines de la ville de Douala ont fait l'objet de plusieurs études dans le domaine de l'hydrogéochimie. Ces travaux avaient pour but d'évaluer la qualité physico-chimique, d'identifier les sources de la minéralisation et les processus hydrogéochimiques contrôlant la chimie des eaux souterraines de cette localité.

La contamination des eaux souterraines a été l'objet de nombreuses études. De ce fait, les processus de pollution des eaux souterraines par les sources ponctuelles (eaux usées domestiques, eaux usées industrielles et hospitalières et déchets solides), et les sources diffuses (agriculture intensive), ainsi que le devenir de nombreux polluants sont relativement bien compris. Les travaux effectués dans les eaux souterraines de Douala montrent que ces eaux sont acides à neutres. L'acidité de ces eaux résulterait des dépôts atmosphériques acides, des dépôts côtiers et des apports anthropiques (rejets d'effluents industriels et des déversements acides). La nappe phréatique est plus vulnérable à l'acidification pour les raisons suivantes : les sols et les sédiments de ces aquifères sont généralement constitués des sables et graviers (résistants aux intempéries) avec peu ou pas de minéraux carbonatés (dolomie et calcite). Le taux d'altération est faible ce qui conduit aux eaux mal tamponnées avec une alcalinité inadéquate pour la neutralisation de l'acide. La forte pluviométrie couplée à la recharge rapide à travers les sols sableux très perméables aux eaux pluviales acides et anthropiques. Les faibles profondeurs de la nappe, le temps de contact entre l'eau et sol/milieu géologique est court et par conséquent le taux de dissolution des minéraux est faible. La conductivité électrique est variable (3,3-1021 µs/cm). Les eaux de cet aquifère sont faiblement à moyennement minéralisées. Les anions Cl,

HCO₃⁻ et rarement SO₄²⁻ sont dominants et le Na⁺ et Ca²⁺ sont les cations dominants. Les faciès de type Ca-Na-Mg-HCO₃ et Na-Ca-Mg-Cl sont dominants (Eneke et al., 2011 ; Ndjama et al., 2014 ; Feumba, 2015 ; Ngo Boum et al., 2015 ; Takem et al., 2015 ; Fantong et al., 2016 ; Ketchemen-Tandia et al., 2017 ; Tatou et al., 2017 ; Wirmvem et al., 2017 ; Emvoutou et al., 2018 ; Akoachere et al., 2019 ; Magha et al., 2021 ; Ngo Boum-Nkot et al., 2023).

Les méthodes statistiques multivariées (analyse en composante principale et l'analyses par grappes hiérarchiques), le calcul de certains rapports et l'utilisation de certains diagrammes (Piper, Gibbs) permettent de déterminer l'origine de la minéralisation des eaux souterraines et des processus qui contrôlent la chimie des eaux souterraines. L'altération des silicates, la dissolution des carbonates, l'échange cationique, l'intrusion saline et les apports anthropiques constituent les sources de la minéralisation des eaux souterraines. La chimie des eaux souterraines est influencée par les apports atmosphériques acides, l'infiltration rapide, les activités anthropiques, le temps de l'interaction roche-eau court (Takem et al., 2015 ; Fantong et al., 2016 ; Ketchemen-Tandia et al., 2017 ; Wirmvem et al., 2017 ; Emvoutou et al., 2018 ; Akoachere et al 2019 ; Ngo Boum Nkot et al., 2023).

La présence des concentrations élevées des ions nitrates est un indicateur de pollution industrielle et domestique dans les eaux de subsurface de la ville de Douala. Ces ions nitrates proviendraient des effluents agro-industriels et domestiques, des phénomènes de volatils fréquents dans la nappe libre (Ngo Boum Nkot et al., 2015 ; Ketchemen-Tandia et al., 2017 ; Wirmvem et al., 2017 ; Emvoutou et al., 2018 ; Magha et al., 2021). De manière générale, la mauvaise qualité des eaux souterraines de Douala pourrait être due à la contamination par les eaux usées des latrines et les rejets de surface.

Conclusion

Le présent chapitre avait pour objectif de présenter le milieu naturel et les travaux complémentaires réalisés dans la ville de Douala. Il en ressort que Douala a un relief relativement plat avec des altitudes n'excédant pas 300 m. La zone est fortement drainée avec deux principaux cours d'eau le Wouri et la Dibamba. Le climat est de type équatorial camerounéen à deux saisons : une longue saison de pluie (mars-novembre) et une courte saison sèche (décembre-février). La zone appartient au bassin sédimentaire de Douala-Kribi-Campo. La ville de Douala est en discordance avec une séquence sédimentaire allant du Crétacé à l'Actuel. Cette séquence est composée de six formations (Wouri, Matanda, Souelaba, N'kapa, Logbaba et Mundeck). Les sols sont ferralitiques et hydromorphes. Sur le plan

hydrogéologique, le bassin sédimentaire de Douala comporte le plus grand réservoir en eaux souterraines de tous les bassins sédimentaires camerounais. Il est constitué de 4 aquifères : les grès de base de l'Albien, les sables du Paléocène, les formations du Mio-Plioène et les formations du Quaternaire. Douala est une zone densément peuplée (2 651 habitants/km²) avec une urbanisation très croissante. L'économie de Douala est qualifiée de « porte d'entrée du Cameroun ». Cette ville assure toujours son rôle de capitale économique à travers ses activités industrielles ou de transformation des multiples produits d'importation, mais également des produits agricoles d'exportation venus de l'arrière-pays.

CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES

Introduction

Ce chapitre est consacré aux matériels et méthodes utilisés pour atteindre les objectifs de cette étude. Ainsi, il s'amorce par une étude documentaire, puis par les investigations menées sur le terrain (reconnaissance et description du site d'étude, mesure des niveaux statiques des points d'eau retenus, mesure des débits des sources, prélèvement des échantillons de sols, la réalisation de l'essai de Porchet, prélèvement des échantillons d'eau et collecte des paramètres climatologiques) et enfin les travaux de laboratoire (l'analyse granulométrique, l'analyse des paramètres hydrochimiques et le traitement des données).

II.1. MATERIEL

Plusieurs instruments ont été utilisés sur le terrain à des fins diverses. La carte topographique de la ville de Douala à l'échelle 1/50 000 a été utilisée pour délimiter le site d'étude et pour positionner les points d'échantillonnage. Le GPS (Global Positioning System) de marque Garmin a servi pour localiser et positionner les points d'échantillonnages ainsi que pour géo-référencier les cartes. Le seau gradué a été utilisé pour quantifier les débits des sources, la sonde piézométrique de 100 m à double signalisation (sonore et lumineuse) pour mesurer le niveau statique des points d'eau. Le carottage des sols a été fait par la tarière manuelle. Des sacs plastiques ont servi pour conserver les échantillons de sols. Le Water test de marque HANNA pour la mesure des paramètres physiques *in situ*. La glacière et les bouteilles en plastique polyéthylène ont été utilisées pour la conservation et le prélèvement des échantillons d'eau. Le matériel utilisé en laboratoire est le suivant : les filtres en esther ou en nitrate de cellulose de porosité 0.22 μm ou 0.45 μm , la rampe de filtration sous vide Millipore, l'étuve pour le sechage des filtrats, la balance. La chromatographie ionique HPLC pour l'analyse des cations et des anions. Des allonges, balance, pipette de Robinson, béchers, agitateur électriques et les boccas pour l'analyse granulométrique par sédimentométrie par voie humide. Un appareil photo numérique pour la prise de vue, un bloc-notes, un stylo. Les logiciels Surfer, Arcgis, Diagramme 5.6 et Excel couplé à XLSTAT pour la cartographie thématique et numérique ainsi qu'à l'interprétation des données hydrochimiques et le traitement des données. Le Logiciel WETSPASS couplé à Modflow a été utilisé pour la modélisation de la recharge de la nappe.

II.2. METHODOLOGIE

II.2.1 Travaux de terrain

II.2.1.1. Reconnaissance et description du site d'étude

D'une superficie de 113 km² (40 km² urbanisés), L'arrondissement de Douala III^{ème} s'étend au Sud-Ouest de la communauté urbaine de Douala. Il est limité au sud et à l'ouest par le fleuve Dibamba, limitrophe de quatre autres communes d'arrondissement de Douala et de deux communes de la Sanaga Maritime à l'Ouest. Il a une population d'environ 844 000 habitants (CUD, 2010). Il est subdivisé en 103 quartiers et présente une mosaïque ethnique (Bassa, Bakoko, Douala, Beti, Bamileké, Haoussa, Foulbé, Mbamois). Cette population est organisée en communautés encadrée de deux chefferies traditionnelles (Bassa et Bakoko). Le secteur est doté d'une zone industrielle nommée « zone industrielle Douala-Bassa » aménagée par la Mission d'Aménagement et de la Gestion de la Zone Industrielle (MAGZI). Quelques entreprises situées dans cette localité sont : les Brasseries du Cameroun, UCB, Chococam, Prometal, Camlait, CCC, SOCARTO, Centrale thermique de Yassa Dibamba, Cotonnière Industrielle du Cameroun. Toutes ces entreprises sont des établissements qui produisent d'importantes quantités de déchets tant solides que liquides, mais aucune ne dispose d'une unité de traitement de déchets. Les déchets sont rejetés dans la nature, parfois même en amont des zones de captage des eaux.

Les critères de choix du site d'étude ont été basés la position topographique, la position stratégique du site d'étude dans la zone industrielles Douala-Bassa et une continuité des travaux de antérieurs dans ce site.

Le site retenu pour cette étude est le bassin versant de Ngoua. Il est situé dans les basses terres du littoral camerounais précisément dans la commune d'arrondissement de Douala III^{ème}. Le bassin versant de Ngoua d'allongement principal NE-SW s'étend entre les latitudes N4°00' et N4° 2'30'' et les longitudes E9°42'00'' et E9°45'00'. Il couvre une superficie de 24,5 km², incluant les quartiers Kassalafam II, New-Bell, Sebendjongo, Nkololoun, Nkolmintag, Nylon, Brazzaville, Oyak, Soboum, Song Mahop, Bilongué, Cité des Billes, Bonaloka, et la zone industrielle du plateau Bassa. Il est limité au Nord par le bassin versant Tongo Bassa, au Sud par le Bobongo, à l'Ouest par le Mbopi et à l'Est par le Logmayagui (Fig 14). Par ailleurs, la population de ce bassin versant est estimée à 213 habitants/ha, et est l'un des plus densément peuplée de la ville de Douala et représente près de 12% du poids démographique de la ville (CUD, 2010).

La rivière Ngoua qui reçoit les eaux du bassin versant Ngoua est formée de deux bras principaux de part et d'autre du Boulevard Urbain Nord-Sud qui relie le centre Industriel du plateau Bassa à la Nationale N°3 au niveau du quartier Bonaloka.

Le bras du côté Ouest compte sept affluents principaux disposés sous forme de doigts de gants, qui drainent un secteur compris entre le centre d'émission radio de New Bell et le Centre Industriel du plateau Bassa. Il s'agit des quartiers New Bell-Sebendjongo, Nkololoun, Nylon, Brazzaville et Soboum. Jusqu'à sa confluence avec le bras du côté Est, il mesure environ 5 km avec des pentes inférieures à 0,2% en moyenne.

Le bras du côté Est quant à lui se subdivise en deux drains principaux dont un premier prend sa source au Sud de la ligne de chemin de fer, non loin de la base de la société Ketch. En tête de bassin, le cours de cet affluent comporte un bief aux fortes pentes (près de 2% en moyenne) avec des ravinements importants. A la hauteur du quartier Madagascar, les pentes deviennent très faibles (de l'ordre de 0,15%) jusqu'à la confluence avec le bras Ouest.

Le deuxième drain qui coule parallèlement au premier prend sa source du côté de la zone industrielle MAGZI. Avec des pentes également fortes sur un bief assez court, il rejoint les quartiers Oyack, Bilongue et la Cité des Billes où les pentes sont inférieures à 0,2%. Le cours principal de ce bras mesure environ 4 km jusqu'à sa confluence avec le bras Ouest.

Le cours d'eau Ngoua est long de 7 km de la source de son cours principal à la confluence avec la rivière Bobongo qui elle se jette dans la crique Docteur (CUD, 2010). Ce cours d'eau draine les rejets de plusieurs industries et est donc sujet à une pollution industrielle importante.

Sur le plan géologique, les séries sédimentaires vont de l'Albo-Aptien au Quaternaire (Njike Ngaha, 1984 ; Regnault, 1986 ; Ngeutchoua, 1996), et représentent un système aquifère multicouche à nappe gréseuse, sableuse et/ou sablo-argileuse. Ces formations sont constituées par les alluvions sablo-argileuse à galets et graviers, les argilites, les sables et les graviers. Ces formations se sont déposées entre le Paléocène et le Quaternaire (Fig 15). Cette nappe joue un rôle important dans l'approvisionnement en eau des citoyens. Les sols sont dominés par les sols ferrallitiques, les sols hydromorphes, les sols peu évolués et les sols minéraux bruts. Leur teneur en bases est faible et leur pH acide, de l'ordre de 5,5 (Ndjama et al., 2014).

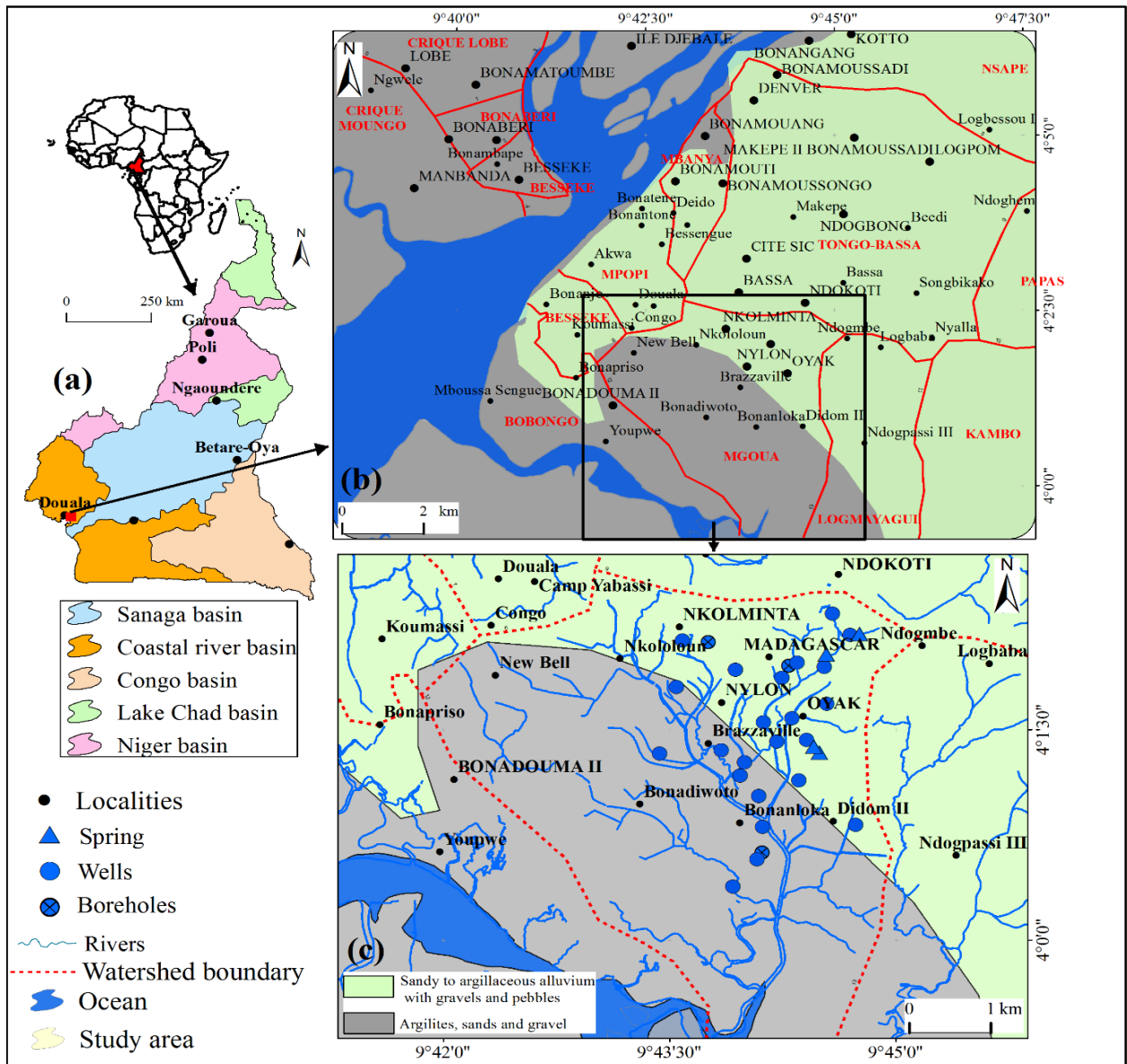


Figure 14 : site d'étude : a) Cameroun dans l'Afrique et les bassins du Cameroun b) cartes des bassins versants de la ville de Douala c) carte du bassin versant de Ngoua

II.2.1.2. Caractérisation des points d'eau

Les points d'eau de la zone étudiée sont représentés par les puits, les sources et les forages. Les ouvrages les plus représentatifs dans cette étude sont les puits. Les quelques forages inclus sont les forages publics dont les caractéristiques ne sont pas connues. Quatre sources ont été retenues. Les puits sont situés dans les espaces publics et les concessions. Les points d'eau situés dans les espaces publics sont d'accès facile, à l'exception d'un forage cadenassé dont le puisage suit des tranches horaires spécifiques. Par contre chez les privés, l'accès n'est pas toujours aisé. Dans les concessions, la plupart des habitants ont permis d'avoir accès aux puits.

L'accès a rarement été refusé durant les campagnes de terrain. Si le cas se présente, les mesures sur ces points ont pu reprendre après négociation. Les différents types de puits rencontrés sur la zone d'étude se regroupent sous les appellations de puits aménagés, puits semi-aménagés et puits non aménagés. Les puits non aménagés sont exempts de périmètres de protection et les margelles, quand elles existent, sont plus ou moins planes. Des pneus usagés font parfois office de margelles (Fig 16a). Les puits semi-aménagés (Fig 16b) ont des parois bien cimentées, leurs margelles sont assez hautes (0,40 m à 0,50 m de hauteur) et bien planes. Ils présentent des périmètres de protection et les ouvertures sont munies de couvercles servant à protéger l'eau du puits d'une pollution occasionnelle liée aux apports extérieurs. Il est cependant à noter que les puits des usagers restent en général ouverts. D'autres puits rencontrés dans la zone d'étude sont des puits peu profonds, creusés dans les formations alluviales où l'eau de la nappe est proche de la surface du sol. Ces puits, captant une nappe phréatique peu profonde avec des diamètres d'ouverture compris entre 0,90 m et 2 m, subissent des influences extérieures.

II.2.1.3. Méthode de caractérisation hydrodynamique

II.2.1.3.1. Méthode d'estimation du bilan hydrique et de la recharge

La recharge est un processus qui fait partie du cycle de l'eau. L'infiltration efficace correspond à la recharge, c'est la franche d'eau qui alimente les aquifères et qui intervient pour la recharge de la nappe. C'est aussi le flux d'eau atteignant le niveau piézométrique. La recharge est principalement approvisionnée par les précipitations et les cours d'eau. Trois types de mécanismes permettent de calculer la recharge de la nappe (Lerner et al., 1990 ; Lwimbo et al., 2019 ; Kouassi et al., 2016 ; 2020, Adhikari et al., 2022) :

- la recharge directe des précipitations à travers la zone non saturée qui alimente les nappes ;
- la recharge indirecte induite où les eaux après le ruissellement de surface, se concentrent d'abord dans les points les plus bas tels que les vallées alluviales, les rivières pour ensuite s'infiltrer dans les nappes ;
- la recharge indirecte localisée et caractérisée par des infiltrations ponctuelles au niveau de dépressions temporaires en l'absence des réseaux de drainage bien définis.

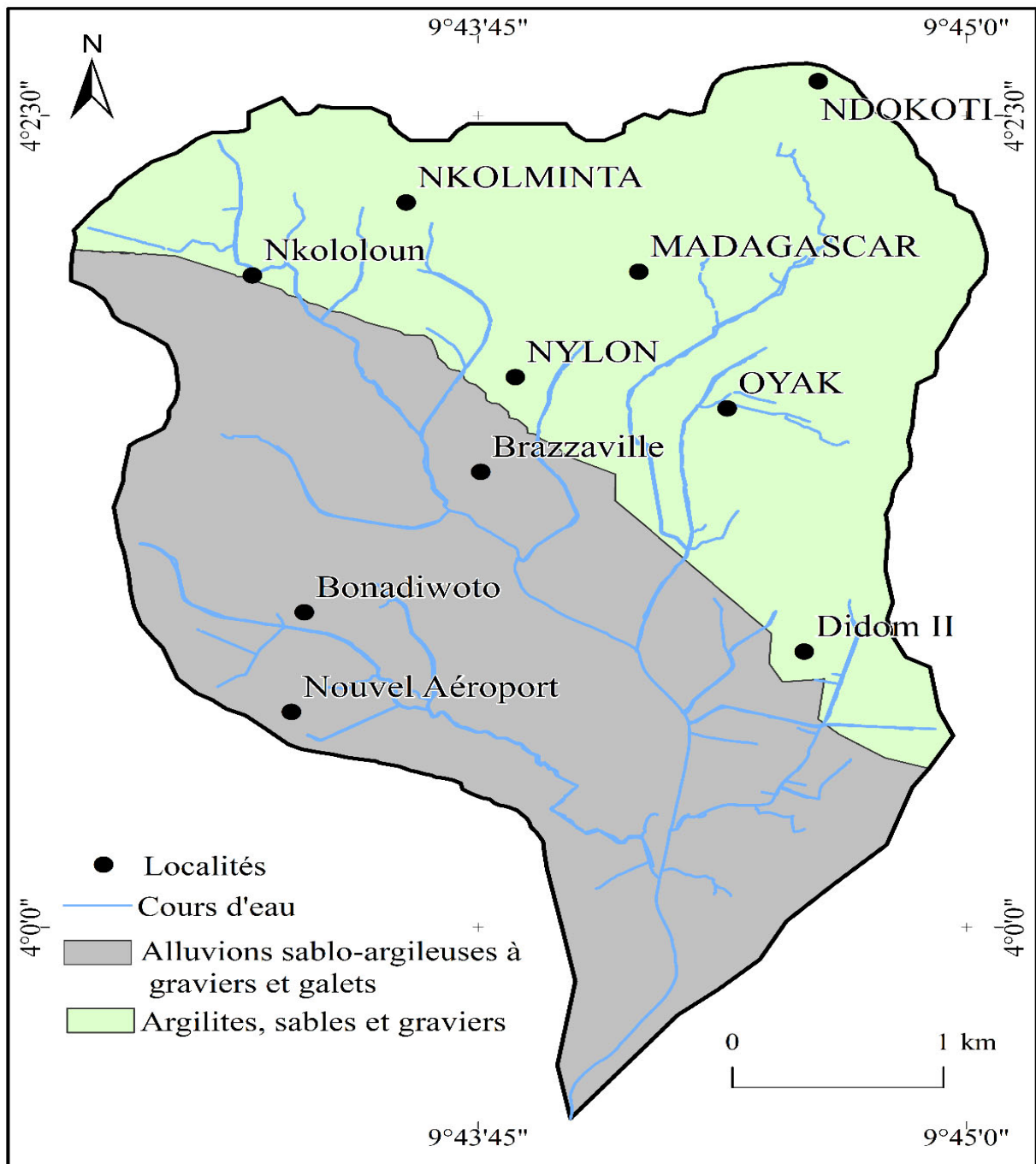


Figure 15 : Carte géologique du bassin versant de Ngoua (Njiké Ngaha, 2004)



Figure 16 : Points d'eau de la zone d'étude : a) puits non aménagé ; b) puits semi aménagé

Les différentes méthodes d'estimation des processus de recharge sont :

- le bilan hydrique qui permet d'évaluer les apports et les sorties en eau sur une période donnée. L'évaluation du bilan d'eau est nécessaire aux paramètres physiques du milieu tels que les éléments climatologiques, pédologiques qui interviennent dans le cycle de l'eau. Le calcul du bilan est nécessaire pour la connaissance du milieu géographique, pour mieux définir les besoins globaux et chiffrés du milieu. Ce dernier est aussi essentiel pour l'évaluation du volume des ressources en eau souterraines (infiltration) et de surface (ruissellement). La méthode de Thornthwaite sera utilisée pour la détermination du bilan hydrique de la zone d'étude (Thornthwaite et Marther, 1955). Il se traduit par l'équation suivante :

$$P = ETR + I + R + \Delta RFU \quad \text{où :}$$

P : lame d'eau précipitée dans le bassin versant (mm) ;

ETR : Evapotranspiration réelle (mm) ;

I : infiltration (mm) ;

R : Ruissellement (mm) ;

ΔRFU : variation de la réserve facilement utilisable (mm).

La réserve facilement utilisable ($R_i = RFU$) est la lame d'eau stockée dans le sol et utilisable par les plantes. Elle commence à alimenter l'ETR quand les précipitations deviennent inférieures à l'évapotranspiration potentielle (ETP). Le bilan hydrique est fonction de la RFU maximale.

L'excédent ($Le=P-ETR$) c'est la différence positive entre les précipitations et l'évapotranspiration réelle. Il correspond au surplus des précipitations qui peut ruisseler ou s'infiltrer. Il est assimilé à la pluie efficace (Pe). Cet excédent correspond à la somme des précipitations ruisselées et infiltrées. ($Le = Pe = I+R$). En hydrogéologie, la pluie efficace (Pe) correspond à la partie qui alimente le ruissellement. Ainsi, cette notion de pluie efficace diffère d'une discipline à une autre.

La quantité d'eau apportée à l'écoulement souterrain ($S_i = P - ETR - RFU$) est la différence la pluie efficace (Le) et la réserve facilement utilisable (RFU). Elle correspond à l'infiltration efficace. L'infiltration efficace est positive lorsque la pluie efficace (Pe) est supérieure à la valeur maximale fixée pour RFU , dans le cas contraire elle est nulle.

L'eau disponible pour l'écoulement souterrain ($S' = S_i + (S_{(i-1)}/2)$) correspond à la quantité d'eau apportée par l'infiltration efficace (S_i) du mois et la moitié d'eau apportée par l'infiltration efficace du mois précédant ($S_{(i-1)}/2$).

Le début de l'année hydrologique est fixé en mars, période où les précipitations commencent à alimenter la nappe. Il faut noter que le bilan est calculé en continu. Ainsi, l'eau disponible pour l'écoulement souterrain est en continu.

- L'utilisation des appareils pour les mesures *in situ* (infiltromètre de Muntz, infiltromètre à double anneau) ;
 - observation des fluctuations pluviométriques ;
 - utilisation des traceurs chimiques et isotopiques ;
 - les modélisations numériques manuelles et automatiques (elles sont basées sur les bilans hydriques). L'inversion de ces modèles est souvent estimée pour prédire la recharge de la nappe à partir des facteurs qui la contrôle. La modélisation tient compte des facteurs qui contrôlent la recharge notamment du climat (pluie, température, humidité relative, vitesse des vents), la géologie (sol et fracturation), la piézométrie, la géomorphologie et l'occupation des sols. La précision du résultat final dépend de la disponibilité des données, et du modèle choisi. Dans cette étude, WETSPASS sera aussi utilisé pour modéliser les zones de recharge.

II.2.1.3.2. Méthode de détermination des débits des sources

On appelle débit liquide d'un cours d'eau ou d'une source, le volume d'eau qui traverse une section du lit de ce cours ou du siphon placé en tête de source en un temps donné. Il s'exprime soit en m^3/s pour les débits importants soit en l/s pour les débits faibles.

Une source est une eau de la nappe souterraine échappée du sol naturellement sans moyen artificiel. Le suivi hydrométrique a été fait sur 04 sources. Les mesures s'effectuaient à pas de temps mensuel pendant l'année d'étude (2021-2022). La méthode utilisée ici est celle de la capacité jaugée qui consiste à placer simultanément à la sortie du siphon un seau de volume V (V=5 litres) puis à déclencher un chronomètre lorsque la première goutte d'eau est au contact du seau et à arrêter lorsque l'eau atteint le trait jaugé du seau). L'opération se déroule plusieurs fois. Le débit (Q) est déterminé par la relation :

$$Q = \frac{V}{t}$$
 où V : Volume d'eau dans le seau en litre ; t : temps mis pour remplir le seau en seconde et Q le débit en l/s

II.2.1.3.3. Méthode de détermination du niveau piézométrique

La piézométrie est la cote de l'eau dans un ouvrage d'observation (piézomètre) par rapport à un référentiel donné. Elle permet d'identifier les directions et les sens d'écoulements permettant ainsi de savoir les zones de recharge préférentielles, les zones de transition et les exutoires (Castany, 1982). Pour ce faire, une carte appelée carte piézométrique est réalisée. Elle est établie avec les données sur les niveaux piézométriques, représentant, à un instant donné, la distribution spatiale des charges. La mesure des niveaux piézométriques est d'une importance fondamentale dans les études du comportement hydrodynamique des aquifères, car elle constitue une opération de base. Afin de faire ces mesures, il est impératif d'avoir un réseau piézométrique c'est-à-dire un ensemble de piézomètres. Par ailleurs, l'établissement d'une bonne carte piézométrique est lié principalement à la qualité des mesures altimétriques des piézomètres.

Dans le cadre de la présente étude, un suivi mensuel des niveaux d'eau sur une année hydrologique, de mars 2021 à février 2022 a été entrepris sur cent (100) puits (Fig 17). Dans l'ensemble, 1248 mesures piézométriques ont été effectuées. Les niveaux d'eau ont été pris à l'aide d'une sonde électrique piézométrique à double signalisation (sonore et lumineuse) de 100 m. Pour améliorer la précision des mesures relatives à la position de la sonde, la margelle était marquée au marqueur à l'endroit de la première mesure. Puis, les autres mesures s'effectuaient à partir de l'endroit marqué. L'influence du puisage au niveau des puits privés peut en général être considéré comme négligeable. En effet, ces puits sont à majorité d'usage uniquement réservé à la concession, donc le volume puisé est très réduit. Les puits publics sont par contre beaucoup plus utilisés. Le niveau d'eau avant le puisage est repérable dans le puits grâce à la trace séparant la partie mouillée et non mouillée de la paroi du puits. Lorsque cette trace est

visible de l'extérieur dans les puits peu profonds, il est plus facile de vérifier le niveau approximatif relevé avant tout pompage donné quelques fois par le propriétaire.

Les données collectées ont permis de calculer le niveau piézométrique de chaque point d'eau suivie à partir de la formule

$$NP = Z - NS$$

Où NP est le niveau piézométrique ;

Z l'altitude du point d'eau ;

NS le niveau statique du point d'eau.

Pour cette étude, compte tenu des faibles profondeurs des niveaux statiques de la zone d'étude, les niveaux piézométriques ont été calculés en cm.

II.2.1.3.4. Méthode de détermination de la conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique est considérée comme le volume d'eau qui, dans un milieu isotrope, s'écoule par unité de temps sous l'effet d'un gradient hydraulique unitaire à travers une surface unitaire mesurée perpendiculairement à la direction du flux. Elle tient compte des propriétés du fluide et a les dimensions d'une vitesse. La détermination de la conductivité hydraulique constitue un élément clé en hydrogéologie pour la compréhension des écoulements des eaux souterraines. Cette propriété hydraulique indique la facilité du milieu poreux aquifère à laisser s'écouler l'eau dans les conditions hydrodynamiques imposées (Castany, 1998). Dans cette étude la méthode de Porchet (1931) a été utilisée pour déterminer la perméabilité. Elle a été faite sur 10 points dans l'ensemble du bassin. Elle consiste à suivre, en fonction du temps, l'infiltration d'une quantité d'eau versée dans un trou circulaire de diamètre 2R et de profondeur Pm (Profondeur moyenne avant et après la mesure). Les détails sur l'exploitation classique d'une mesure Porchet sont présentés dans les travaux de Colombani et al. (1973) et Fouepé Takoundjou et al., (2013). Dans le cadre du présent travail, des trous de rayon 10 cm et de profondeur variant entre 50 cm et 1 m ont été réalisés à la tarière manuelle en février 2021. L'arrêt de la mesure, variant suivant la nature du matériau, a été fixé à 1h30 min. L'intervalle de mesure a été à 30 secondes au début de l'écoulement. Ceci permet de tenir compte de l'hétérogénéité du sol.

II.2.1.3.5. Échantillonnage des sols

Dix échantillons de sol ont été prélevés à 50 cm de profondeur. Ce prélèvement s'est fait à l'aide d'une tarière manuelle en Février 2022 dans les parois de certains puits sélectionnés de

l'amont à l'aval de la zone d'étude. Ces échantillons ont été prélevés en vue de l'analyse granulométrique (Tab 2).

Tableau 2 : Caractéristiques des sols prélevés

Latitude	Longitude	Quartiers	Aspect	Niveau
4,04	9,74	Socato S01	Brun	bas pente
4,04	9,74	socato S02	brun jaunâtre	Haut pente
4,03	9,74	CCC S03	Brun pâle	Haut pente
4,03	9,74	Dakar S04	Brun pâle	bas pente
4,02	9,74	Oyack S05	Brun	mi-pente
4,01	9,75	Bilongué S06	brun jaunâtre	bas pente
4,01	9,74	Song-Mahop S07	brun	mi-pente
4,02	9,73	Soboum S08	brun foncé	bas pente
4,03	9,73	Tergal S09	brun jaunâtre	Haut pente
4,02	9,73	Brazzaville S10	brun jaunâtre	Haut pente

II.2.1.3.6. Prélèvement des échantillons d'eau

Le travail a consisté à l'identification et l'échantillonnage des eaux souterraines. L'échantillonnage a été effectué pendant la période pluvieuse (septembre 2021) et sèche (février 2022). Les échantillons d'eau naturelle ont été prélevés à partir des puits, sources et forages. Trente échantillons représentatifs des eaux souterraines ont été collectés à chaque saison. Ces échantillons ont été collectés dans des bouteilles en plastique polyéthylène. Pour chaque prélèvement, les bouteilles et les bouchons étaient lavés avec de l'eau distillée puis, rincés au moins trois fois avec l'eau à prélever. Ces bouteilles sont remplies à ras bord, fermées hermétiquement et transportées dans la glacière tapissée de glaçons. Par la suite, les échantillons collectés ont été acheminés au Laboratoire d'Analyses Géochimiques des Eaux (LAGE/IRGM) de Nkolbisson où les analyses chimiques ont été effectuées.

II.2.2. Travaux en laboratoire

Cette partie consiste au traitement des données collectées sur le terrain et à l'analyse des échantillons de sols et d'eau.

II.2.2.1. Analyse granulométrique

La granulométrie peut se définir comme étant une analyse qui permet de connaître la répartition des particules minérales inférieures à 2 mm selon les classes granulométriques

(argiles ; limons ; sables) et de déterminer la répartition statistique des particules dans ces différentes classes. La méthode utilisée dans le cadre de ce travail est la sédimentométrie par voie humide. Elle est réalisée par la méthode à la pipette de ROBINSON-KÖLN (Rouiller, 1993). Elle permet de déterminer la texture du sol en séparant les fractions granulométriques : (les argiles, les limons fins et grossiers, les sables fins et grossiers). Dans les sols ferrallitiques ou ferralsols, les oxydes de fer et les substances organiques assurent des liaisons avec les argiles. Pour mieux estimer la répartition de chaque fraction il est primordial de détruire ces liaisons. La méthode d'analyse granulométrique par la pipette de Robinson décrite par Delaune et al. (1991) a été choisie.

Les différents échantillons de sols prélevés sur le terrain sont soumis à l'analyse granulométrique. Cette analyse permettra de déterminer la répartition pondérale des grains en fonction de leur taille suivant la norme NF P94-056. Elle s'effectue comme suit : après séchage des échantillons, on prélève 20 g de chaque échantillon qu'on met dans les béchers puis on ajoute 5-10 ml d'eau de javel et 20 ml d'eau distillée pour l'attaque de 24 h. Après l'attaque, on ajoute 20 ml d'hexamétaphosphate de sodium afin de dissocier les grains. Les solutions obtenues sont mises dans les bocaux puis placées dans l'agitateur électrique pour deux heures. Après cela on met les solutions agitées dans les allonges que l'on complète avec de l'eau distillée jusqu'à 1000 ml. En ce qui concerne la phase de prélèvement, elle s'effectue à l'aide de la pipette de Robinson ; on secoue d'abord l'allonge et on lance simultanément le chronomètre en déposant l'allonge. Le premier prélèvement s'effectue après 36 secondes de temps de repos. Ce dernier contient les limons fins et grossiers puis les argiles. Le deuxième prélèvement s'effectue après un temps de repos de 4 min 48 secondes et contient les limons fins et les argiles. Quant au troisième prélèvement, il s'effectue après 8 h de temps de repos et cette dernière contient les argiles uniquement. Les différentes solutions sont placées à l'étuve à 40 °C pour séchage et après cela on passe alors à la pesée. Connaissant au préalable le poids de l'assiette contenant chaque échantillon on détermine le poids de l'échantillon sec et ensuite on détermine le pourcentage des constituants de chaque échantillon après calcul. A la fin, cinq fractions granulométriques sont déterminées à savoir l'argile (0 à 2 µm) et les limons (2 à 20 µm) fins par pipetage, les limons grossiers (20 à 50 µm) sont extrapolés par calcul à partir des résultats obtenus (Baize, 1988), et les sables fins (50 à 200 µm) et grossiers >200 µm par tamisage.

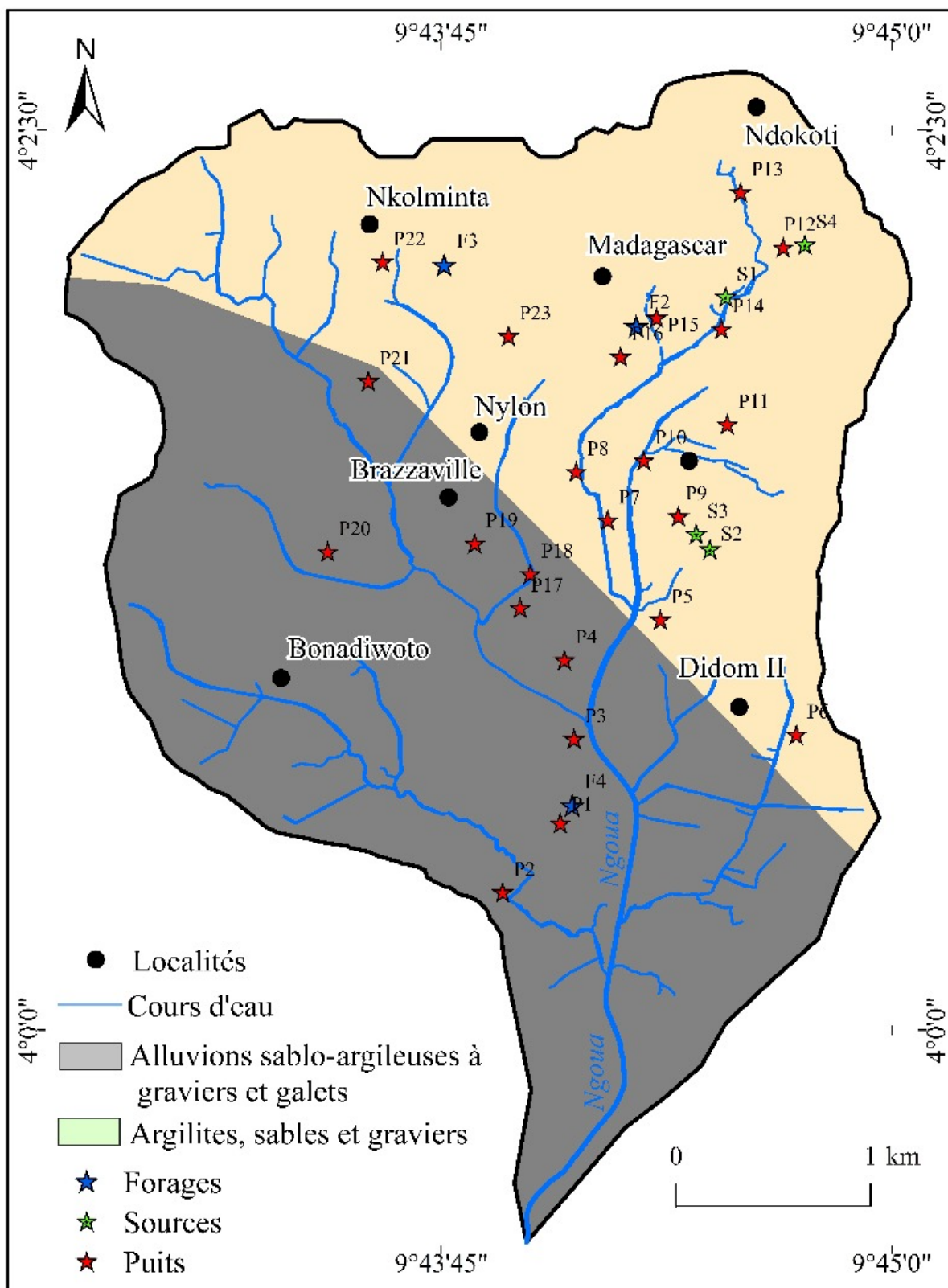


Figure 17 : carte d'échantillonnage

II.2.2.2. Détermination de la perméabilité (Ks)

Les données d'infiltration collectées sur le terrain lors des essais de Porchet (1931), elles sont traitées grâce au logiciel Microsoft Excel 2016. Une feuille d'Excel est préalablement programmée pour effectuer les calculs résultant des formules empiriques développées par Porchet suivant la loi de Darcy. La perméabilité (Ks) est définie par la loi de Darcy comme le volume d'eau gravitaire traversant une unité de section perpendiculaire à l'écoulement en 1 seconde sous l'effet d'une unité de gradient hydraulique. En prenant comme unités le m² et le m³, Ks est exprimé en m/s. Cependant, la perméabilité peut être déterminée de plusieurs façons suivant que la zone soit saturée ou non.

La perméabilité en zone non saturée se détermine par la méthode de Porchet (1931). Elle s'obtient en traçant la courbe $\log(h + R/2)$ en fonction du temps à l'échelle semi logarithmique. Une fois le régime stabilisé, on obtient une droite de pente $P = -2K(2,3R)$ la conductivité hydraulique est donnée par la relation :

$K = -P(2,3\frac{R}{2})$ où K : perméabilité (m/s) ; p : pente de la droite représentative de l'essai d'infiltration ; R : rayon du trou (m).

II.2.2.3. Traitement et conditionnement des échantillons d'eau

Le traitement débute par la filtration des échantillons d'eau au laboratoire. La méthode frontale de haut en bas a été utilisée et les échantillons conditionnés dans des flacons en PVC. Pour les éléments majeurs, les filtres en ester (ou en nitrate) de cellulose de porosité 0,22 µm ou 0,45 µm préalablement séchés à l'étuve à 105° ont été utilisés. Les filtrats retenus subissent d'autres conditionnements et stockages pour les analyses chimiques spécifiques. Le filtrat obtenu à partir des membranes en ester de cellulose est conservé dans des flacons en PVC préalablement lavés à l'acide, puis à l'eau déminéralisée et enfin à l'eau de l'échantillonnage pour la mesure de l'alcalinité et les anions. Le second filtrat est obtenu à partir des mêmes conditions décrites ci-dessus. Il est conservé dans les flacons en PVC de 100 ml acidifiés respectivement à l'acide nitrique (HNO₃ 15N) bi-distillé pour éviter d'éventuelles réactions. Ces échantillons seront utilisés pour l'analyse des cations, anions et les éléments en traces métalliques.

II.2.2.3.1. Analyses des ions

Les cations et anions ont été analysés. Les principaux cations analysés sont : le calcium, magnésium, sodium, potassium, et l'hydronium. Les anions analysés sont : le bicarbonate, le chlorure, sulfate, nitrate, phosphate et fluore.

L'analyse des cations (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et NH_4^+) est réalisée à l'aide d'un chromatographe de type DIONEX ICS-90. Les anions Cl^- , SO_4^{2-} et NO_3^- et F^- ont été analysés par chromatographie ionique HPLC (High Performance Liquid Chromatography), sur Dionex ICS-100. La précision est de 5%. Les concentrations des bicarbonates (HCO_3^-) en solution sont déterminées par la mesure de l'alcalinité généralement exprimées en méq/L.

II.2.2.3.2. Analyse des éléments en trace métallique (ETM)

Les éléments en trace métalliques tels que Fe, Pb, Cu et Zn ont été analysés par la méthode de photométrie de Macherey-Nagel. Le plomb (Pb) a été analysé par la méthode Quantofix, Cu, Fe et Zn ont été déterminés par Visocolor ECO.

II.2.2.4. Validation et interprétation des résultats hydrochimiques

La validation des résultats a été faite par le calcul de la balance ionique. Pour le traitement des paramètres physico-chimiques, il été fait par le logiciel Excel. La cartographie thématique et numérique ainsi que l'interprétation des données hydrochimiques ont été faites par les logiciels Surfer, Arcgis, Diagramme 5.6 et Excel couplé à XLSTAT. Le Modèle ICW a été utilisé pour la répartition spatiale des paramètres hydrochimiques analysés. En plus le calcul de certains indices tels que : l'indice de saturation des eaux, l'indice de la qualité de l'eau, l'indice de pollution métallique pour l'interprétation des données. Les diagrammes tels que Piper, Gibbs et binaires sont utilisés pour l'interprétation des résultats. Le Logiciel WETSPASS couplé à Modflow est utilisé pour la modélisation hydrodynamique.

II.2.2.4.1. Calcul de la balance ionique

On calcule la balance ionique pour vérifier la qualité et la fiabilité des résultats des paramètres chimiques. Elle permet d'évaluer l'erreur relative sur le degré de neutralité électrique des ions en solution par l'évaluation de l'équilibre ionique. Le calcul de la balance ionique s'obtient par la formule suivante :

$$BI = \frac{TZ^+ - TZ^-}{TZ^+ + TZ^-} \times 100$$

Où BI est la balance ionique en % ;

TZ^+ : somme des cations en $\mu\text{eq/L}$;

TZ^- : sommes des anions en $\mu\text{eq/L}$.

De manière générale, la fiabilité des résultats est la suivante : pour $-1\% < BI < 1\%$ fiabilité excellente ; $-5\% < BI < 5\%$ fiabilité bonne ; $-10\% < BI < 10\%$ fiabilité médiocre et $BI < -10\%$ ou pour $BI > 10\%$ mauvaise fiabilité.

II.2.2.4.2. Utilisation des diagrammes

Le diagramme de Piper permet de déterminer les faciès chimiques.

Les diagrammes binaires permettent d'identifier les processus géochimiques responsable de la minéralisation des eaux à partir des corrélations établies entre différents paramètres.

Le diagramme de Gibbs met en évidence le domaine de stabilité des minéraux en équilibre avec les eaux souterraines en termes de ratios des activités ioniques.

II.2.2.4.3. Calcul des indices

L'Indice de Saturation (IS) des eaux par le modèle de PHREEQC est exprimé par le rapport du produit des activités ioniques PAI à la constante d'équilibre K_s à une température donnée et montre ainsi la tendance des phases minérales à se dissoudre ou se précipiter. A cet effet, il permet de connaître le degré de saturation des eaux par rapport aux minéraux présents ou ceux susceptibles de se précipiter dans les réservoirs de surface et souterrain (Abdou Babaye, 2012). En effet, si un minéral X se dissout pour produire $(A^{+}+B^{-})$ alors l'indice de saturation (IS) peut s'écrire :

$$IS = \log PAI/KS$$

Avec IS = index ou indice de saturation ; PAI = produit de l'activité ionique et K_{sp} = produit de solubilité d'un minéral.

Quand IS = 0, l'eau est en équilibre avec le minéral ;

IS < 0, l'eau est sous saturée, capable de dissoudre le minéral ;

IS > 0, l'eau est sursaturée et capable de précipiter le minéral.

L'indice de saturation et de stabilité, l'équilibre calco-carbonique d'une eau naturelle caractérise l'état d'une eau où les teneurs en calcium, CO₂ libre, bicarbonates et carbonates sont telles que, étant mises en contact avec le calcaire, les caractéristiques de cette eau ne changent pas. Les paramètres nécessaires pour déterminer cet équilibre sont : la dureté ou titre hydrotimétrique (TH), l'alcalinité ou titre alcalimétrique complet (TAC), la conductivité, l'agressivité, le CO₂ et le pH. Ce dernier régit l'état d'agressivité ou non d'une eau. Les équilibres calco-carboniques sont fortement liés à l'alcalinité qui à son tour, a une grande affinité avec les espèces du dioxyde de carbone (CO₂). Seule l'alcalinité est nécessaire pour la caractérisation des environnements carbonatés.

Le pH d'équilibre ou de saturation (pH_s) d'un élément permet d'évaluer la nature d'une eau par rapport à l'équilibre calco-carbonique. Il correspond en d'autres termes à un pH

théorique que doit avoir une eau pour être en équilibre avec le carbonate de calcium (CaCO_3). Ainsi, on a les caractéristiques ci-après :

- $\text{pH} < \text{pH}_s$, caractérise une eau agressive ;
- $\text{pH} > \text{pH}_s$, caractérise une eau entartrante ;
- $\text{pH} = \text{pH}_s$, caractérise une eau en état d'équilibre.

Il existe plusieurs méthodes qui permettent de déterminer l'équilibre calco-carbonique. Mais dans cette étude seule la méthode de calcul de l'Indice de Saturation de Langelier (ISL) a été utilisée.

L'Indice de Saturation de Langelier (ISL) exprime la force ionique et la croissance du pH où ce dernier est la variable principale. Il s'agit d'un indice d'équilibre qui réagit avec la force conductrice thermodynamique pour l'augmentation du CaCO_3 . Il ne fournit pas d'indication sur la quantité de CaCO_3 qui va précipiter pour amener l'eau à l'équilibre. Il permet de prédire la tendance naturelle des eaux à précipiter ou à dissoudre le CaCO_3 . Cette méthode s'appuie sur l'alcalinité totale (mg/l de CaCO_3), la dureté du calcium (mg/l de CaCO_3), les Solides Totaux Dissouts (STD), le pH et la température ($^{\circ}\text{C}$) de l'eau. Cet indice se définit comme suit (Langelier, 1946) :

$$ISL = \text{pH} - \text{pH}_s$$

pH = valeur mesurée dans l'eau

pH_s = pH à saturation de la calcite ou du CaCO_3

Avec : $\text{pH}_s = (9,3 + A + B) - (C + D)$ où

$$A = (\log_{10} [\text{STD}] - 1) / 10$$

$$B = - 13,12 * \log_{10} (C + 273) + 34,55$$

$$C = \log_{10} [\text{CaH du CaCO}_3] - 0,4$$

$$D = \log_{10} [\text{alcalinité totale du CaCO}_3]$$

Si le LSI < 0 et le pH $<$ au pH_s , l'eau est trop acide et par conséquent est agressive, sous saturée en CaCO_3 et dissout le calcaire sous l'action du CO_2 agressif : c'est la précipitation.

Si le ISL > 0 , l'indice est positif. L'eau a tendance à déposer le CaCO_3 en formant une couche protectrice et des dépôts excessifs si le phénomène continue : c'est la dissolution de Langelier (1946). Il existe néanmoins une controverse selon les auteurs. Certains pensent que l'agressivité d'une eau fait problème dès que $|\text{ISL}| > 0,2$; d'autres par contre trouvent que c'est à $|\text{ISL}| > 0,5$ ou même à 1 unité d'écart entre le pH et le pH_s .

L'indice de qualité de l'eau (IQE), communément appelé WQI (Water Quality Index), est un paramètre qui permet d'évaluer la qualité globale de l'eau afin de déterminer les possibilités d'usage, en particulier sa convenance à la consommation humaine. L'indice de qualité de l'eau

a été développé par Horton aux Etats-Unis en 1965 et ensuite appliqué dans plusieurs pays d'Europe, d'Afrique, et d'Asie (Ramakrishnaiah et al., 2009 ; Sener et al., 2017 ; Rakotondrabe et al., 2017 ; Wang et al., 2022 ; Chedadi et al., 2023 ; Mfonka et al., 2024). De nombreux auteurs ont donné plusieurs formulations à cet indice en fonction des objectifs fixés par l'étude menée (Brown et al., 1970 ; Cude, 2001). L'indice de qualité de l'eau est obtenu en attribuant à chaque paramètre physico-chimique, Bactériologique un poids variant de 1 à 5 en fonction de son importance dans l'appréciation de la qualité de l'eau potable. Le poids le plus élevé 5 est attribué à des paramètres qui ont des effets critiques sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine comparativement aux limites préconisées par l'OMS. Dans cette étude les paramètres pris en compte sont les éléments majeurs et les paramètres physiques.

La formule de l'indice de qualité de l'eau est la suivante :

$$IQE = \sum_{i=1}^n SI$$

Avec

$$SI_i = W_i q_i$$

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100$$

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

Où q_i indique la note de qualité, C_i la concentration de chaque paramètre chimique et S_i la valeur guide de l'OMS (2011) ; SI_i est le sous-index du i paramètre ; W_i le poids relatif de chaque paramètre w_i le poids attribué à chaque paramètre et n est le nombre est le nombre de paramètre.

Les valeurs de poids relatif calculées (w_i) de chaque paramètre sont consignées dans le [tableau 3](#). Le [tableau 4](#) représente la classification globale de l'indice de qualité de l'eau.

Tableau 3 : Poids relatif de chaque paramètre

Paramètres	Unité	Standards OMS	Poids (w_i)	Poids relatif (W_i)
pH		6,5-8,5	4	0,105
Ec	$\mu\text{sm/cm}$	1000	4	0,105
TDS	mg/L	500	4	0,105
MES	mg/L	25-40	2	0,053
Na^+	mg/L	200	1	0,053
K^+	mg/L	12	2	0,026
Mg^{2+}	mg/L	50	2	0,053

Ca ²⁺	mg/L	75	4	0,053
F ⁻	mg/L	1,5	5	0,105
Cl ⁻	mg/L	250	3	0,079
NO ₃ ⁻	mg/L	50	5	0,132
SO ₄ ²⁻	mg/L	250	4	0,105
HCO ₃ ⁻	mg/L	120	3	0,079
PO ₄ ³⁻	mg/L	10	-	-

Tableau 4 : Classification globale de l'IQE

Gamme	Rang	Qualité	Domaines d'utilisation
<25	I	Excellente	Eau potable, activités industrielles et agricoles
25-50	II	Bonne	Eau potable, activités industrielles et agricoles
50-100	III	Moyenne	Activités domestiques, industrielles et irrigation
100-150	IV	Mauvaise	Activités domestiques et irrigation
>150	V	Très mauvaise	Traitement avant usage

L'indice de pollution des métaux lourds (IPM) ou HPI proposé par [Mohan et al. \(1996\)](#), est évalué à partir de l'équation :

$$IPM = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

Où n est le nombre d'échantillons considérés ; W_i est le poids unitaire du paramètre et Q_i est le sous-indice de l'élément métallique i. Q_i est déterminée à partir de l'équation :

$$Q_i = \frac{|M_i - I_i|}{S_i - I_i} \times 100$$

Où M_i est la concentration moyenne de l'élément i dans un échantillon donnée, I_i est la concentration idéale maximale pour l'élément i et S_i est la valeur standard de l'élément métallique i. La concentration maximale idéale est la concentration maximale que l'on désire avoir dans l'eau potable. La concentration standard est la concentration maximale admise au cas où il n'y a aucune source d'eau ayant la concentration maximale idéale. Dans la présente étude, S_i correspond à la limite permmissible en absence de source alternative, et I_i à la limite acceptable du standard ([OMS, 2011](#)). Le tableau 4 donne les standards utilisés pour le calcul des différents indices de pollution.

Une valeur de IPM en-dessous de 100 représente une faible pollution en ETM, tandis que 100 suggère la valeur limite à partir de laquelle des conséquences néfastes pour la santé sont probables. Une valeur de IPM supérieure à 100 indique que l'eau est inappropriée pour la consommation (Prassana et al., 2012 ; Ngo Boum-Nkot et al., 2023). D'après Edet et Offiong (2002), le classement des eaux souterraines en fonction de l'IPM est le suivant :

- IPM <40% faiblement polluées ;
- 40≤IPM<80% pollution modérées ;
- 80≤IPM<100% fortement polluées ;
- >100 très fortement polluées

L'indice d'évaluation des métaux lourds (IEM) ou HEI (Heavy metal Evaluation Index) est déterminé à partir de l'équation

$$HEI = \sum_{i=1}^n C_i / MAC$$

Dans cette équation, C_i est la valeur surveillée du paramètre i et MAC la concentration maximale admissible du paramètre métallique. Dans cette étude, MAC est la valeur standard de l'OMS pour l'eau potable (OMS, 2011). D'après Okanlawon et Waziri (2017), le classement des eaux souterraines sur la base du HEI est le suivant :

- HEI < 0,01: très faiblement polluées ;
- ≤ HEI < 1: faiblement polluées ;
- ≤ HEI < 5: pollution modérées ;
- 5 ≤ HEI < 10: fortement polluées ;
- HEI ≥ 10: très fortement polluées.

Le degré de contamination ou Cd (contamination degree) qui indique l'impact négatif collectif des ETM dans les eaux (Backman et al., 1998) est déterminé par l'équation :

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_f \text{ où}$$

$$C_f = \frac{C_i - 1}{MAC}$$

Ici, C_f est le facteur de contamination du $i^{\text{ème}}$ paramètre analysé ; C_i valeur surveillée du $i^{\text{ème}}$ paramètre ; C_n valeur standard du $i^{\text{ème}}$ paramètre ; n nombre d'éléments analysés.

Ainsi ; pour $C_d < 1$: faible pollution ; $1 \leq C_d < 3$: pollution modérée et $C_d \geq 3$: forte pollution de l'eau.

Le [tableau 5](#) représente les valeurs standards utilisées pour calculer le HPI, HEI et Cd.

Tableau 5 : Valeurs standards utilisées pour le calcul des HPI, HEI et Cd

	S_i	I_i	W_i
Cu	1500	50	0,00067
Pb	10	-	0,1
Zn	15000	5000	0.00007
Fe	300	200	0,005

II.2.3. Présentation du modèle WETSPASS

Le modèle WETSPASS est un modèle de bilan hydrique développé par Batelaan et De Smedt (2001). C'est l'acronyme de Water and Energy Transfer between Soil, Plants and Atmosphere under quasi Steady State. Il constitue une méthode pour estimer maille par maille (10 m) la moyenne de la variation spatiale de la recharge de la nappe, du ruissellement et de l'évapotranspiration en régime permanent sur une échelle annuelle ou semestrielle. C'est un modèle flexible, basé sur les SIG, qui prend en compte directement les variations spatiales des processus hydrologique via les données digitales (Woldeamlak et al., 2007 ; Jofack, 2016). Il effectue une distribution spatiale de la recharge en utilisant des moyennes des données climatiques, topographiques, piézométrique, d'occupation du sol et pédologiques. Il est intégré dans les SIG ArcView (version 3.x) comme modèle raster. Il est utilisé conjointement avec le modèle de Simulation des écoulements souterrains MODFLOW afin de prendre en compte la position des niveaux piézométriques dans l'estimation de la recharge (Batelaan et De Smedt, 2001).

II.2.3.1. Principe du fonctionnement du modèle

II.2.3.1.1. Bilan hydrique par cellule

Le modèle WETSPASS calcule le bilan hydrique à l'échelle de la cellule. Chaque cellule est divisée en plusieurs fractions : végétation, sol nu, eau libre et surface imperméable (Batelaan et De Smedt, 2001). Le bilan hydrique pour une cellule individuelle est obtenu en sommant les bilans en eau des différentes fractions ; ce qui permet de prendre en compte l'hétérogénéité de l'occupation du sol à l'intérieur d'une même cellule. Le bilan hydrique total pour une région donnée est donc la somme des bilans de chaque cellule du raster (Fig 18) (Batelaan et De Smedt, 2007).

Ce bilan se résume par l'équation

$$ET_{raster} = a_v ET_v + a_s ET_s + a_0 ET_o + a_i ET_i$$

$$S_{raster} = a_v s_v + a_s s_s + a_0 s_o + a_i s_i$$

$$R_{raster} = a_v R_v + a_s R_s + a_0 R_o + a_i R_i$$

Dans laquelle ET_{raster} , S_{raster} , et R_{raster} sont respectivement le total de l'évapotranspiration (mm), du ruissellement de surface (mm) et de la recharge d'une cellule raster (mm) ayant une fraction végétalisée, un sol nu, de l'eau libre, et une surface imperméable dénotée par a_v , a_s , a_0 et a_i respectivement. La somme de ces quatre fractions valant 1. Elles sont précisées dans la table d'attributs de l'occupation du sol. Les précipitations constituent le point de départ de chaque composante d'une cellule raster. Les autres processus sont ensuite déterminés dans l'ordre croissant suivant : interception, ruissellement, évapotranspiration et recharge.

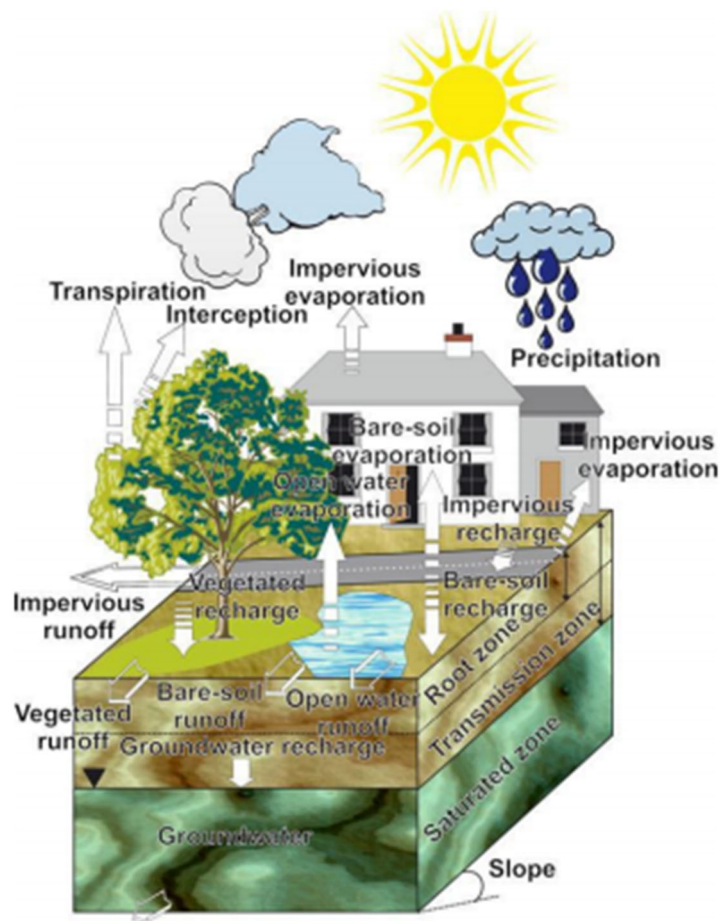


Figure 18 : Bilan hydrique schématique d'une cellule raster (Batelaan et De Smedt, 2007)

II.2.3.1.2. Bilan hydrique pour une surface de végétation

Pour la fraction végétalisée d'une cellule raster, le bilan en eau saisonnier s'écrit

$$P = I + S_v + T_v + R_v$$

Où P représente les précipitations (mm), I l'interception (mm), S_v le ruissellement (mm) T_v la transpiration réelle (mm) et R_v la recharge (mm).

II.2.3.1.3. Interception

Elle dépend du type de végétation et est considérée comme étant un pourcentage constant des précipitations annuelles. Ce pourcentage est déterminé grâce à la table d'attributs représentant les caractéristiques de l'occupation du sol (Batelaan et De Smedt, 2007).

II.2.3.1.4. Ruissellement

Le ruissellement est calculé grâce aux données d'intensité de quantité de précipitations, d'interception et de capacité d'infiltration du sol. Il est simulé en deux étapes. Premièrement le ruissellement potentiel S_{v-pot} est calculé selon la formule.

$$S_{v-pot} = C_{sv}(P - I)$$

C_{sv} est un coefficient de ruissellement des zones d'infiltration végétalisées. Il provient de la table des attributs du coefficient de ruissellement et est fonction du type de végétation, de la texture du sol et de la pente. Il est aussi basé sur les valeurs caractéristiques dérivées de la littérature (Batelaan et De Smedt, 2007). Cependant, le ruissellement potentiel est conceptualisé de telle manière à ne se produire qu'en zones saturées. Ainsi, à la deuxième étape, un ajustement est réalisé et consiste à ajuster le ruissellement en prenant en compte la distribution saisonnière de l'intensité des précipitations (P_i) et à la capacité d'infiltration du sol (I_c).

$$S_v = f_2(P_i, I_c, D)S_{v-pot}$$

Ici, f_2 est un coefficient qui sépare les précipitations d'une saison hydrologique en une partie effective et non effective ; l'objectif étant de mettre en évidence la contribution du ruissellement de surface (Batelaan et De Smedt, 2007).

II.2.3.1.5. Transpiration

La transpiration (T_{rv}) est obtenue à partir de l'évapotranspiration potentielle de l'eau libre (E_0) (mm) et d'un coefficient de végétation (c) suivant la formule.

$$T_{rv} = cE_0$$

Le coefficient (c) est calculé à partir de l'équation de Penman-Monteith. Cette équation est une référence de calcul de l'évaporation d'une surface d'eau libre à l'aide des données climatiques

(FAO, 2011). Le modèle utilisé étend cette équation à des surfaces culturales en introduisant des facteurs de résistance. L'équation de C est :

$$C = \frac{1 + \frac{\gamma}{\Delta}}{1 + \frac{\gamma}{\Delta} \left(1 + \frac{r_c}{r_a}\right)}$$

γ est la constante psychrométrique (kPa/°C) ; Δ est la pente de la courbe de pression de vapeur à saturation (kPa/°C) ; rapport $\frac{\gamma}{\Delta}$ représente le coefficient de Penman. Ce dernier varie de la température ; r_c est la résistance de la canopée ; elle décrit la résistance de flux de vapeur à travers les stomates, la surface des feuilles et le sol.

$$r_c = \frac{r_1}{LAI_{active}}$$

r_c est la valeur moyenne de la résistance des stomates d'une feuille. LAI (Leaf Area Index), représente la surface foliaire par unité de surface de sol. LAI_{active} signifie un LAI ensoleillé. Enfin, r_a est la résistance aérodynamique ; elle représente le transfert de la chaleur et la vapeur d'eau de la surface qui s'évapore vers l'air située au-dessus de la canopée.

$$r_a = \frac{1}{k^2 u_a} \left(\frac{z_a - d}{z_0} \right)^2$$

Ici, $k = 0,41$ est la constante de Von Karman ; u_a est la vitesse du vent en (m/s) au niveau de la mesure ; $z_a = 2$ m ; d est la hauteur à partir de laquelle la vitesse du vent vaut 0. Enfin, z_0 où la longueur de rugosité de la végétation, traduit l'influence des aspérités du sol sur l'écoulement l'air (Batelaan et De Smedt, 2007).

Dans les zones de décharges de nappe, la transpiration réelle T_v est égale à la valeur de référence de la transpiration T_{rv} puisqu'il n'y a pas de limite à la présence de l'eau dans le sol

$$T_{rv} si (G_d - h_t) \leq R_d$$

Avec G_d la profondeur des eaux souterraines, h_t la hauteur de la franche capillaire (m), et R_d la profondeur racinaire (Batelaan et De Smedt, 2007).

Dans les zones végétalisées où le niveau piézométrique est en dessous de la zone racinaire, la transpiration réelle T_v est donnée par :

$$T_v = f(\theta) T_{rv} si (G_d - h_t) > R_d$$

$f(\theta)$ est la teneur en eau θ dans la zone racinaire. Elle provient de la formulation de Vandewiele et al. (1991) dans Batelaan et De Smedt (2007).

$$f(\theta) = 1 - a_1 \frac{w}{T_{rw}}$$

a_1 est un paramètre de calibration du contenu en sable du sol. Il augmente lorsque la conductivité hydraulique évolue w représente l'eau disponible pour la transpiration. Elle est déterminée par).

$$w = P + n(\theta_{cc} - \theta_{PF})R_d$$

Ici, n est le nombre de mois considéré ; θ_{cc} et θ_{PF} sont respectivement la teneur en eau de la capacité au champ et au point de flétrissement ; la différence $\theta_{cc} - \theta_{PF}$ la représente la réserve utile en eau (Batelaan et De Smedt, 2007). R_d est la profondeur racinaire.

II.2.3.1.6. Recharge

C'est la dernière composante. Elle est par le modèle comme le terme résiduel du bilan hydrique (Batelaan et De Smedt, 2007).

$$R_v = P - S_v - I - T_v$$

II.2.3.2. Bilan hydrologique pour les surfaces nues, d'eaux libres et imperméables

Dans le cas des sols nus, le bilan hydrique s'écrit :

$$P = S_s + E_s + R_s$$

Le ruissellement S_s est simulé de même manière que celui des surfaces végétalisées ;

- L'évaporation E_s est déterminée par la formule ci-après :

$$E_s = f(\theta)E_0$$

Pour la fraction des eaux libres, le bilan hydrique est défini par :

$$P = S_0 + E_0 + R_0$$

Il faut noter que R_0 est négligeable si on la compare avec la recharge pouvant engendrer un plan d'eau lui-même. Enfin, le bilan hydrique des zones imperméables est :

$$P = S_i + E_i + R_i$$

Le principe ainsi décrit montre que le phénomène de recharge est complexe. Son évaluation en milieu tropical humide est difficile étant donné que le nombre de paramètres à prendre en compte sont d'accès difficiles. Tous les mécanismes reliés à la recharge en zone tropical humide sont les précipitations, la transpiration, l'évaporation et le ruissellement. Leur intégration dans un modèle hydrologique dépend de la disponibilité des données sur les variables environnementales permettant de les caractériser. Les paramètres utilisés dans les modèles WETSPASS sont : les données climatiques (pluie, température, vitesse des vents humidité relative), topographiques (altitude et pente), piézométrique (niveau d'eau des puits), d'occupation des sols, pédologiques (texture des sols) ont été collectées et traitées dans un SIG.

Conclusion

Le présent chapitre avait pour objectif de présenter le matériel et la méthodologie adoptée pour atteindre les objectifs de ce travail. Les travaux ont été réalisés tant sur le terrain qu'en laboratoire.

Les travaux de terrain ont consisté en la reconnaissance et la description du site d'étude suivies des travaux liés à l'hydrodynamique et l'hydrochimie. Sur le plan hydrodynamique, les travaux ont consisté en la collecte des données climatiques (pluie, température humidité de l'air, vitesse des vents). La mesure des débits liquides dans les sources, la mesure des niveaux statiques dans les ouvrages hydrauliques (puits, sources, forages) et l'essai d'infiltration par la méthode de Porchet. Sur le plan hydrochimique, les travaux ont consisté au prélèvement des échantillons d'eau dans les ouvrages sélectionnés ainsi qu'à la mesure des paramètres *in situ* (pH, T, EC, TDS, salinité).

Les travaux en laboratoire ont consisté à estimer le bilan hydrique par la méthode de Thornthwaite, à calculer le débit liquide des sources puis le niveau piézométrique des ouvrages retenus. L'analyse granulométrique a été effectuée et enfin la détermination de la perméabilité par la méthode de Porchet. Sur le plan hydrochimique, les analyses des cations et anions majeurs ont été faites par des méthodes classiques ainsi que l'analyse des quelques ETM. Pour l'interprétation des résultats, les logiciels tels que Surfer, ArcGis, Diagramme, XLSTAT seront utilisés.

Pour la modélisation, le logiciel WETSPASS couplé à MODFLOW a été utilisé pour estimer la recharge de la nappe.

CHAPITRE III : RESULTATS

Introduction

Le présent chapitre porte sur la présentation des résultats obtenus tant sur le terrain qu'en laboratoire. Il s'agit des caractéristiques physiques, hydrodynamiques et hydrochimiques des aquifères mio-pliocène/quaternaires du bassin versant de Ngoua.

III.1. CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DU BASSIN VERSANT DE NGOUA

III.1.1. Caractéristiques géométriques

Les caractéristiques géométriques à déterminer sont l'aire (A), le périmètre (P), la forme du bassin versant et le coefficient de compacité. Il en ressort que :

- Aire (A) : partie du plan délimité par les lignes de crête. Le logiciel ArcGIS 10.5 a été utilisé pour la planimétrie. Cette surface est de l'ordre de 24,5 km² ;
- le périmètre (P) : c'est la longueur de la ligne de la circonférence du bassin. Ses dimensions ont été prises grâce au logiciel ArcGIS 10.5. Le périmètre du bassin versant de Ngoua est de 36,5 km ;
- la forme : elle est déterminée à partir de l'indice de compacité de Gravelus par la longueur du rectangle équivalent ; $K_c = 1,24$. Cette valeur montre que bassin versant de Ngoua a une forme semblable à un rectangle.

III.1.2. Orographie du bassin versant de Ngoua

Le bassin versant de Ngoua appartient à l'unité géomorphologique comprise entre 35 et 70 m. Il est caractérisé par de faibles caractéristiques géomorphologiques avec des faibles pentes presque au niveau de la mer. La topographie est douce, et diminue généralement d'Est en Ouest vers le fleuve Wouri et conduit à l'inondation de la zone.

Le MNT réalisé dans le bassin versant de Ngoua montre des altitudes qui varient entre 0 et près de 50 m. Les ensembles géomorphologiques ayant des altitudes qui sont inférieures à 35 m, occupent environ 75% du bassin et les altitudes supérieures à 35 m en représentent 25% du bassin (Fig 19). Les hautes altitudes sont constituées en majorité de nombreuses petites collines avec des pentes plus ou moins abruptes et des vallées.

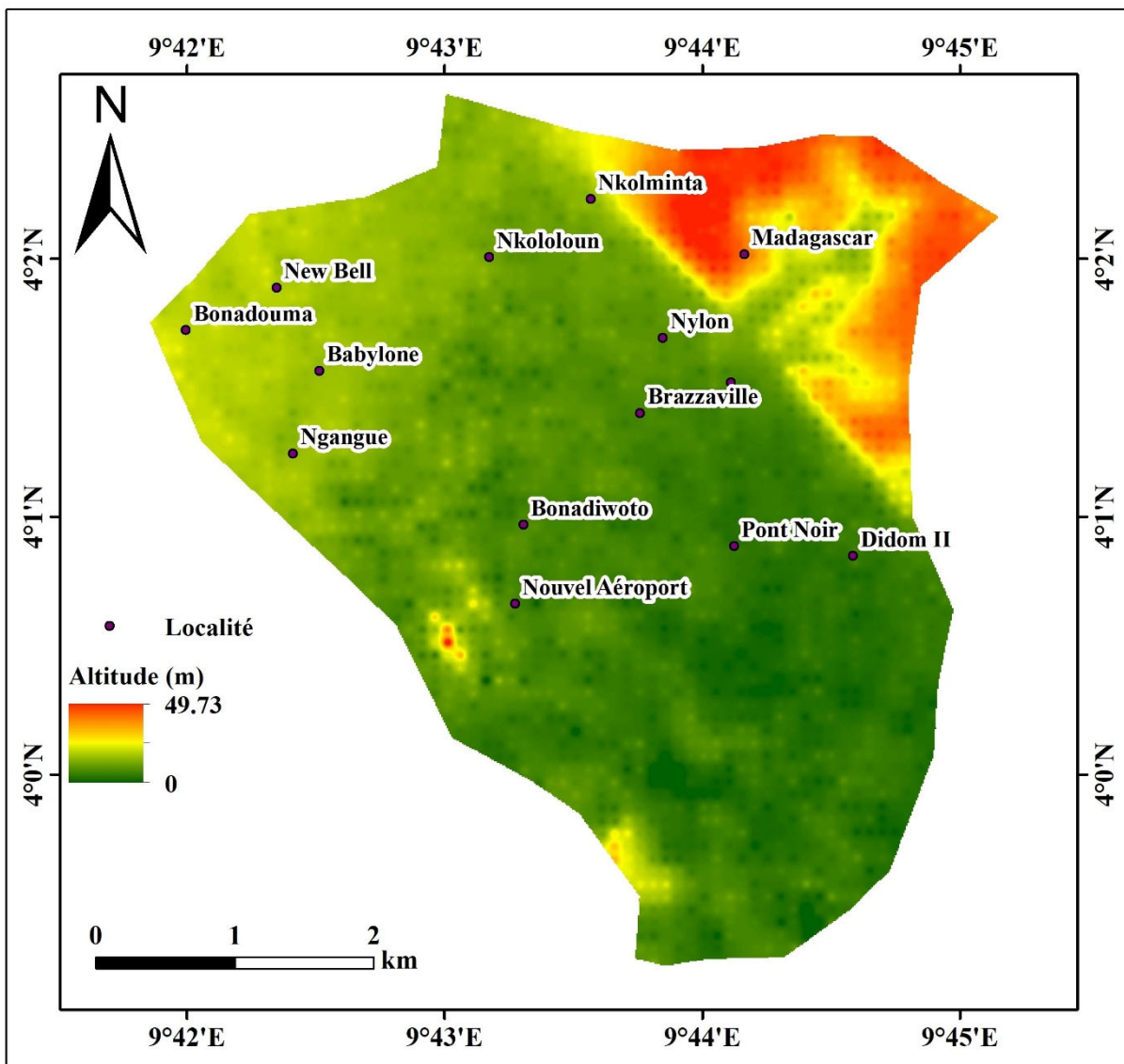


Figure 19 : Carte orographique du bassin versant de Ngoua

III.1.3. Pente

Les pentes dans le bassin versant de Ngoua varient entre 0 et 30, 5°. Les pentes inférieures à 30° représentent plus de 80% de la superficie du bassin (Fig 20). Il est à noter que dans les zones à faible pente, le ruissellement est faible favorisant l'infiltration. Par contre dans les zones à pente forte le ruissellement est rapide et l'infiltration faible.

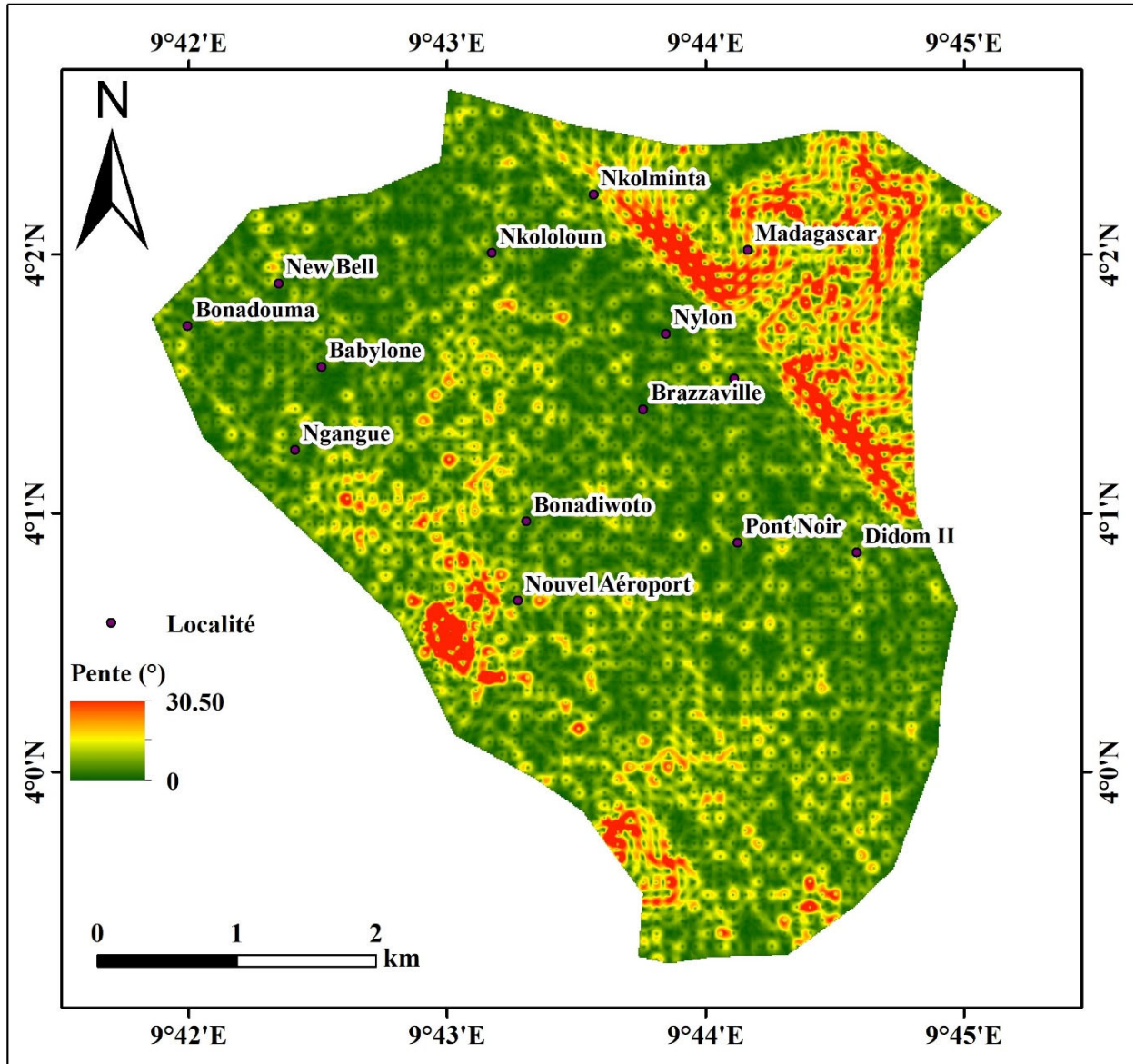


Figure 20 : Carte des pentes

III.1.4. Occupation des sols

L'occupation du sol (Fig 21) du bassin versant Ngoua est caractérisée par la végétation herbacée, les industries, la végétation arborée, la zone bâtie et l'aéroport. La zone bâtie occupe plus de 80% du bassin. Le sol nu occupe environ 20% de la superficie du bassin.

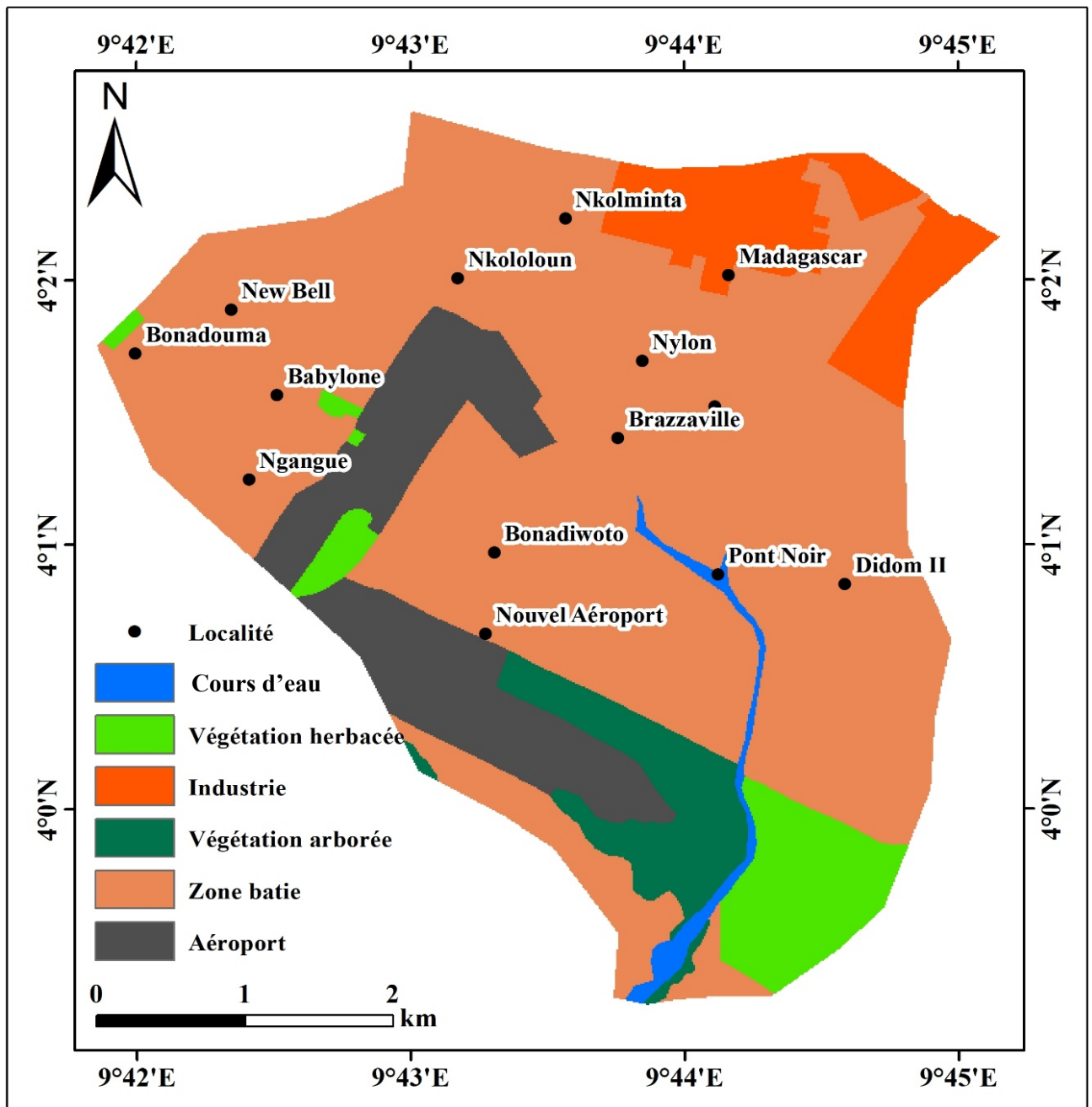


Figure 21 : Etat d'occupation des sols du bassin versant de Ngoua

III.2. CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET HYDRODYNAMIQUES DE L'AQUIFERE

Cette partie a pour but de présenter les caractéristiques physiques hydrodynamiques l'aquifère du bassin versant de Ngoua. De ce fait, il serait question de présenter la texture, les débits de sources, la perméabilité et niveaux piézométriques.

III.2.1. Texture

La carte texturale de l'aquifère (Fig 22) montre que cet aquifère est riche en sables. En fait, la texture est sablo-limono-argileuse du côté NE de zone et représente moins de 10% de l'aquifère du bassin. La texture sablo-limoneuse est dominante au NW et au NE du bassin. Ils représentent environ 30% de la surface. La texture sablo-argileuse est plus dominante et représentent plus de 50%. Et enfin, les sols limono-sableux représentent environ 30%.

Le tableau 6 ci-contre présente les caractéristiques physiques et hydrodynamiques de l'aquifère du bassin versant de Ngoua. L'analyse de ce tableau montre que les matériaux prélevés sont riches en sables avec quelques argiles et limons. Ce qui leur confère une texture sablo-argileuse et limoneuse. La couleur de ces matériaux varie de brun à brun jaunâtre. Les résultats issus de l'essai de Porchet ont permis de déterminer la perméabilité K. Elle varie entre $1,6 \times 10^{-6}$ et $1,6 \times 10^{-5}$ m/s.

Tableau 6 : Paramètres physiques et hydrodynamique de l'aquifère de Douala

Quartiers	Aspect	Niveau	texture	K (m/s)
Socato S01	Brun	Bas de pente	Sablo-argileux	3,40E-06
socato S02	brun jaunâtre	Haut de pente	sablo-limono-argileux	6,12E-06
CCC S03	Brun pâle	Haut de pente	sablo-limono-argileux	7,99E-06
Dakar S04	Brun pâle	Bas de pente	Sablo-argileux	6,82E-06
Oyack S05	Brun	Mi-pente	sablo-limono-argileux	1,51E-05
Bilongué S06	brun jaunâtre	Bas pente	Sablo-argileux	1,37E-05
Song-Mahop S07	brun	Mi-pente	Sablo-argileux	1,63E-06
Soboum S08	brun foncé	Bas de pente	Sablo-argileux	1,60E-05
Tergal S09	brun jaunâtre	Haut de pente	Sablo-argileux	1,60E-05
Tergal S10	brun jaunâtre	Haut de pente	Sablo-argileux	1,63E-06

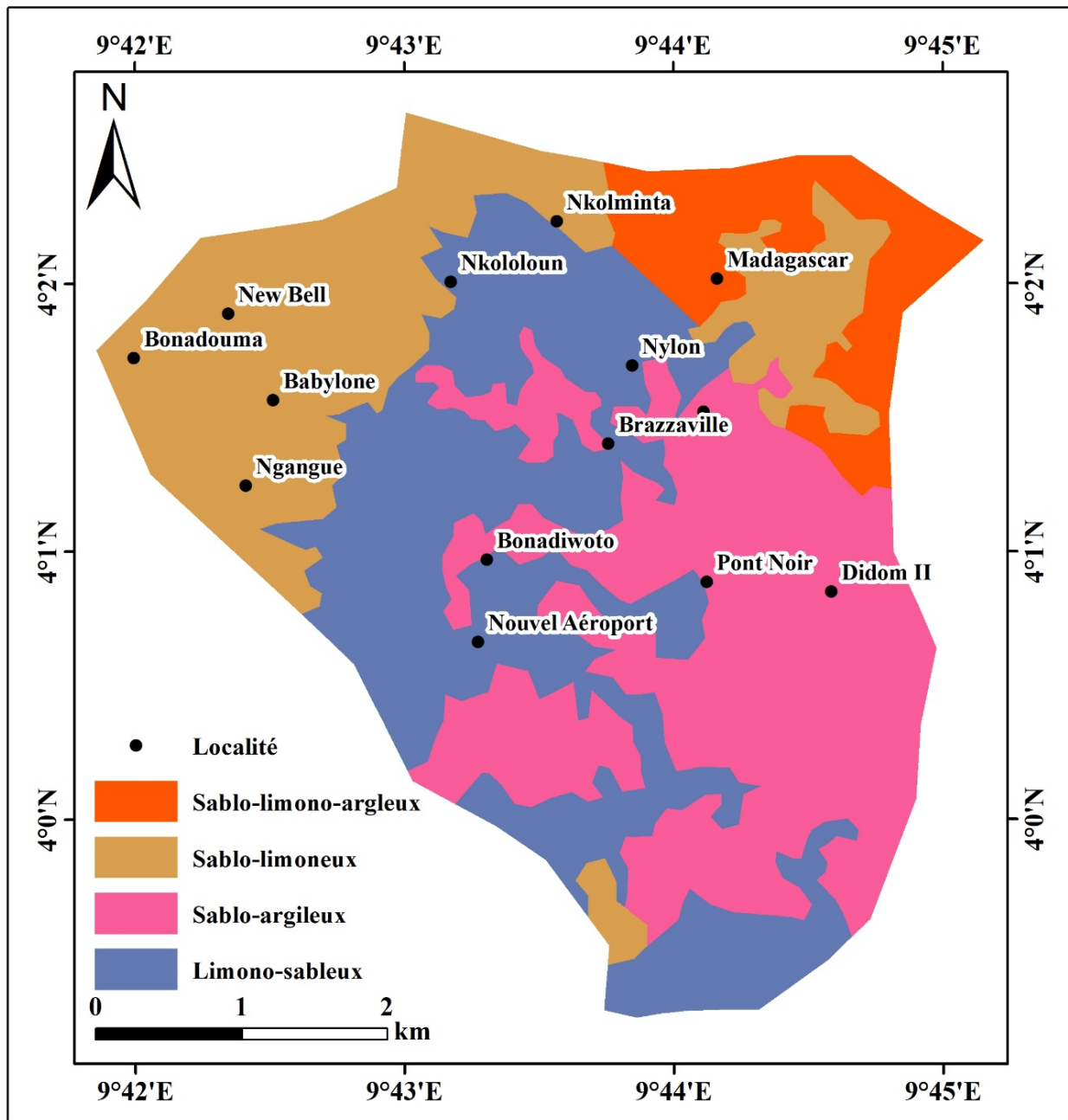


Figure 22 : Carte texturale des sols du bassin versant de Ngoua

III.2.2. Variations spatio-temporelles des débits des sources

Les sources suivies ont été aménagées par la population à des fins domestiques. Ainsi, quatre (04) sources ont été suivies dans le cadre de cette étude. Durant la période d'étude (mars 2021 à février 2022) une mesure était effectuée chaque mois. Les valeurs de l'analyse statistique des débits de sources sont consignées dans le [tableau 7](#).

Les débits de la source S1 varient entre 0,15 et 0,45 L/s pour une moyenne de $0,30 \pm 0,11$ L/s. pour la source S2, ces valeurs oscillent entre 0,21 et 0,98 L/s avec une moyenne de

0,56±0,29 L/s. Quant à la source S3, les valeurs des débits fluctuent entre 0,27 et 0,88 L/s pour une moyenne de 0,51±0,24 L/s. Pour ce qui est de la source S4, ces valeurs varient entre 0,25 et 0,90 L/s pour une moyenne de 0,54±0,22 L/s. Le coefficient de variation est de 0,36, 0,50, 0,44 et 0,39 respectivement pour les sources S1, S2, S3 et S4. Il est à noter que seule la source S1 présente des valeurs de débits faibles par rapport aux autres sources.

Tableau 7 : Statistique des débits de sources

	S1	S2	S3	S4
Min	0,15	0,21	0,28	0,25
Moy	0,31	0,59	0,53	0,56
Med	0,31	0,50	0,47	0,52
Max	0,45	0,97	0,88	0,9
ET	0,11	0,29	0,24	0,22
CV	0,36	0,50	0,44	0,39

L'évolution mensuelle des débits (Tab 8) montre que les débits les plus faibles sont observés au mois d'avril à l'exception de la source S3 où le débit le plus faible est observé en mars. Les débits les plus élevés sont observés en septembre (Fig 23). De manière générale, les débits des sources du bassin versant de Ngoua varient entre 0,54 m³/h et 3,5 m³/s

Tableau 8 : Variations mensuelle des débits de sources

	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév
MIN	0,19	0,15	0,19	0,18	0,31	0,40	0,45	0,44	0,42	0,36	0,29	0,23
MOY	0,24	0,21	0,26	0,32	0,40	0,53	0,73	0,72	0,67	0,56	0,38	0,29
MED	0,23	0,18	0,21	0,27	0,38	0,59	0,71	0,70	0,66	0,56	0,40	0,29
MAX	0,27	0,21	0,23	0,37	0,44	0,77	0,97	0,95	0,90	0,75	0,50	0,35
ET	0,14	0,11	0,12	0,18	0,23	0,39	0,49	0,48	0,45	0,38	0,25	0,18
CV	0,57	0,52	0,47	0,58	0,57	0,73	0,66	0,67	0,68	0,67	0,66	0,60

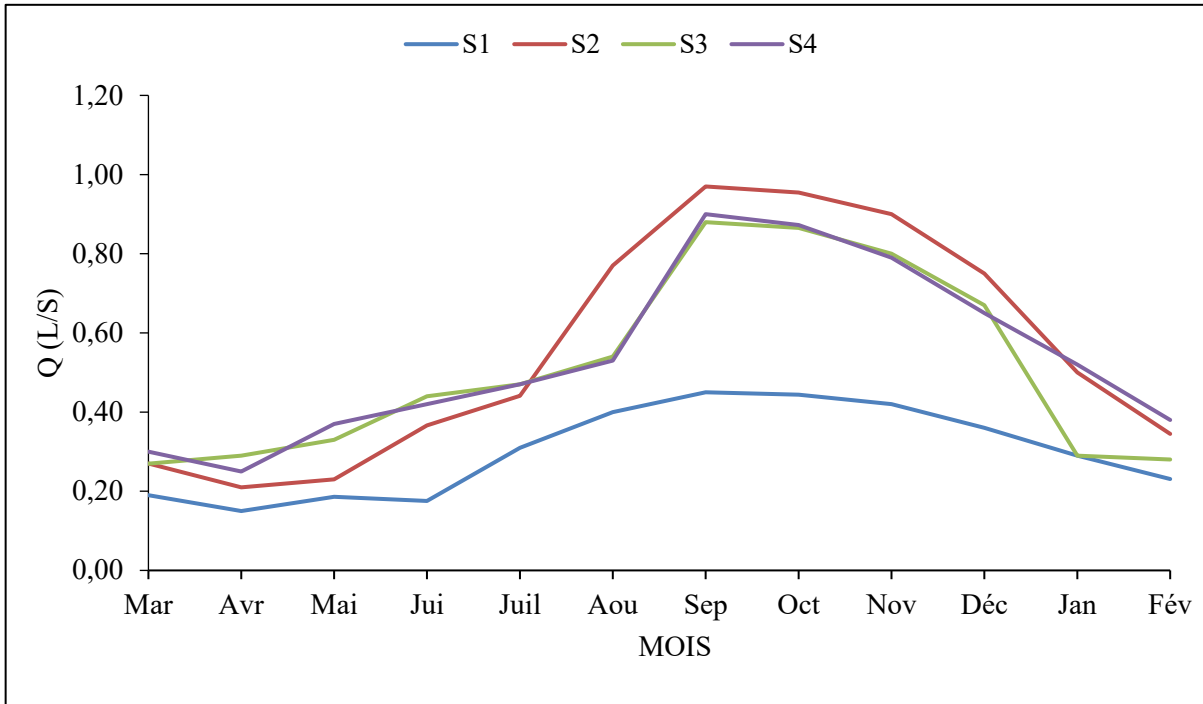


Figure 23 : variations mensuelles des débits de sources S1, S2, S3 et S4.

III.2.3. Variations piézométriques

Les valeurs des niveaux piézométriques tant en saison de pluie qu'en saison sèche sont consignées dans le [tableau 9](#).

III.2.3.1. Variation des niveaux statiques

Les profondeurs d'eau mesurées dans les puits suivis varient entre 31 et 907 cm avec une moyenne de $167 \pm 103,53$ cm sous le sol pendant la saison de pluie. Quant à la saison sèche, elles oscillent entre 50 et 1034 cm avec une moyenne de $221,91 \pm 115$ cm. Ces profondeurs sont spatialement hétérogènes, mais restent plus importantes dans le secteur nord-est (31 et 1047 cm). Elles sont comprises entre 65 et 331 cm et entre 51 et 275 cm respectivement dans les secteurs ouest et sud, entre 0,51 et 4,5 cm à l'ouest. Quant aux secteurs centre et sud-est, les profondeurs d'eau varient respectivement entre 70 et 318 cm et entre 103 et 251 cm ([Fig 24](#)).

Tableau 9 : Valeurs des niveaux piézométriques saisonniers

Codes	Quartiers	X	Y	Z(cm)	Profondeur (cm)	NP_SP	NP_SS
NNP124	NDONGSIBI	4485	10828	1500	750	1191	1089
NNP123	NDONGSIBI	4487	10825	2600	350	2507	2280
NNP122	NDONGSIBI	4487	10825	2700	250	2617	2468
NNP40	NDONGSIBI	4488	10825	2400	350	2315	2210
NPC106	CCC	4481	10824	1700	200	1832	1777
NPC107	CCC	4483	10826	1800	500	1663	1549
NPC108	CCC	4483	10825	2500	350	1779	1700
NCP109	CCC	4481	10822	2000	650	2440	2378
NCP110	CCC	4481	10822	3300	750	1760	1671
NCP111	CCC	4482	10820	2600	250	3194	3122
NCP112	CCC	4482	10820	1600	450	2490	2310
NCP125	CCC	4480	10824	1300	100	1455	1333
NCP126	CCC	4481	10821	1600	670	1263	1230
NOP1	OYACK	4472	10828	1900	550	1624	1332
NOP2	OYACK	4472	10828	1500	600	1277	976
NOP3	OYACK	4472	10827	1700	350	1452	1276
NOP5	OYACK	4472	10827	1800	600	1600	1461
NOP6	OYACK	4472	10827	2200	650	2000	1938
NOP7	OYACK	4472	10827	1300	300	1100	757
NOP8	OYACK	4473	10826	1300	250	1211	1089
NOP9	OYACK	4473	10826	1300	380	1200	1102
NOP10	OYACK	4474	10821	2600	350	2496	2390
NOP11	OYACK	4474	10821	1700	470	1590	1508
NOP12	OYACK	4474	10820	1700	650	1600	1492
NOP13	OYACK	4473	10820	1400	450	1300	1218
NOP14	OYACK	4473	10820	1500	470	1411	1309
NOP16	OYACK	4472	10820	2500	250	2383	2302
NOP17	OYACK	4471	10820	2300	360	2174	2114
NOP23	OYACK	4469	10823	2000	400	1875	1792
NOP24	OYACK	4469	10823	1200	200	1124	1005
NOP25	OYACK	4471	10822	1600	250	1560	1488
NOP18	OYACK	4471	10820	1100	200	1035	972
NOP19	OYACK	4470	10819	1400	600	1302	1230
NOP27	OYACK	4471	10822	1000	500	883	677
NOP129	OYACK	4471	10820	500	300	500	448
NOP130	OYACK	4476	10823	2100	1300	1952	1909
NOP131	OYACK	4476	10825	1500	750	700	466
NOP32	OYACK	4472	10826	1300	650	1235	1210

X=latitude, Y= longitude, Z= altitude, NP= niveau piézométrique, SP= saison de pluie, SS= saison sèche

Tableau 9 : Valeurs des niveaux piézométriques saisonniers (suite)

NOP22	OYACK	4470	10820	400	300	-3	-180
NPB61	Bilongué	4460	10830	1500	450	1400	1257
NPB62	Bilongué	4460	10830	1200	500	1080	992
NPB64	Bilongué	4460	10828	1100	500	1014	953
NPB65	Bilongué	4460	10827	400	350	304	210
NPB66	Bilongué	4460	10823	600	300	534	505
NPB67	Bilongué	4461	10823	600	250	552	424
NPB69	Bilongué	4464	10821	800	350	725	644
NPB70	Bilongué	4464	10821	800	300	683	628
NPB71	Bilongué	4464	10821	500	350	393	293
NPB72	Bilongué	4466	10821	1300	400	1192	1098
NPB131	Bilongué	4461	10831	800	250	724	609
NNP57	NYLON	4484	10807	1100	350	1052	968
NNP58	NYLON	4484	10807	1700	400	1626	1544
NNP55	TERGAL	4485	10808	1900	350	1824	1723
NTP56	TERGAL	4484	10808	2200	300	2152	1903
NNP59	NYLON	4484	10807	2000	350	1937	1788
NNP60	NYLON	4483	10808	1300	300	1222	1048
NTP113	NYLON	4483	10809	1400	400	1290	1153
NNP150	NYLON	4478	10806	1000	350	902	744
NNP151	NYLON	4477	10807	1600	500	1463	1260
NNP152	NYLON	4480	10814	1600	550	1464	1340
NPB73	Song-Mahop	4459	10817	1900	600	1685	1562
NPB74	Song-Mahop	4459	10817	1600	450	1400	1288
NPM75	Song-Mahop	4459	10817	1800	500	1662	1510
NPM76	Song-Mahop	4457	10817	1000	350	872	727
NMP77	Song-Mahop	4457	10817	900	400	800	623
NP78	Song-Mahop	4455	10816	1600	400	1502	1255
NPM79	Song-Mahop	4461	10812	1600	350	1480	1313
NPM80	Song-Mahop	4460	10816	600	400	470	346
NPM81	Song-Mahop	4460	10816	1100	350	1000	841
NPS82	Song-Mahop	4463	10816	800	300	703	529
NPS83	Song-Mahop	4464	10815	800	400	725	568
NPS84	Song-Mahop	4465	10816	1300	500	1161	1033
NPS85	Song-Mahop	4466	10814	500	600	373	244
NPS86	Song-Mahop	4466	10814	600	450	524	316
NMP128	Song-Mahop	4456	10818	600	300	513	418
NMP141	Song-Mahop	4459	10817	700	350	603	468
NMP152	Song-Mahop	4451	10813	500	450	404	324
NMP153	Song-Mahop	4453	10817	200	250	90	-9
NPS87	SOBOUM	4467	10815	800	300	662	584
NPS87	SOBOUM	4467	10815	1200	400	1100	995

Tableau 9 : Valeurs des niveaux piézométriques saisonniers (fin)

NSP133	SOBOUM	4468	10810	1500	500	1353	1230
NBP134	BONALOKA	4470	10806	600	400	384	255
NBP135	BONALOKA	4469	10804	700	200	567	438
NBP136	BONALOKA	4472	10807	1400	350	1290	1187
NBP137	BONALOKA	4476	10804	200	250	92	-34
NPB89	Brazaville	4468	10815	800	450	720	600
NPB90	Brazaville	4470	10814	1000	350	828	649
NPB91	Brazaville	4469	10812	1100	400	1010	966
NPB92	Brazaville	4471	10808	1200	360	991	860
NPB140	Brazaville	4468	10814	700	500	632	496
NPD93	Dakar	4470	10819	900	250	712	545
NPD94	Dakar	4472	10819	1400	350	1320	1155
NPD95	Dakar	4471	10819	1700	500	1621	1333
NPD96	Dakar	4471	10819	1700	560	1600	1498
NPD97	Dakar	4471	10819	1100	400	924	715
NPD98	Dakar	4471	10819	400	350	242	73
NPD99	Dakar	4470	10819	1000	450	894	797
NPD100	Dakar	4470	10819	600	460	500	424
NPD101	Dakar	4473	10817	800	500	682	613
NPD103	Dakar	4477	10820	1900	350	1714	1533
NPD103	Dakar	4479	10819	1200	400	1050	850
NPD104	Dakar	4479	10820	1800	300	1634	1519
NPD105	Dakar	4479	10821	1400	250	1337	1186
NDP127	Dakar	4471	10815	300	150	266	201

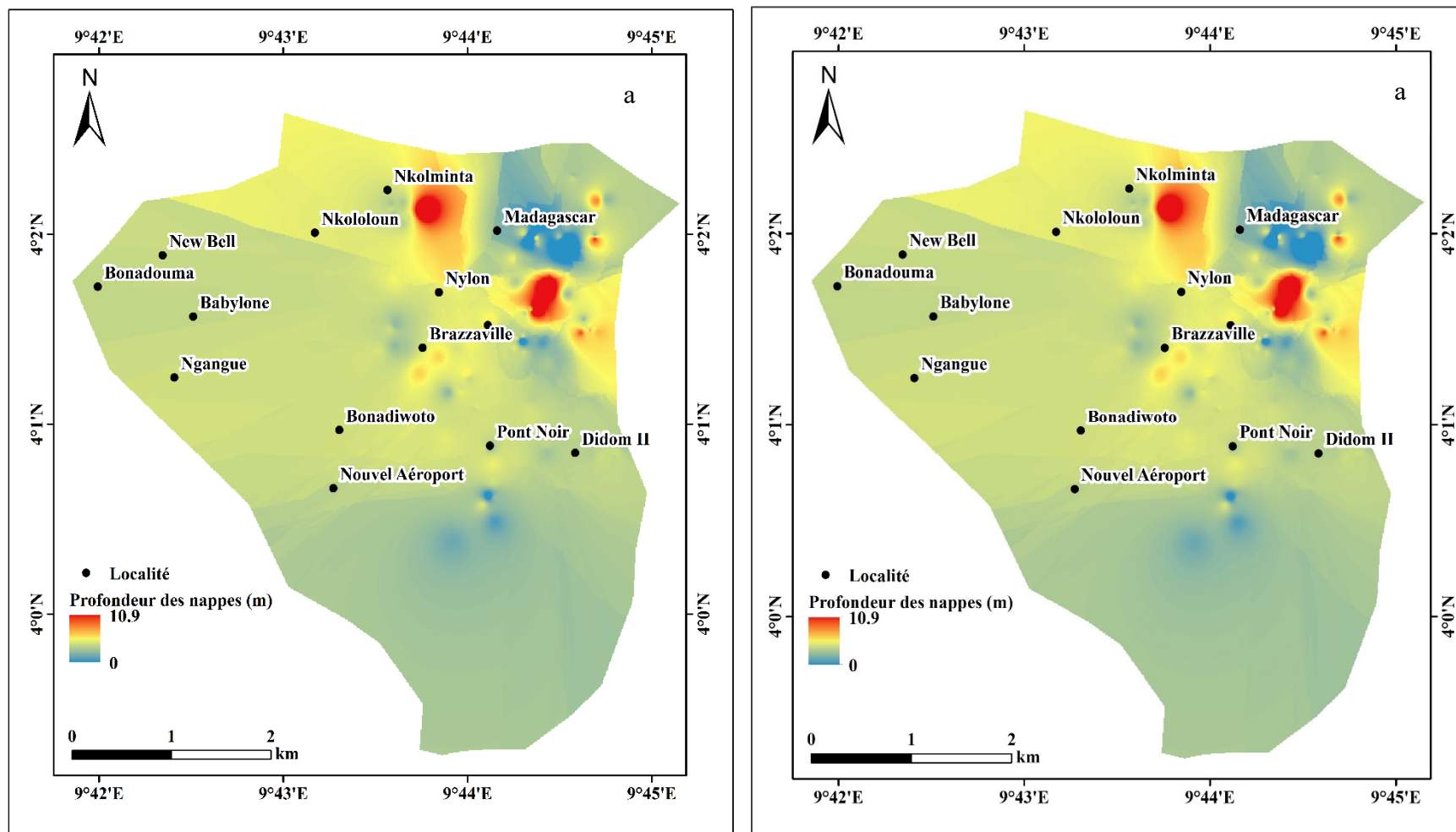


Figure 24 : Distribution spatiale des profondeurs de la nappe a) saison de pluie ; b) saison sèche

III.2.3.2. Evolution saisonnière des niveaux piézométriques

III.2.3.2.1. Piézométrie de la nappe en hautes eaux

La nappe atteint son niveau maximal pendant la période de hautes eaux (Août-Octobre). Les données piézométriques de la saison pluvieuse ont été utilisées pour réaliser la carte piézométrique de la nappe en hautes eaux (Fig 25). Les côtes piézométriques sont comprises entre 68 et 3191 cm. Les charges les plus basses sont localisées au niveau des dépressions piézométriques (Song-Mahop, Dakar). Les charges élevées se retrouvent au niveau des dômes piézométriques (Ndogsimbi, CCC).

III.2.3.2.2. Piézométrie de la nappe en basses eaux

La carte piézométrie en basses eaux a été établie avec les données piézométriques de la saison sèche (Fig 26). La côte piézométrique s'établit entre 48 et 3051 cm. L'allure des courbes isopièzes en basses eaux ne montrent pas de différences notables avec celle établie en hautes eaux.

III.3. EVALUATION DU BILAN HYDRIQUE

Les paramètres du bilan hydrique obtenus d'après l'application de la méthode de Thornwaite sur les données météorologiques (pluie et température) de la zone d'étude durant la période de 2017 à 2021 sont consignés dans le tableau 10. Les valeurs de l'ETR et Peff évoluent de façon inverse avec la valeur de la RFU max. Ceci indique une influence significative de la RFU sur le signal d'entrée et donc sur la recharge de la nappe. Le bilan de l'année d'étude (2020-2021) montre que la recharge de la nappe commence au mois d'avril et atteint la recharge maximale en août (Tab 10).

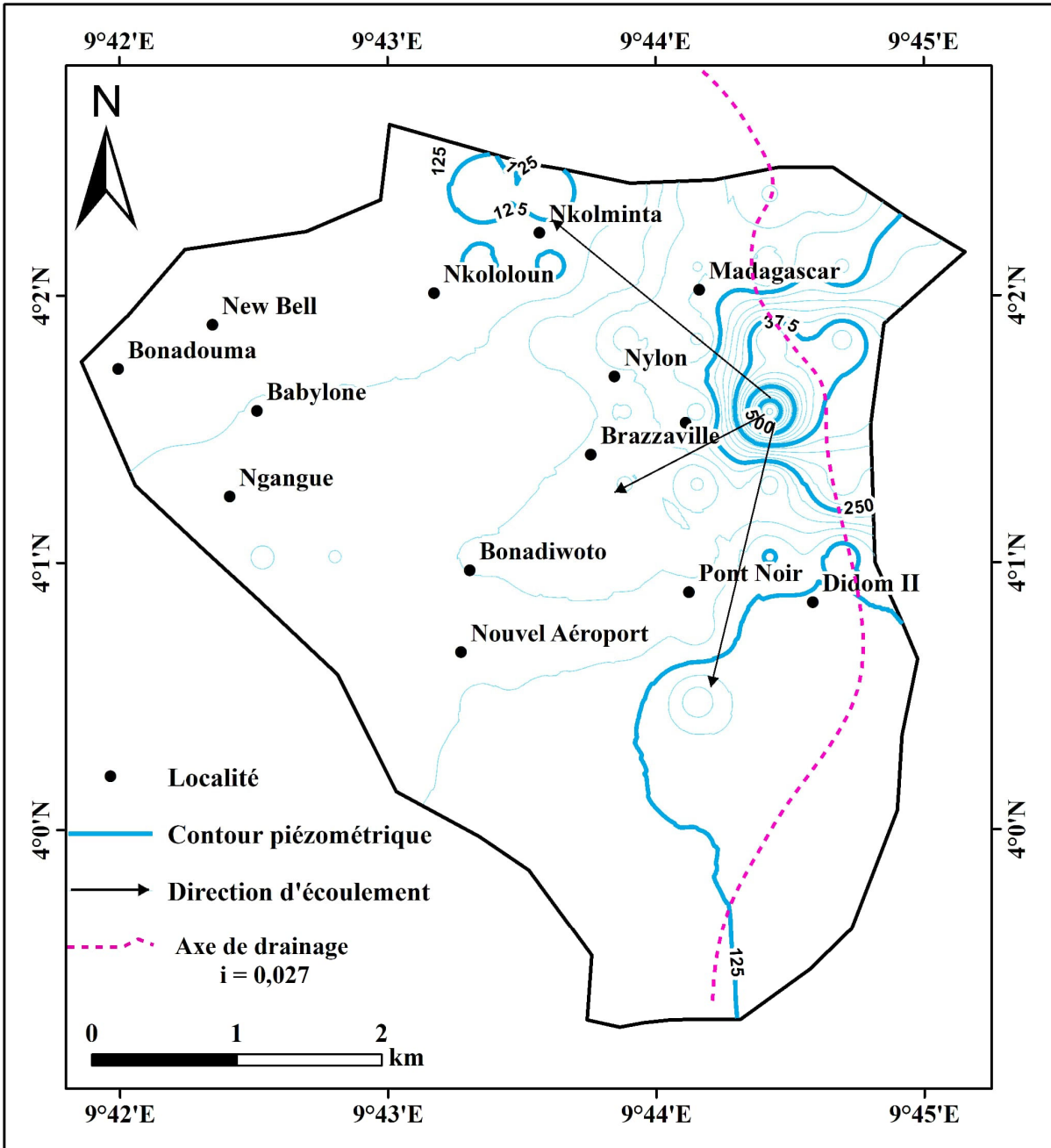


Figure 25 : Carte piézométrique du bassin versant de Ngoua pendant la saison de pluies

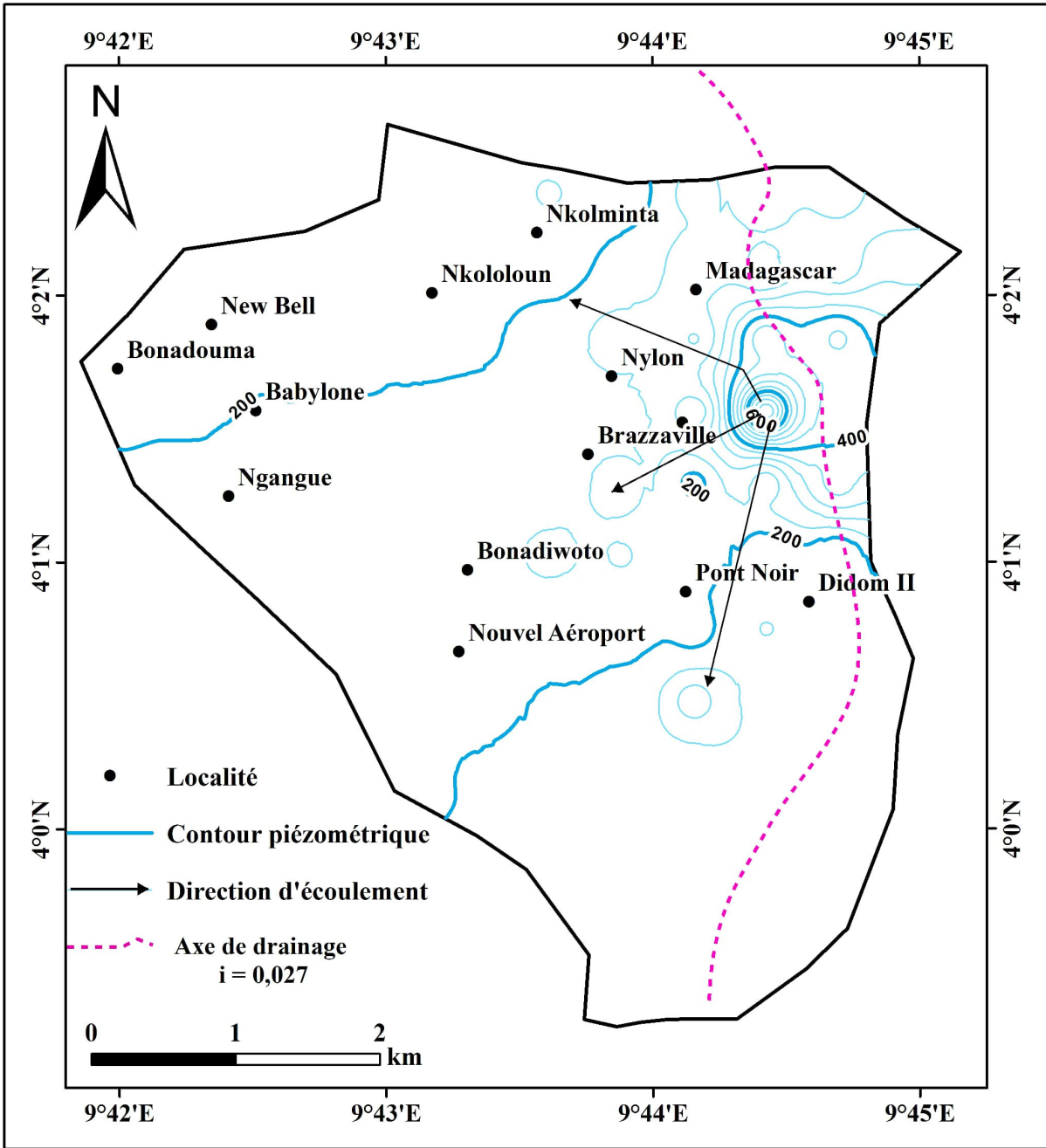


Figure 26 : Carte piézométrique du bassin versant de Ngoua pendant la saison sèche

Tableau 10 : Bilan hydrique selon Thornthwaite (1955) de l'année hydrologique 2020-2021

	P(mm)	ETP (mm)	ETR (mm)	Pe _{eff}
2012	3144,80	1534,55	1418,77	1726,03
2013	2859,40	1549,22	1391,79	1467,61
2014	3067,70	1564,10	1437,38	1630,32
2015	3144,80	1597,32	1350,68	1794,12
2016	3144,80	1597,70	1362,36	1782,44
2017	2971,60	1597,70	1537,86	1433,74
2018	3441,10	1600,99	1401,71	2039,39
2019	3375,80	1568,22	1452,06	1923,74
2020	3671,20	1592,96	1359,81	2311,39
2021	2980,10	1618,23	1355,41	1624,69

Tableau 11 : Bilan hydrique selon Thornthwaite (1955) pour la station de Douala (2012-2021)

	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F
p	197,69	233,39	353,75	273,12	423,73	767,24	480,53	390,06	143,60	62,14	9,81	37,52
ETP	146,74	142,89	144,58	124,62	110,69	107,98	143,07	124,26	131,89	141,49	141,56	151,74
ETR	197,69	142,89	144,58	124,62	110,69	107,98	143,07	124,26	131,89	141,49	32,55	37,52
Pe _{eff}	0,00	90,50	209,17	148,50	313,04	659,26	337,46	265,80	11,71	-79,35	-22,36	0,00

III.4. CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES

Les paramètres physico-chimiques présentés dans cette partie proviennent de l'analyse des échantillons d'eau collectés pendant les deux saisons. Quelques éléments traces métalliques (Fe, Pb, Cu et Zn) ont été analysés pendant la campagne de la saison sèche.

III.4.1. Variation saisonnières des paramètres physico-chimiques

III.4.1.1. Puits

III.4.1.1.1. Paramètres physiques

Le pH dans les eaux de puits pendant la saison pluvieuse varie entre 4,5 et 6,44 pour une moyenne de $6,01 \pm 0,52$. Pendant la saison sèche, le pH oscille entre 5,39 et 8,31 pour une moyenne $7,10 \pm 0,73$. Ces eaux sont acides à basiques. Le pH des eaux de zone d'étude est en dessous de la norme prescrite par l'OMS (2011). La température quant à elle fluctue entre 27 et $27,6^\circ\text{C}$ pour une moyenne de $27,3 \pm 0,14^\circ\text{C}$ et 27 et $28,60$ pour une moyenne de $27,92 \pm 0,41^\circ\text{C}$ respectivement pour la saison des pluies et la saison sèche. La température des eaux des puits de la zone d'étude est similaire à la température ambiante ou température de l'air. Pour ce qui est de la conductivité électrique (CE), elle varie respectivement entre 223 et 918 $\mu\text{s/cm}$ avec une moyenne de $545,04 \pm 214,24 \mu\text{s/cm}$ et 512 et 1742 $\mu\text{s/cm}$ pour une moyenne de $849,08 \pm 286,41 \mu\text{s/cm}$ pendant les deux saisons. Les eaux des puits de la zone d'étude sont moyennement à fortement minéralisées. La conductivité électrique des échantillons collectés pendant la saison de pluie est inférieure à celle des échantillons collectés pendant la saison sèche. La conductivité électrique des eaux de puits de la zone d'étude est en dessous la norme prescrite par l'OMS (2011) à l'exception des échantillons P7, P10, P19 et P24 pendant la saison sèche. En ce qui concerne la TDS, elle fluctue entre 154,61 et 636,48 mg/L pour une moyenne de $377,9 \pm 148,54 \text{ mg/L}$ et entre 392,23 et 938,78 mg/L avec une moyenne de $596,41 \pm 154,21 \text{ mg/L}$ respectivement pour la saison des pluies et la saison sèche. Certaines valeurs de TDS excèdent la norme prescrite par l'OMS (2011) pour les eaux destinées à la consommation. La salinité des eaux de puits de la saison pluvieuse varie entre 0 et 0,4% pour une moyenne de $0,19 \pm 0,14\%$. Pendant la saison sèche, elle varie entre 0 et 0,6% avec une moyenne de $0,28 \pm 0,12\%$. (Tab 12 ; Fig 27).

III.4.1.1.2. Paramètres chimiques

Pendant les deux saisons, les ions calcium (Ca^{2+}) constituent le cation le plus abondant. Ils varient entre 17,56 et 203,8 mg/L pour une moyenne de $41,82 \pm 41 \text{ mg/L}$ durant la saison pluvieuse. Ici, seul l'échantillon P13 excède les valeurs prescrites par l'OMS. Pendant la saison sèche, ils varient entre 28,45 et 273,3 mg/L avec une moyenne de $92,67 \pm 60,89 \text{ mg/L}$. La concentration en Ca^{2+} des eaux de puits pendant la saison sèche est supérieure à celle recommandée par l'OMS en dehors de quelques échantillons (P5, P7, P15 et P21). Les

concentrations en Na⁺ oscillent respectivement entre 1, 06 et 203, 83 mg/L (28,06±0,4 mg/L) et 10,29 et 198,81 mg/L (57,09±52,88 mg/L) pendant la saison de pluies et la saison sèche.

Tableau 12 : Variations saisonnières des paramètres physico-chimiques des eaux de puits du bassin versant de Ngoua

	SP					SS					
	Min	Moy	Med	Max	ET	Min	Moy	Med	Max	ET	OMS
pH	4,15	5,91	6,01	6,44	0,52	5,39	7,10	7,22	8,31	0,73	6,5-8,5
T°	27,00	27,29	27,03	27,60	0,14	27	27,92	28,01	28,6	0,41	28
EC	223,00	545,04	504,0	918,00	214,24	512	849,08	745,5	1742	286,41	1000
Sal	0	0,19	0,2	0,40	0,14	0	0,28	0,3	0,6	0,12	-
TDS	154,61	377,90	349,44	636,48	148,54	392,23	596,41	532,18	938,8	154,21	500
Na ⁺	1,06	28,06	5,10	203,83	49,52	10,29	57,09	44,44	198,81	52,88	200
K ⁺	0,22	6,63	2,04	31,23	9,36	0,18	8,68	3,71	41,83	10,80	12
Ca ²⁺	17,56	41,82	44,979	203,80	41,64	28,45	92,67	80,10	273,31	60,89	75
Mg ²⁺	11,24	16,70	17,35	19,89	2,18	13,21	20,83	19,24	34,22	5,27	50
NH ₄ ⁺	0,01	0,11	0,02	1,30	0,32	0,01	0,33	0,27	1,10	0,28	0,5
Cl ⁻	15,57	69,87	66,66	177,42	37,25	48,28	82,83	72,32	203,12	38,64	250
HCO ₃ ⁻	0,55	20,49	9,66	113,50	29,29	19,22	52,90	51,502	85,72	18,14	120
SO ₄ ²⁻	0,00	113,13	20,04	856,60	119,20	8,29	44,27	24,02	134,82	36,96	250
NO ₃ ⁻	0,00	85,61	37,02	338,81	101,54	0,32	43,62	30,03	175,72	36,96	50
PO ₄ ³⁻	0,00	0,97	0,00	14,78	3,22	0	0,72	0,001	16,82	3,43	10
F ⁻	0,01	0,16	0,14	0,57	0,13	4E-04	0,00154	0,0011	0,006	0,001	1,5
Fe	-	-	-	-	-	0,023	0,16746	0,099	1,28	0,251	0,3
Pb	-	-	-	-	-	0,013	0,20175	0,1685	0,72	0,171	0,01
Cu	-	-	-	-	-	0,001	0,01075	0,002	0,034	0,013	2
Zn	-	-	-	-	-	0,012	0,18079	0,137	0,716	0,165	3

Les valeurs de Na⁺ sont inférieures à celles prescrites par l’OMS en dehors de l’échantillon P19 pendant la saison de pluies. Les concentrations en K⁺ quant à elles varient entre 0,22 et 31,23 mg/L (6,63±9,36 mg/L) pendant la saison des pluies et 0,18 et 41,83 mg/L (8,68±10,80 mg/L) pendant la saison sèche. Ces valeurs sont en conformité à celles prescrites par l’OMS en dehors des points d’eau P8, P13, P17, P19 et P21 qui ont des valeurs légèrement supérieures à la norme. Les ions Mg²⁺ sont compris entre 11,24 et 19,89 mg/l (16,7±2,48 mg/L)

et entre 13,21 et 34,22mg/L ($20,83\pm 5,27$ mg/L) respectivement pour chacune des saisons. Le NH_4^+ varie entre 0,01 et 1,30 mg/L ($0,11\pm 0,32$ mg/L) pendant la saison pluie et 0,01 et 1,10 mg/L ($0,33\pm 0,28$ mg/L) pour la saison sèche. Les concentrations en Mg^{2+} et NH_4^+ n'excèdent pas la norme prescrite par L'OMS.

Ainsi, l'ordre d'abondance des cations dans les eaux des puits pendant la saison des pluies est le même celui de la saison sèche : suivant : $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+$ (Fig 28).

L'anion le plus abondant dans les eaux des puits du site d'étude pendant la saison des pluies est le SO_4^{2-} . Il varie entre 0 et 856,6 mg/l ($113,13\pm 119,20$ mg/L). L'anion le plus abondant pendant la saison sèche est le Cl^- . Il oscille entre 48,28 et 203,12 mg/l ($82,83\pm 38,64$ mg/L). Le HCO_3^- varie respectivement entre 15,57 et 177,42 mg/L ($69,87\pm 37,42$ mg/L) et 19,22 et 85,72 mg/L ($52,89\pm 18,14$ mg/L) pendant la saison de pluies et la saison sèche. Pendant la saison des pluies HCO_3^- oscille entre 0,55 et 113,50 mg/L ($20,49\pm 29,30$ mg/L). En saison sèche, le SO_4^{2-} fluctue entre 8,29 et 134,82 mg/L ($44,26\pm 36,96$ mg/L). Les ions nitrates quant à eux varient entre 0 et 338,81 mg/L ($85,61\pm 101,54$ mg/L) pendant la saison des pluies. Puis entre 0,32 et 175,72 mg/L ($43,62\pm 45,43$ mg/L) pendant la saison sèche. Le PO_4^{3-} varient entre 0 et 14,78 ($0,97\pm 3,22$ mg/L) durant la saison pluvieuse et 0-16,81 ($0,72\pm 3,42$ mg/L) pendant la saison sèche. Le F^- est en trace.

Les concentrations des anions des eaux de puits sont en dessous de la norme recommandée par l'OMS en dehors du puits P13 pendant la saison pluvieuse où sa valeur en SO_4^{2-} est largement supérieure à celle proposée par l'OMS. Pour les ions NO_3^- 11 puits ont des valeurs largement supérieures à ces prescrites par l'OMS (P2, P4, P7, P8, 13, P17, P18, P19, P20, P21 et P23). L'ordre d'abondance des anions dans les eaux de puits de la zone d'étude est le suivant : $\text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$ pour la saison pluvieuse et $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^-$ pendant la saison sèche (Tab 12 ; Fig 29).

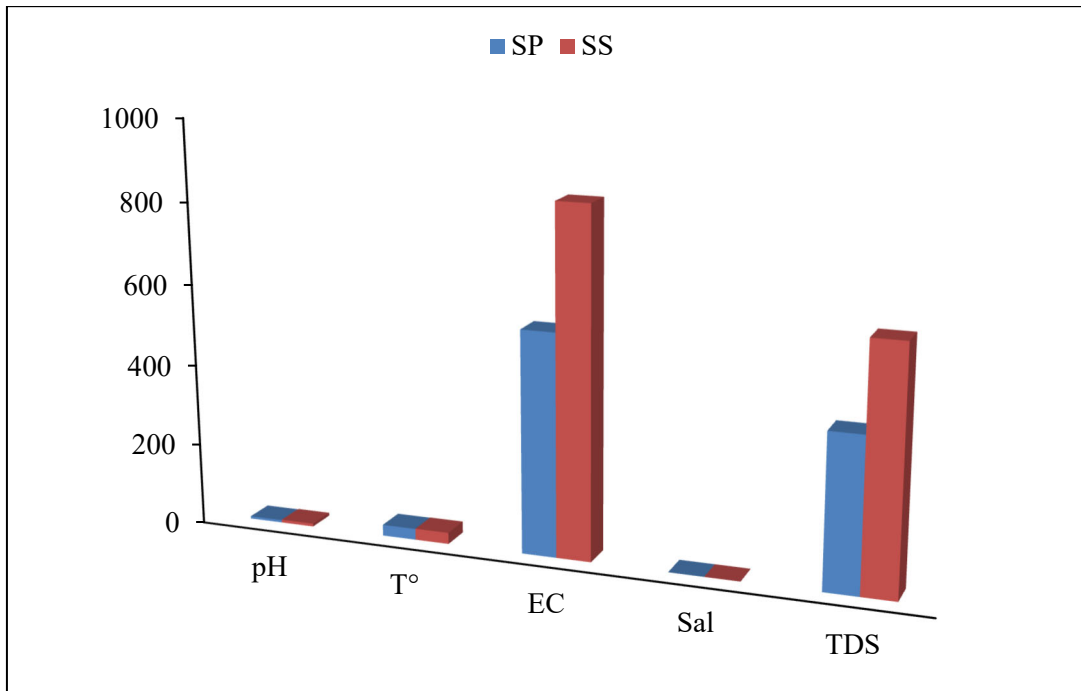


Figure 27 : Variations des paramètres physiques des eaux de puits : SP) saison de pluie ; SS) saison sèche

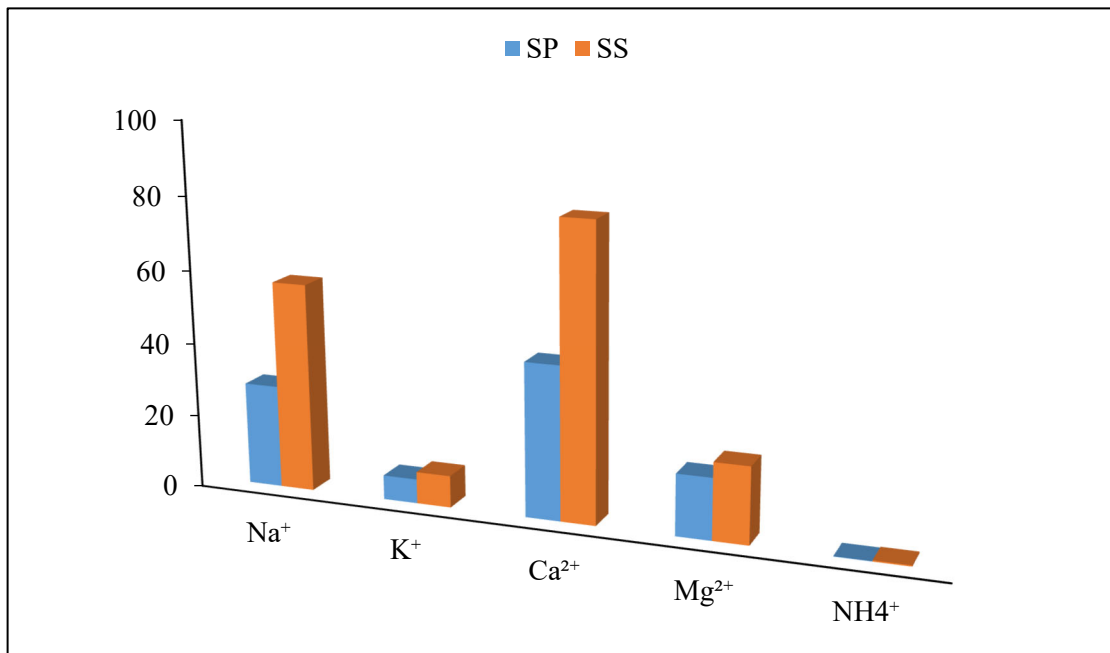


Figure 28 : Variations des cations dans les eaux de puits : SP) saison de pluie ; SS) saison sèche

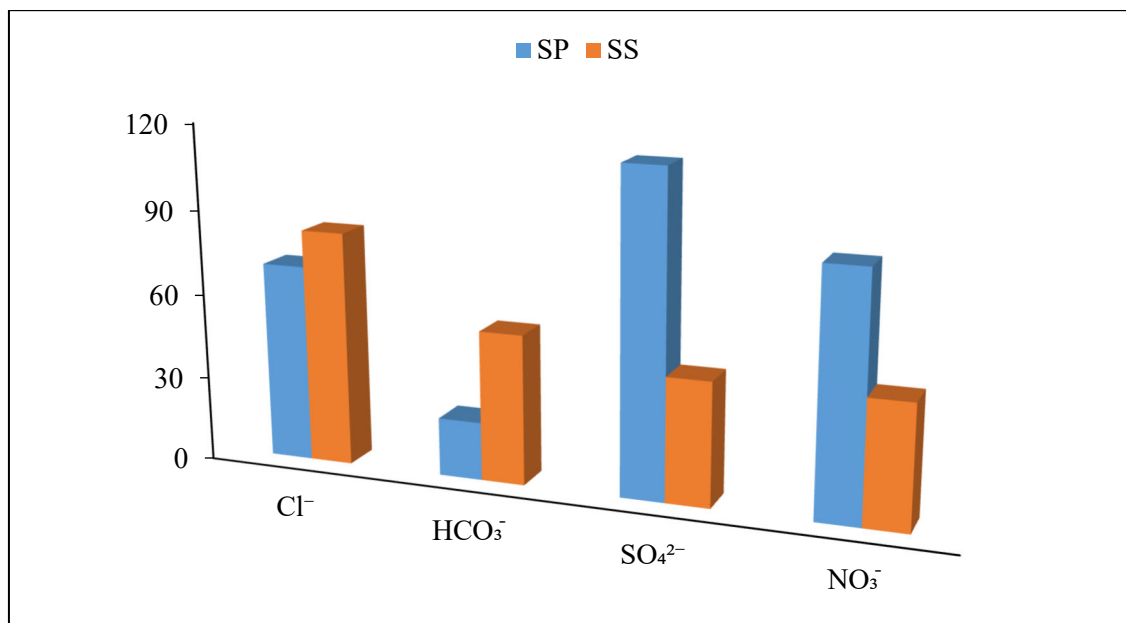


Figure 29 : Variations des anions dans les eaux de puits : SP) saison de pluie ; SS) saison sèche

De manière générale, l'ordre d'abondance des paramètres chimiques dans les eaux de puits de la zone d'étude est le suivant : $\text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{HCO}_3^- > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ et $\text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Na}^+ > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{PO}_4^{3-} > \text{F}^-$ respectivement pendant la saison pluvieuse et la saison sèche (Fig 30a et b).

III.4.1.1.3. Eléments en traces métalliques

Le fer (Fe) dans les eaux de puits varie entre 0,02 et 1,28 mg/L ($0,17 \pm 0,25$ mg/L). Le plomb (Pb) fluctue entre 0,013 et 0,72 mg/L ($0,201 \pm 0,171$ mg/L). Pour ce qui est du cuivre (Cu), il oscille entre 0 et 0,03 mg/L pour une moyenne de $0,01 \pm 0,01$ mg/L. Le zinc (Zn) varie entre 0,01 et 0,72 mg/L pour une moyenne de $0,18 \pm 0,1$ mg/L (Tab 12).

On remarque que toutes les valeurs des éléments en traces métalliques sont inférieures aux valeurs guide proposées par l'OMS à l'exception du Pb qui a des valeurs supérieures à celles de l'OMS.

L'ordre d'abondance des éléments traces métalliques est le suivant : $\text{Pb} > \text{Zn} > \text{Fe} > \text{Cu}$ (Fig 31).

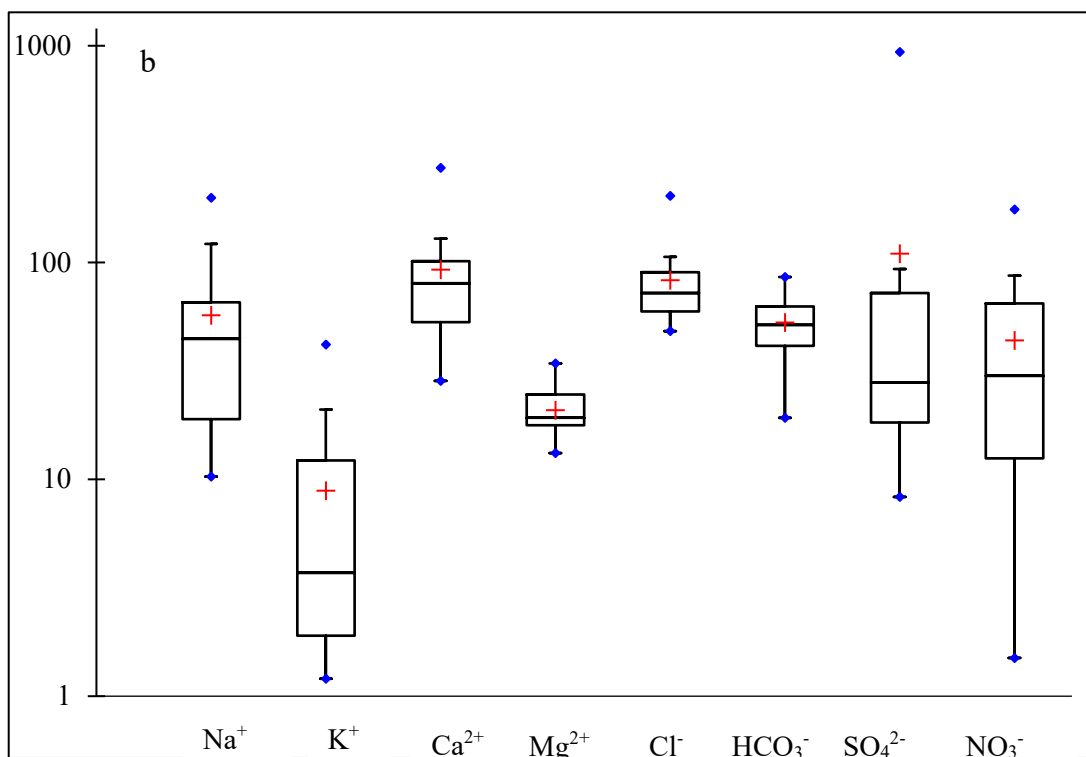
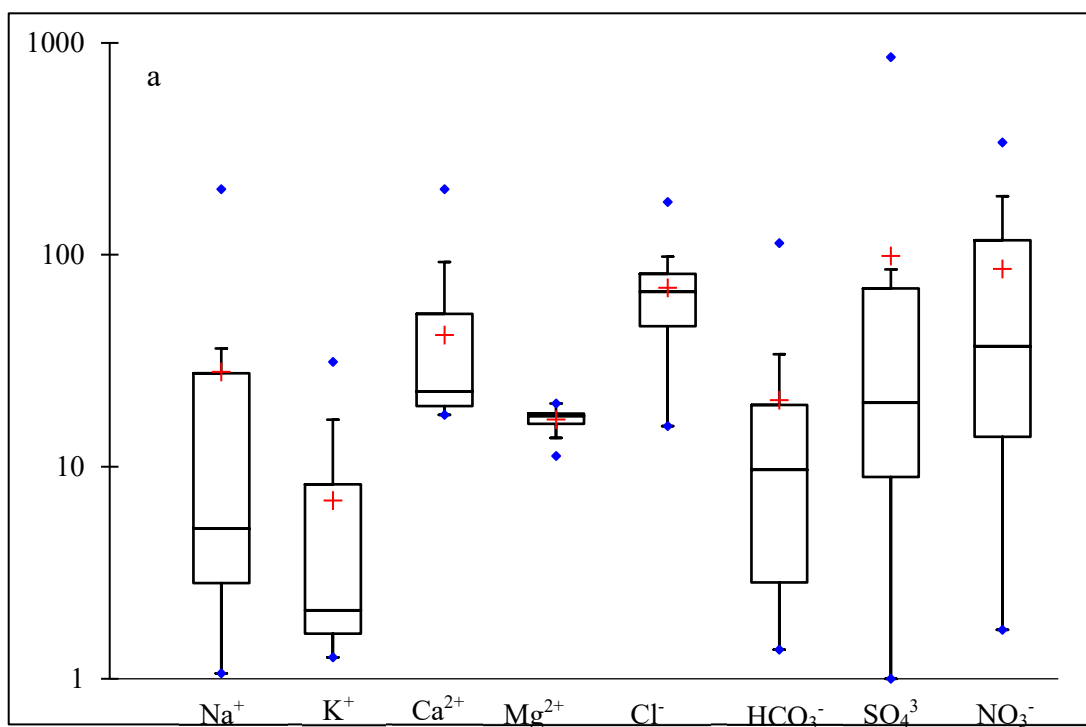


Figure 30 : *Box plots* des eaux de puits a) saison de pluie b) saison sèche

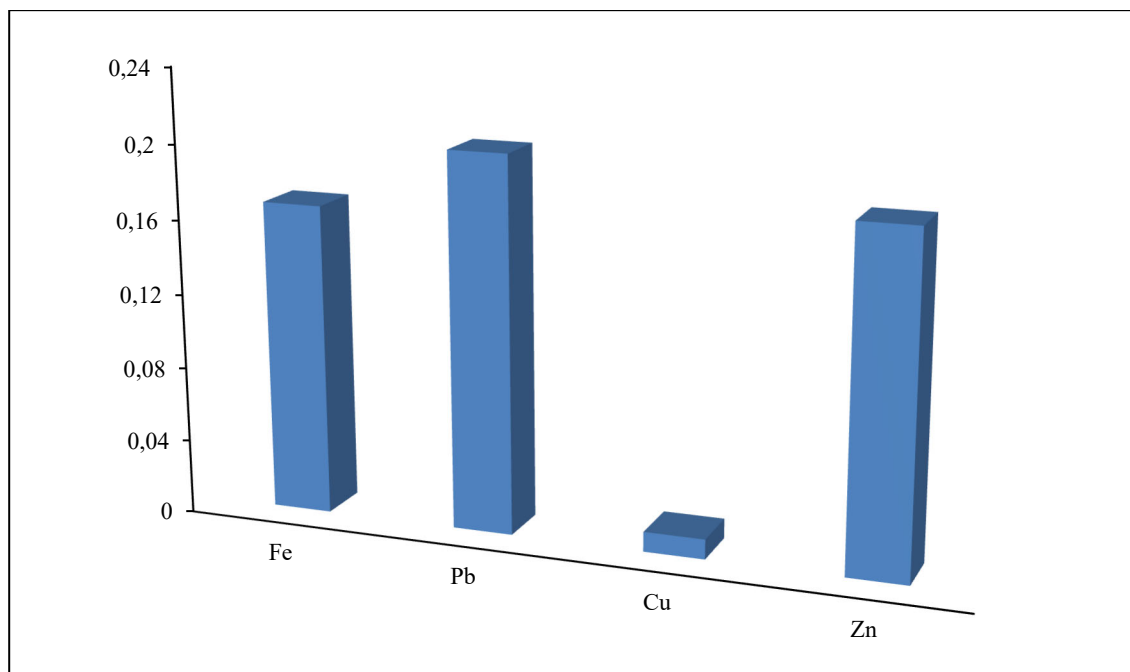


Figure 31 : Ordre d'abondance des éléments en trace métalliques dans les eaux de puits

III.4.1.2. Sources

Les valeurs des paramètres physico-chimiques des eaux de sources sont consignées dans le [tableau 13](#).

III.4.1.2.1. Paramètres physiques

Le pH des eaux de sources pendant la saison pluvieuse varie entre 3,93 et 4,73 pour une moyenne de $4,26 \pm 0,38$. Pendant la saison sèche, il oscille entre 5,93 et 7,21 pour une moyenne $6,70 \pm 0,60$. Les eaux de sources sont acides à neutre. Aussi, les valeurs du pH de ces eaux sont inférieures à celles prescrites par L'OMS. La température quant à elle fluctue entre 27,2 et 27,3°C pour une moyenne de $27,3 \pm 0,14$ °C et 27,71 et 28,2°C pour une moyenne de $27,97 \pm 0,2$ °C respectivement pendant la saison des pluies et la saison sèche. La température des eaux de source de la zone d'étude est similaire à la température de l'air du milieu. Pour ce qui est de la conductivité électrique (EC), elle varie respectivement entre 175,60 et 617,00 $\mu\text{s}/\text{cm}$ avec une moyenne de $364,15 \pm 212$ $\mu\text{s}/\text{cm}$ et 401 et 875,00 $\mu\text{s}/\text{cm}$ pour une moyenne de $618,50 \pm 195,64$ $\mu\text{s}/\text{cm}$ durant la saison pluvieuse et la saison sèche. Les eaux de source de la zone d'étude sont moyennement minéralisées avec des valeurs de EC inférieures à celles prescrites par l'OMS.

En ce qui concerne la TDS, elle fluctue entre 121,75 et 427,77 mg/L pour une moyenne de $252,48 \pm 146,98$ mg/L et de 387,33 à 639,56 mg/L avec une moyenne de $381,43 \pm 110,18$ mg/L respectivement pendant la saison des pluies et la saison sèche ([Fig 32](#)). Les valeurs de la TDS des eaux de source de la zone d'étude sont importantes et légèrement inférieure aux valeurs

guide recommandées par l’OMS à l’exception de l’échantillon S4 où la concentration est légèrement supérieure à la norme. La salinité des eaux de sources durant la saison pluvieuse varie entre 0-0,2% pour une moyenne de $0,10\pm 0,08\%$. Pendant la saison sèche, elle varie entre 0 et 0,2% avec une moyenne de $0,15\pm 0,06\%$.

Tableau 13 : Variations saisonnières des paramètres physico-chimiques des eaux de sources du bassin versant de Ngoua

	SP					SS					OMS
	Min	Moy	Med	Max	Sd	Min	Moy	Med	Max	Sd	
pH	3,93	4,16	4,00	4,73	0,38	5,93	6,70	6,80	7,21	0,60	6,5-8,5
T°	27,20	27,28	27,30	27,30	0,05	27,71	27,96	27,97	28,2	0,20	28
EC	175,60	364,15	332,00	617,00	212,00	401	618,50	599	875	195,6	1000
Sal	0,00	0,08	0,05	0,20	0,10	0,1	0,15	0,15	0,2	0,06	-
TDS	121,75	252,48	230,19	427,77	146,98	387,33	481,43	449,46	639,56	110,18	500
Na ⁺	0,41	11,88	11,77	23,56	11,71	5,15	37,49	35,27	74,27	31,75	200
K ⁺	0,45	2,49	1,91	5,69	2,24	2,40	4,58	3,29	9,34	3,20	12
Ca ²⁺	20,56	22,95	21,95	27,35	3,03	63,67	72,47	67,76	90,67	12,45	75
Mg ²⁺	13,67	19,48	20,85	22,56	4,07	17,22	23,83	23,33	30,84	5,72	50
NH ₄ ⁺	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,194	0,244	0,271	0,121	0,5
Cl ⁻	37,70	56,06	50,21	86,14	21,85	54,01	62,02	61,50	71,06	7,62	250
HCO ₃ ⁻	0,29	17,57	6,80	56,40	26,10	15,42	28,12	31,306	34,46	8,633	120
SO ₄ ²⁺	0,00	20,89	20,81	41,92	20,98	7,08	16,25	9,47	38,98	15,30	250
NO ₃ ⁻	6,11	39,76	25,30	102,32	44,76	6,32	53,36	52,77	121,49	37,98	50
PO ₄ ³⁻	0,00	7,31	0,00	29,26	14,63	0	7,5	6,45	30	1,5	10
F	0,03	0,11	0,09	0,24	0,10	6E-04	0,002	0,0013	0,005	0,002	1,5
Fe	-	-	-	-	-	0,147	0,19125	0,2	0,218	0,032	0,3
Pb	-	-	-	-	-	0,032	0,0985	0,0705	0,221	0,088	0,01
Cu	-	-	-	-	-	0,002	0,009	0,004	0,026	0,011	2
Zn	-	-	-	-	-	0,021	0,101	0,0855	0,212	0,092	3

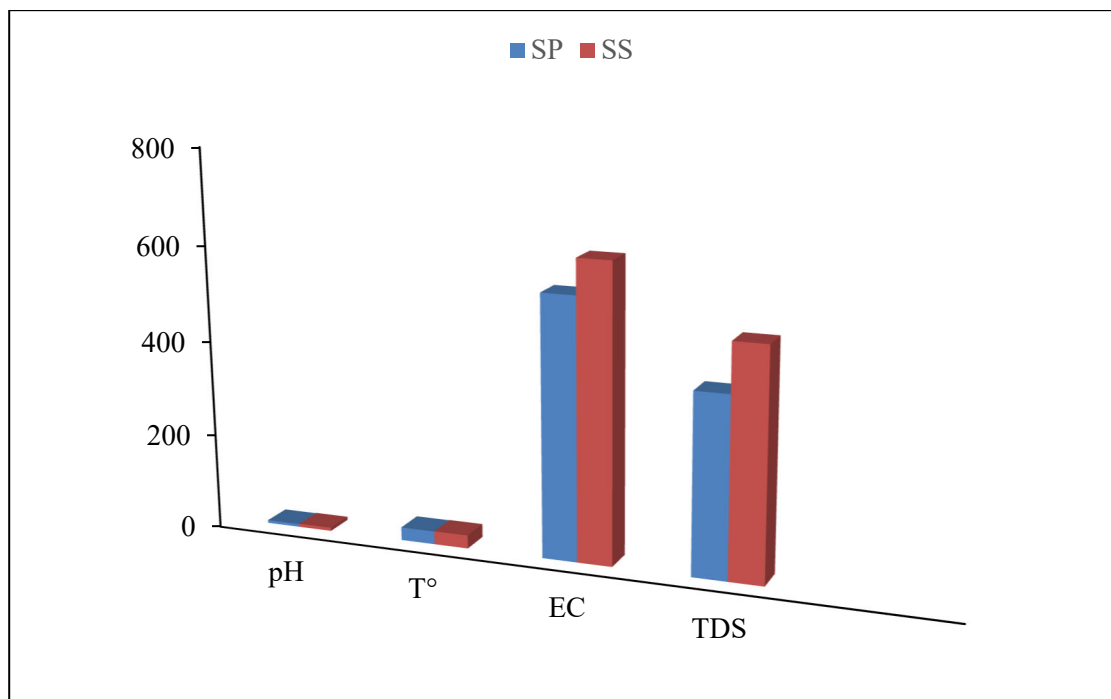


Figure 32 : Variations des paramètres physiques des eaux de sources : SP) saison de pluies ; SS) saison sèche

III.4.1.2.2. Paramètres chimiques

Le cation le plus abondant dans les eaux de source est le Ca^{2+} . Il varie respectivement entre 20,56 et 27,35 mg/L pour une moyenne de $22,95 \pm 3,03$ mg/L pendant la saison pluvieuse. Au cours de la saison sèche, il oscille entre 63,67 et 90,67 mg/L avec une moyenne de $72,47 \pm 12,45$ mg/L. Le Na^+ fluctue respectivement entre 0,41 et 23,56 mg/L ($11,88 \pm 11,71$ mg/L) et 5,15 et 74,27 mg/L ($37,27 \pm 31,75$ mg/L) pendant la saison de pluies et la saison sèche. L'ion K^+ quant à lui varie entre 0,45 et 5,69 mg/L ($2,49 \pm 2,24$ mg/L) durant la saison des pluies et entre 2,40 et 9,34 mg/L ($4,58 \pm 3,20$ mg/L) pendant la saison sèche. Les ions Mg^{2+} fluctuent entre 13,67 et 22,56 mg/L ($19,48 \pm 4,07$ mg/l) et 17,82 à 30,83 mg/L ($23,83 \pm 5,72$ mg/L) respectivement pour chacune des saisons. Le NH_4^+ varie entre 0 et 0,01 mg/l ($0,01 \pm 0,01$ mg/L) pendant la saison pluie et de 0,03 à 0,2 mg/L ($0,19 \pm 0,12$ mg/L) pour la saison sèche.

De manière générale, tous les cations analysés dans les eaux de sources de la zone d'étude ont des concentrations inférieures à celles recommandées par l'OMS pour les eaux destinées à la consommation humaine. Seule la source S1 a une concentration élevée en Ca^{2+} par rapport à norme.

Ainsi, l'ordre d'abondance des cations dans les eaux de source au cours de la saison des pluies est le suivant : $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+$ par contre, pour la saison sèche l'ordre est : $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+$ (Tab 13 ; Fig 33).

L'anion le plus abondant dans les eaux de sources est le Cl⁻. Il varie entre 37,70 et 86,14 mg/L ($56,06 \pm 21,85$ mg/L) et de 54,01 à 71,06 ($62,02 \pm 7,62$ mg/L) respectivement pendant la saison de pluies et la saison sèche. Les concentrations en HCO₃⁻ oscillent entre 0,29 et 56,10 mg/L ($17,57 \pm 26,10$ mg/L) et entre 15,42 et 34,46 mg/L ($28,12 \pm 8,63$ mg/L) respectivement pendant les deux saisons. Pour ce qui est du SO₄²⁻, il varie respectivement entre 0 et 41,92 mg/L ($20,89 \pm 20,98$ mg/L) et de 7,08 à 38,98 mg/L ($16,25 \pm 15,30$ mg/L) pendant les deux saisons. Les ions nitrates varient entre 0 et 102,32 mg/L ($39,76 \pm 44,63$ mg/L) pendant la saison de pluies, puis entre 6,82 et 121,49 mg/L ($53,36 \pm 37,97$ mg/L) en saison sèche. Les ions PO₄³⁻ et F⁻ sont absents dans de source de la zone d'étude.

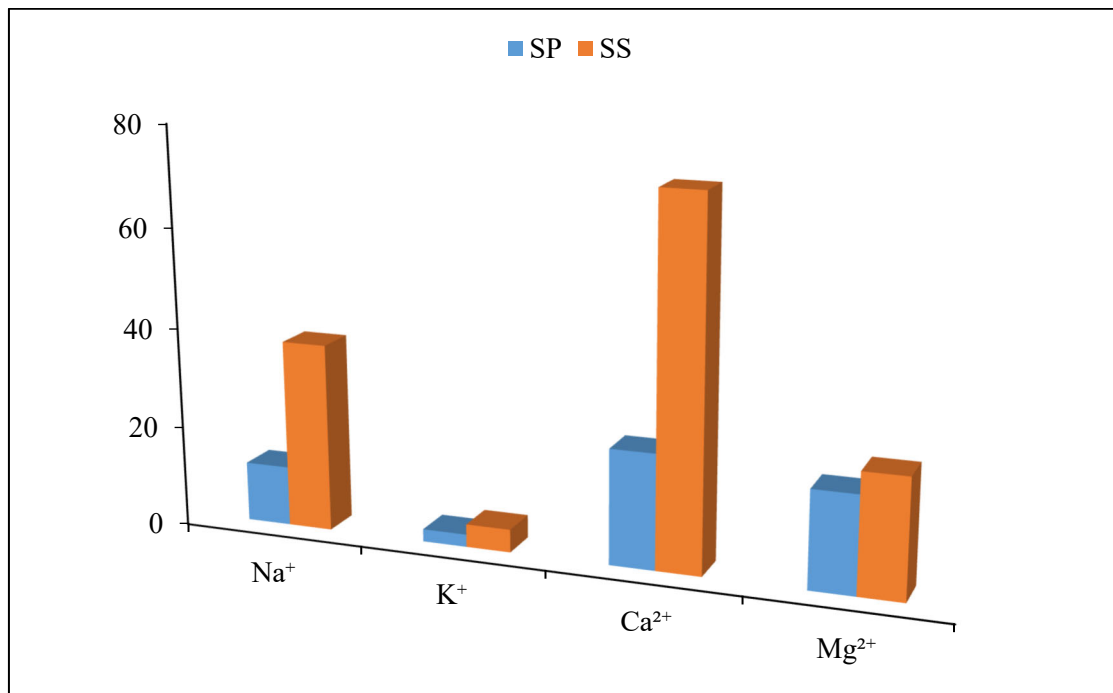


Figure 33 : Variations des cations des eaux de sources : SP) saison de pluies ; SS) saison sèche

L'ordre d'abondance des anions dans les eaux de source de la zone d'étude est le suivant : $\text{Cl}^- > \text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{PO}_4^{3-} > \text{F}^-$ pour la saison pluvieuse et $\text{Cl}^- > \text{NO}_3^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$ (Tab 13 ; Fig 34).

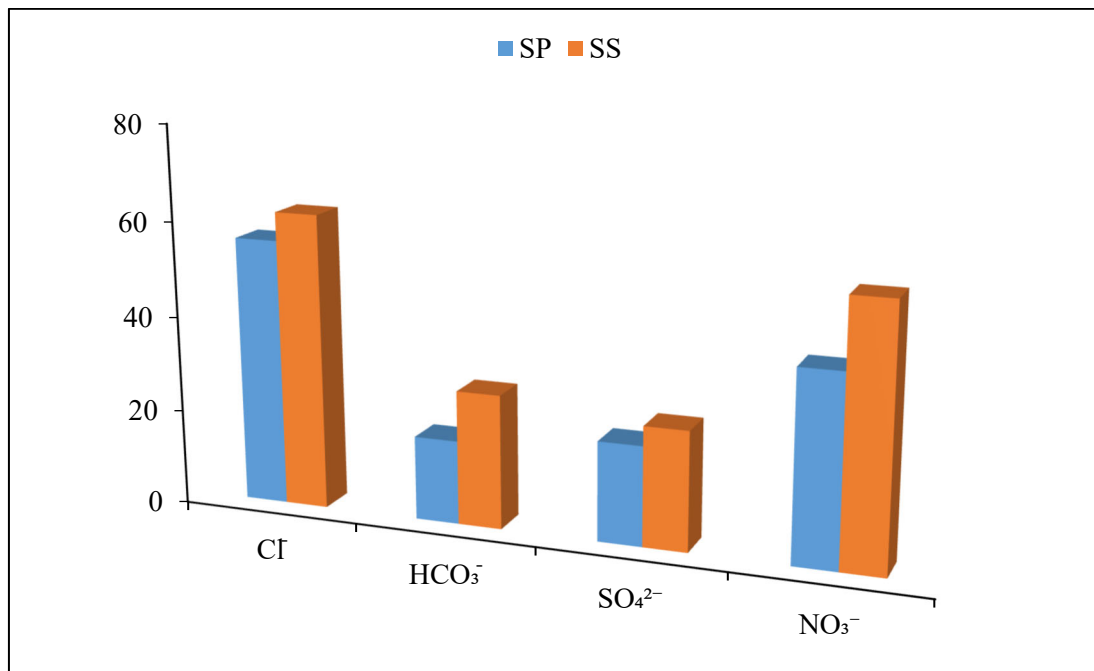


Figure 34 : Variations des anions des eaux de sources : SP) saison de pluies ; SS) saison sèche

De manière générale, l'ordre variation des ions majeurs des eaux de sources de la zone d'étude est le suivant : $\text{Cl}^- > \text{NO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Mg}^{2+} > \text{HCO}_3^- > \text{Na}^+ > \text{K}^+$ et $\text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^- > \text{Na}^+ > \text{HCO}_3^- > \text{Mg}^{2+} > \text{SO}_4^{2-} > \text{K}^+$ respectivement pendant les deux saisons (Fig 35). Il en ressort de ces résultats que tous les anions, excepté le NO_3^- , présentent des concentrations inférieures aux valeurs guides prescrites par l'OMS.

III.4.1.2.3. Eléments en traces métalliques

Le Fe dans les eaux de sources varie entre 0,15 et 0,22 mg/L ($0,18 \pm 0,03$ mg/L). Le Pb fluctue entre 0,032 et 0,0221 mg/L ($0,098 \pm 0,001$ mg/L). Pour ce qui est du cuivre, il oscille entre 0 et 0,01 mg/L pour une moyenne de $0,01 \pm 0,01$ mg/L. Le Zn enfin varie entre 0,02 et 0,21 mg/L pour une moyenne de $0,10 \pm 0,09$ mg/L (Tab13). On remarque qu'en dehors du Pb qui a des valeurs élevées par rapport à la norme, tous les éléments traces métalliques analysés ont des valeurs inférieures à celles des valeurs guide recommandées par l'OMS pour les eaux destinées à la consommation. L'ordre d'abondance relative des éléments en traces métalliques des eaux de sources de la zone d'étude est le suivant : $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu}$ (Fig 36).

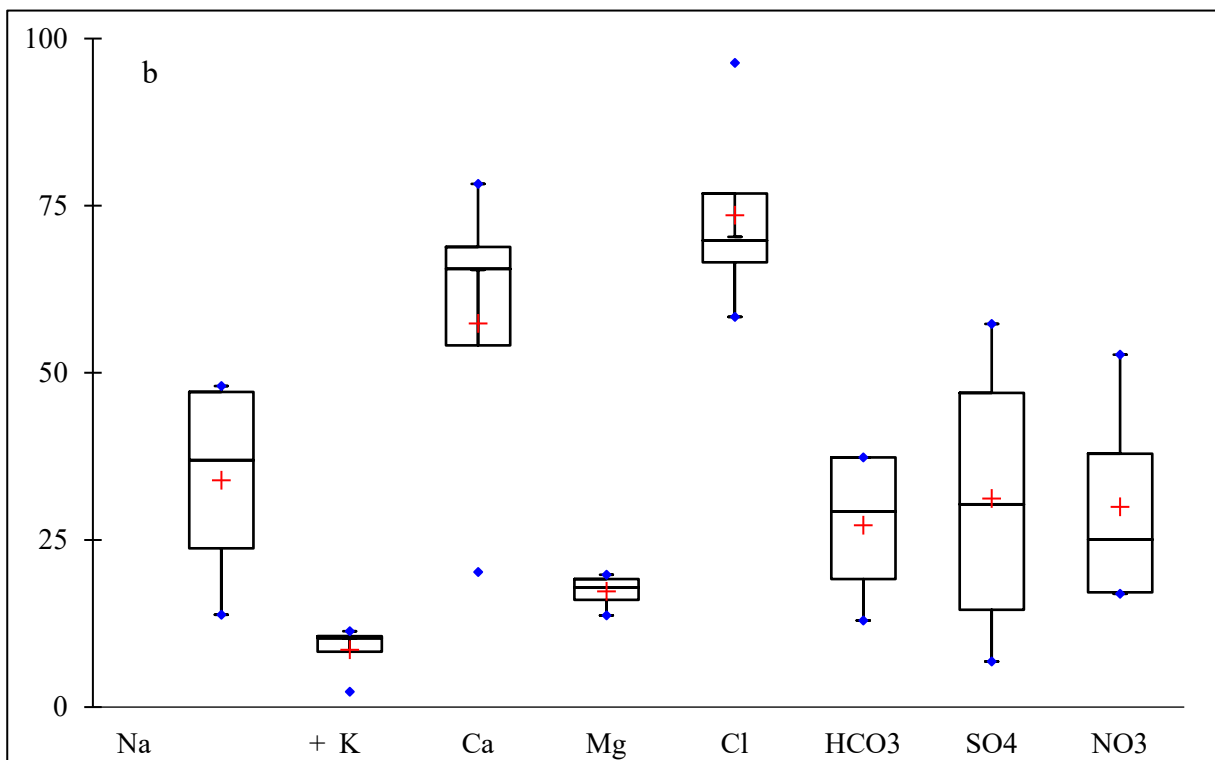
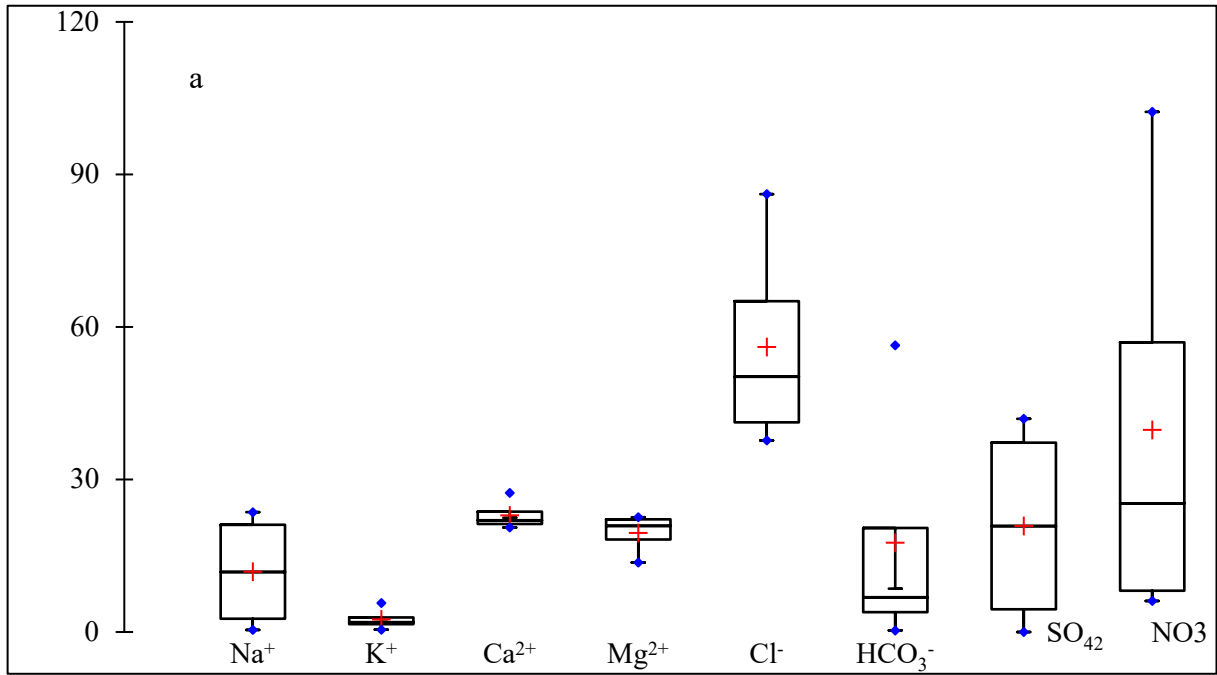


Figure 35 : Box plots des eaux de source a) saison de pluie b) saison sèche

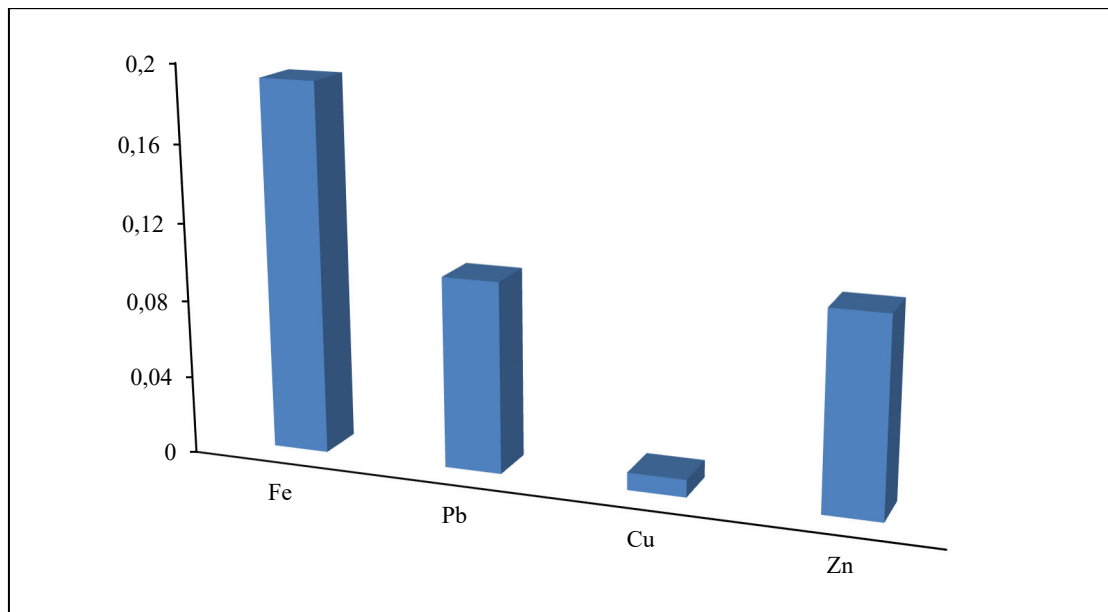


Figure 36. Ordre d'abondance des éléments traces métalliques des eaux de sources

III.4.1.3. Forage

III.4.1.3.1. Paramètres physiques

Le pH des eaux de forages à la saison pluvieuse varie entre 3,66 et 5,77 pour une moyenne de $4,37 \pm 1,22$. Pendant la saison sèche, il oscille entre 5,11 et 7,20 pour une moyenne $6,11 \pm 0,6$. Les eaux de forage sont acides à neutres. Aussi, les valeurs du pH de ces eaux sont inférieures à celles recommandées par l'OMS pour les eaux destinées à la consommation. La température fluctue entre 27,2 et 27,3°C pour une moyenne de $27,23 \pm 0,06^\circ\text{C}$ et de 27,72 à 28°C pour une moyenne de $27,83 \pm 0,13^\circ\text{C}$ respectivement pendant la saison des pluies et la saison sèche. Cette température est similaire à la température de l'air de la zone d'étude. La conductivité électrique (EC) varie respectivement entre 111,11 et 744,00 $\mu\text{s}/\text{cm}$ avec une moyenne de $347,57 \pm 345,52 \mu\text{s}/\text{cm}$ et de 532 à 924,4 $\mu\text{s}/\text{cm}$ pour une moyenne de $706,85 \pm 168,08 \mu\text{s}/\text{cm}$ durant la saison pluvieuse et la saison sèche. Les valeurs de la conductivité électrique des eaux de forage sont légèrement inférieures à la valeur recommandée par l'OMS. La TDS fluctue entre 77,03 et 515,85 mg/L pour une moyenne de $240,91 \pm 239,56 \text{ mg}/\text{L}$ et de 517,66 à 766,04 mg/L avec une moyenne de $625,26 \pm 168,08 \text{ mg}/\text{L}$ respectivement pendant la saison des pluies et la saison sèche. Les valeurs de TDS sont inférieures à celle recommandée par l'OMS à l'exception de F1 et F2 qui ont des valeurs légèrement supérieures aux valeurs guide proposées par l'OMS. De ce fait, ces eaux sont moyennement à fortement minéralisées. La salinité des eaux de forage pendant la saison pluvieuse varie entre 0 et 0,3% pour une moyenne de $0,10 \pm 0,11\%$. Pendant la saison sèche, elle varie entre 0 et 0,3% avec une moyenne de $0,18 \pm 0,13\%$. (Tab 14 ; Fig 37).

Tableau 14 : Variations saisonnières des paramètres physico-chimiques des eaux de forages

	SP					SS						WHO
	Min	Moy	Med	Max	St	Min	Moy	Med	Max	St		
pH	3,66	4,37	3,67	5,77	1,22	5,11	6,11	6,07	7,2	0,60	6,5-8,5	
T°	27,2	27,23	27,20	27,30	0,06	27,72	27,83	27,79	28	0,208	28	
EC	111,1	347,47	187,30	744,00	345,52	532,	706,85	585,5	924,4	168,08	1000	
Sal	0	0,10	0,00	0,30	0,17	0	0,175	0,2	0,3	0,126	-	
TDS	77,03	240,91	8,11	515,84	239,56	517,66	625,26	608,68	766,04	104,95	500	
Na ⁺	4,11	7,48	32,65	10,21	3,10	13,82	33,93	36,94	48,03	16,50	200	
K ⁺	0,983	3,26	3,89	4,89	2,03	2,30	8,58	10,32	11,36	4,21	12	
Ca ²⁺	18,782	31,76	32,65	43,85	12,56	20,22	57,39	65,54	78,27	25,50	75	
Mg ²⁺	13,342	14,53	14,67	15,56	1,12	13,72	17,32	17,87	19,81	2,71	50	
NH ₄ ⁺	-	-	-	-	-	0,34	0,37	0,22	0,37	0,07	0,5	
Cl ⁻	43,745	63,24	68,73	77,24	17,41	58,36	73,57	69,78	96,35	25,50	250	
HCO ₃ ⁻	2,241	10,38	5,30	23,60	11,55	12,95	27,2142	29,277	37,35	12,17	120	
SO ₄ ²⁻	2,676	27,56	31,67	48,33	23,10	6,83	31,20	30,33	57,32	57,32	250	
NO ₃ ⁻	13,21	37,44	44,24	54,88	21,65	16,97	29,95	25,57	52,73	16,92	50	
PO ₄ ³⁻	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	
F ⁻	0,016	0,12	0,09	0,25	0,12	0,0008	0,0007	0,0008	0,0008	0,00004	1,5	
Fe	-	-	-	-	-	0,173	0,195	0,197	0,215	0,023	0,3	
Pb	-	-	-	-	-	0,012	0,196	0,215	0,341	0,146	0,01	
Cu	-	-	-	-	-	0,002	0,029	0,031	0,051	0,022	2	
Zn	-	-	-	-	-	0,03	0,117	0,093	0,252	0,098	3	

SP = saison de pluie ; SS = saison sèche

III.4.1.3.2. Paramètres chimiques

Le cation le plus abondant est le Ca²⁺ pendant les deux saisons. Il varie respectivement entre 18,78 et 43,85 mg/L pour une moyenne de 31,76±12,56 mg/L pour la saison pluvieuse ; et pendant la saison sèche, il varie entre 20,22 et 78,27 mg/L avec une moyenne de 57,39±25,50 mg/L. L'ion Na⁺ oscille respectivement entre 4,11 et 10,21 mg/L (7,48±3,10 mg/L) et de 13,82 à 48,03 mg/L (33,93±16,50 mg/L) pendant la saison de pluies et la saison sèche. Le potassium (K⁺) entre 0,98 et 4,89 mg/L (3,26±2,03 mg/L) pour la saison des pluies et de 2,30 à 11,36 mg/L (8,58±4,21 mg/L) pendant la saison sèche. Les ions Mg²⁺ fluctuent entre 13,34 et 15,56 mg/L (14,53±1,2 mg/L) et de 13,72 à 19,81 mg/L (17,32±2,71 mg/L) respectivement pour chacune des saisons. Le NH₄⁺ est nul pendant la saison pluie et varie entre 0,34 et 0,37 mg/L (0,30±0,07

mg/L) à la saison sèche. On remarque que tous les cations analysés présentent des concentrations en deçà des normes préconisées par l’OMS.

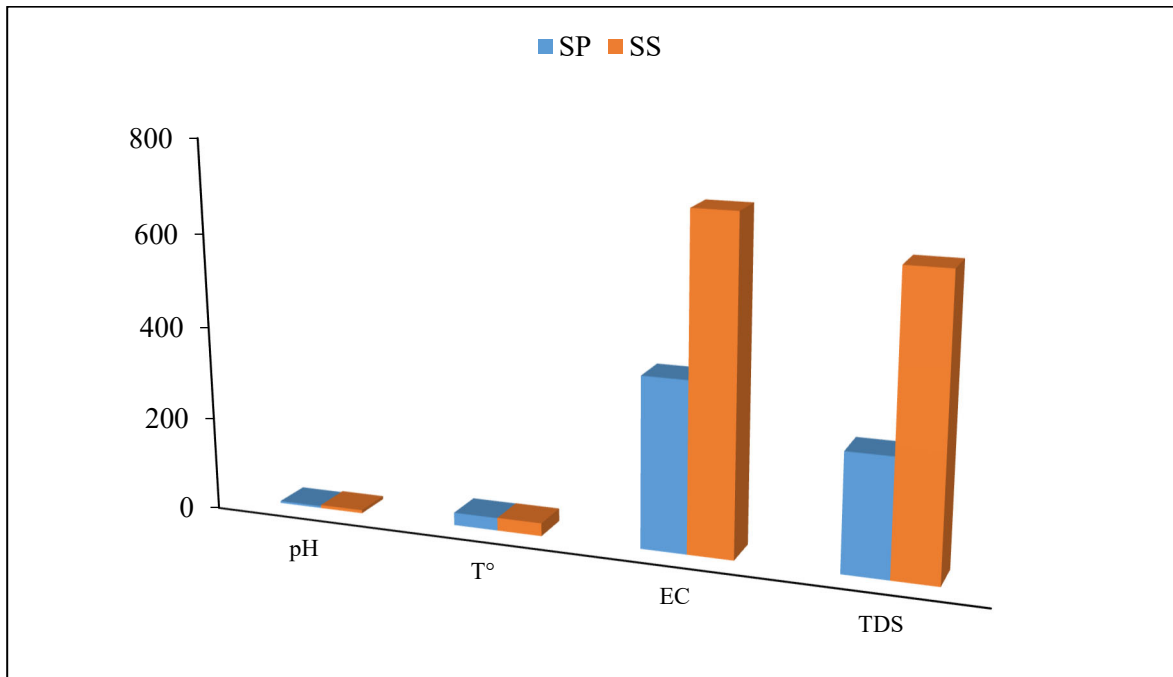


Figure 37 : Variations des paramètres physiques des eaux de forages : SP) saison sèche ; SS) saison sèche

Ainsi, l’ordre d’abondance des cations dans les eaux de forage du bassin versant de Ngoua dans les deux saisons est le même il est le suivant : $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+} > K^{+} > NH_4^{+}$ (Tab 14 et Fig 38).

L’anion le plus abondant dans les eaux de forage de la zone d’étude est le Cl^{-} , il varie entre 43,75 et 77,24 mg/L ($63,24 \pm 17,41$ mg/L) et de 58,36 à 96,35 ($73,57 \pm 16,12$ mg/L) respectivement pendant la saison de pluies et la saison sèche. Le HCO_3^{-} varie entre 2,24 et 23,60 mg/L ($10,38 \pm 11,55$ mg/L) et de 12,95 à 37,35 mg/L ($27,21 \pm 12,17$ mg/L) respectivement en saison de pluie et saison sèche. Pour ce qui est du SO_4^{2-} , il varie respectivement entre 2,67 et 48,33mg/L ($27,56 \pm 23,10$ mg/L) et de 6,83 à 43,54 mg/L ($29,70 \pm 23,29$ mg/L) pendant la saison de pluies et la saison sèche. Les ions nitrates quant à eux varient entre 13,21 et 54,88 mg/L ($37,44 \pm 21,65$ mg/L) pendant la saison des pluies. Puis entre 2,73 et 17,73 mg/L ($9,96 \pm 8,24$ mg/L). Les ions PO_4^{3-} et F^{-} sont absent dans les eaux de forage de la zone d’étude.

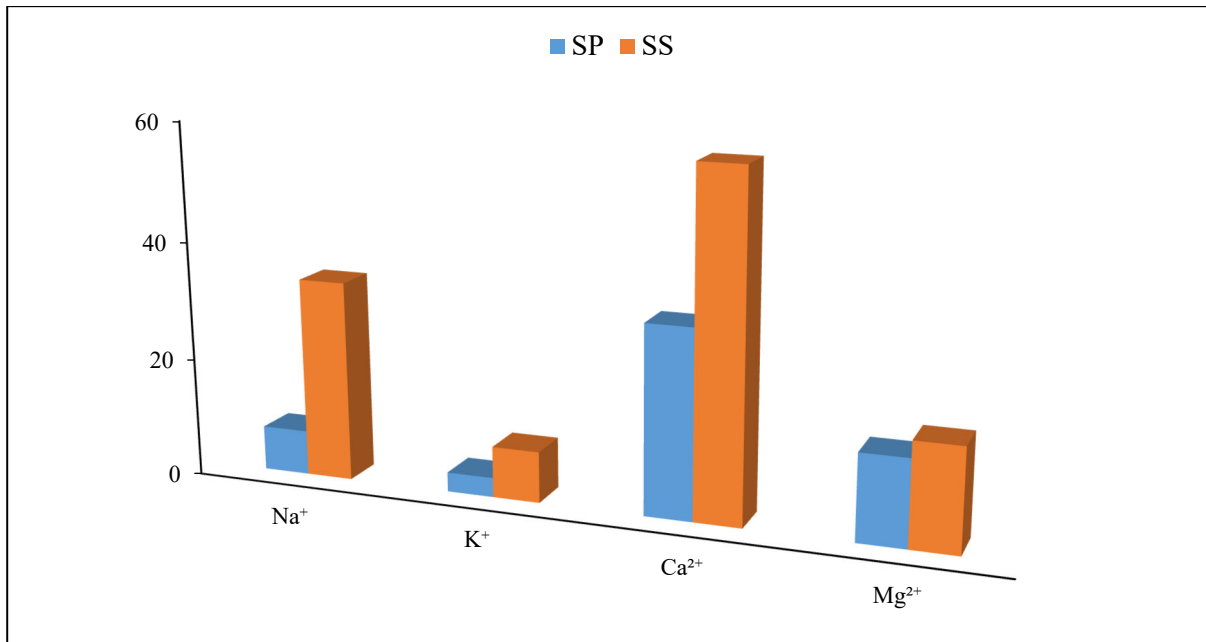


Figure 38 : Variations des cations majeurs des eaux de forages : SP) saison de pluie SS) saison sèche

Il est à noter que les valeurs des concentrations des anions des eaux de forage de la zone d'étude sont largement inférieures à celle recommandée par l'OMS.

L'ordre d'abondance des anions dans les eaux de forage de la zone d'étude est le suivant : $\text{Cl}^- > \text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{F}^-$ pour la saison pluvieuse et $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^-$ (Tab 15 ; Fig 39)

De manière générale, l'ordre d'abondance des paramètres hydrochimiques des eaux de forage de la zone d'étude est le suivant : $\text{Cl}^- > \text{NO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Mg}^{2+} > \text{HCO}_3^- > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{F}^- > \text{NH}_4^+$ et $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{NO}_3^- > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+$ respectivement pendant la saison pluvieuse et la saison sèche (Fig 40).

III.4.1.3.3. Eléments traces métalliques

Le fer (Fe) dans les eaux de forages varie entre 0,17 et 0,22 mg/L ($0,20 \pm 0,02$ mg/L). Le plomb (Pb) fluctue entre 0,012 et 0,341 mg/L ($0,195 \pm 0,146$ mg/L). Le cuivre oscille entre 0 et 0,02 mg/L pour une moyenne de $0,03 \pm 0,01$ mg/L. Le zinc enfin varie entre 0,03 et 0,25 mg/L pour une moyenne de $0,12 \pm 0,10$ mg/L (Tab 14).

Il est à remarquer ici qu'en dehors du Pb qui a des valeurs élevées par rapport à la norme tous les autres éléments traces métalliques analysés ont des valeurs inférieures à celles des valeurs guide recommandées par l'OMS pour les eaux destinées à la consommation.

L'ordre d'abondance des éléments en trace métallique est le suivant $\text{Fe} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cu}$ (Fig 41).

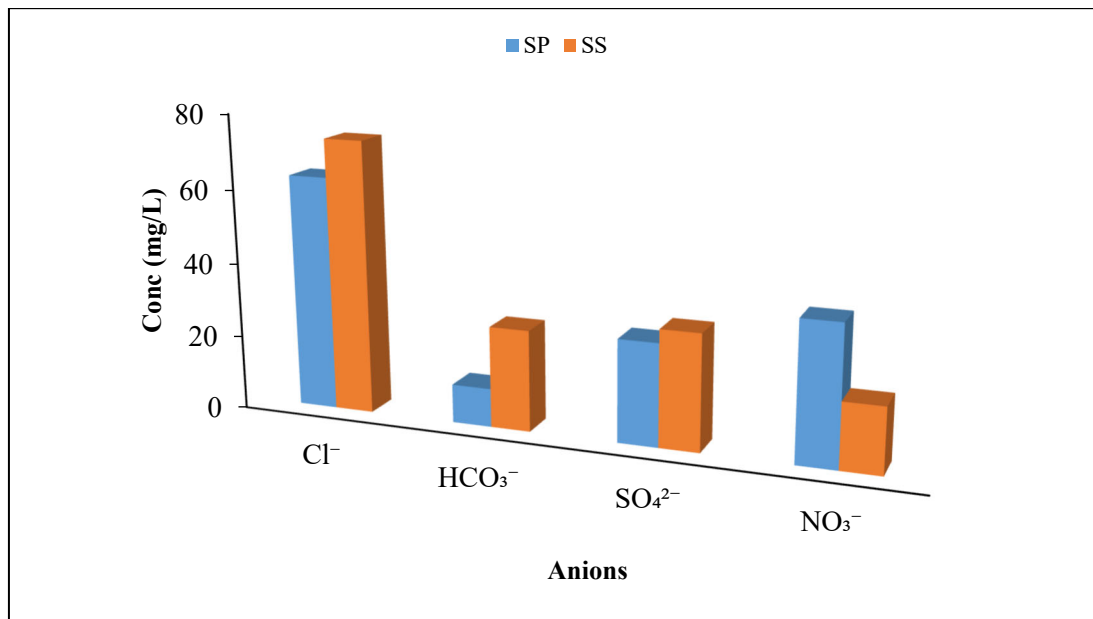


Figure 39 : Variations des anions majeurs des eaux de forages : SP) saison de pluies ; SS) saison sèche

III.4.2. Classification saisonnière des faciès hydrogéochimiques des eaux souterraines du bassin versant de Ngoua

Les résultats hydrochimiques ont été représentés dans le diagramme de Piper (Piper, 1944) (Fig 42). Il en ressort que, pendant la saison de pluies, la distribution des cations dans le diagramme de Piper montre que la majorité des échantillons se situent dans le domaine Ca²⁺+Na⁺ du triangle des cations. Dans le triangle anionique, les ions Cl⁻ sont dominants. Ainsi, la distribution des faciès chimiques des eaux souterraines de la zone d'étude est le suivant :

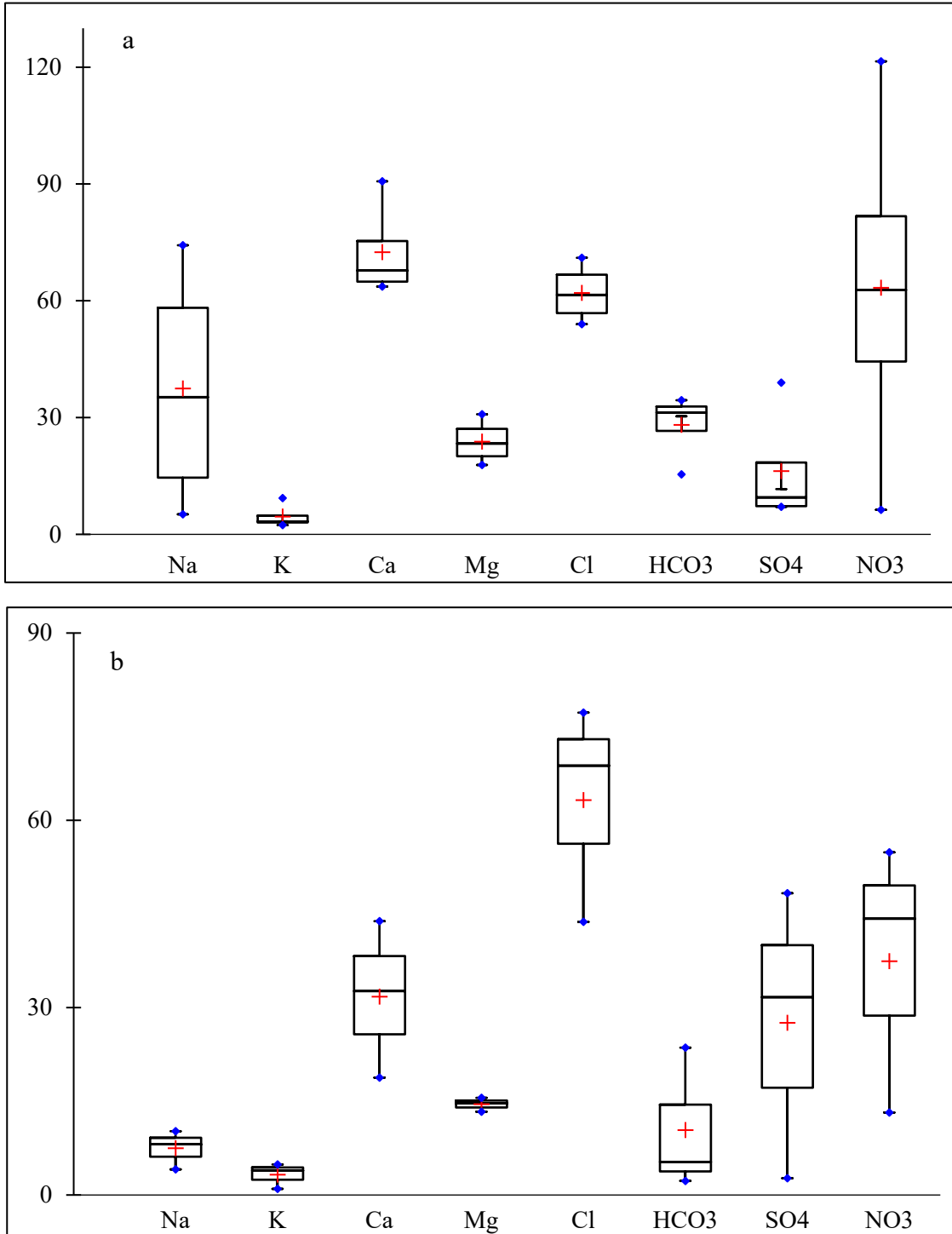


Figure 40 : Box plots des eaux de forages a) saison de pluies b) saison sèche

53,33% des échantillons dans la zone 2 avec pour faciès $\text{SO}_4\text{-Cl-Na}$ suivi 26,66% dans la zone 1 dont le faciès est $\text{SO}_4\text{-Cl-Ca-Mg}$ puis 13,33% $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ et enfin 6,67% dans la zone 4 et pour faciès $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$ (Fig 51a). En saison sèche, il en ressort que dans le triangle cationique, le Ca^{2+} est le cation dominant et dans le triangle anionique le Cl^- est l'anion dominant. Ainsi, la distribution des faciès chimiques de cette saison présente 1 (un) faciès dans la zone 1 $\text{SO}_4\text{-Cl-Ca-Mg}$ (Fig 51b).

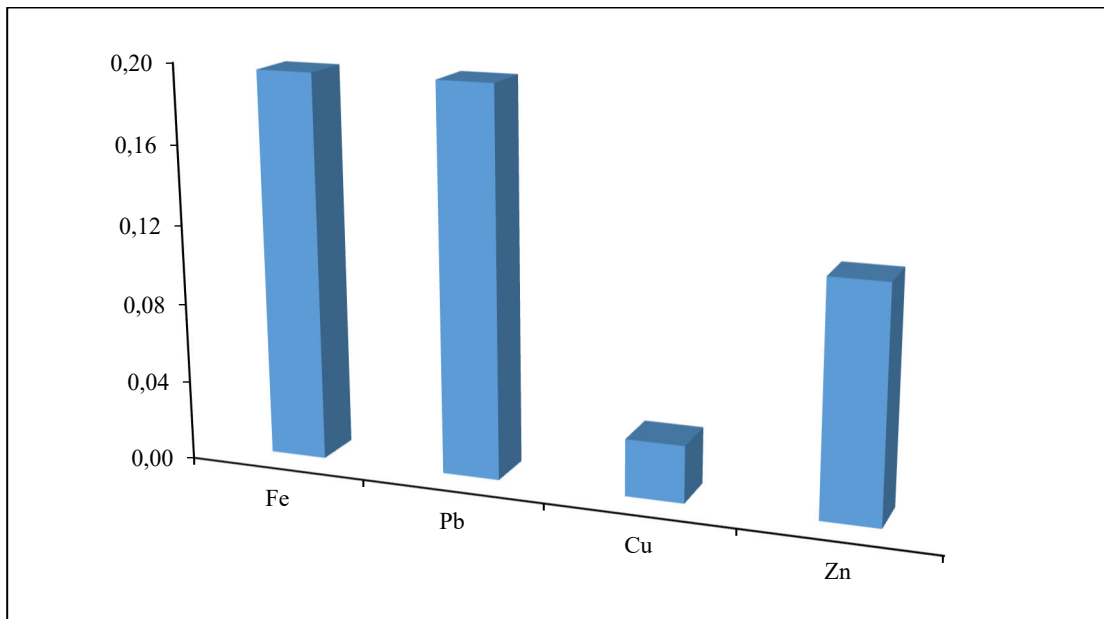


Figure 41 : Ordre d'abondance des éléments en traces métalliques.

III.4.3. Indices

III.4.3.1. Indices de saturation de Langelier

Pendant la saison de pluies, l'indice de saturation de Langelier (ISL) varie respectivement entre -4,63 et 1,81 pour une moyenne de $1,81 \pm 1,75$; -6,36 et -4,83 soit une moyenne de $-4,84 \pm 0,55$ et -6,22 et -4,25 pour une moyenne de $-5,21 \pm 0,66$ pour les eaux de puits, sources et forages. Pendant la saison sèche, ISL oscille entre -3,43 et 0,14 pour une moyenne de $-1,70 \pm 1,03$ pour les eaux de puits. Au niveau des sources, ISL fluctue entre -2,55 et 0,03 soit une moyenne de $-2,34 \pm 1,77$. Pour ce qui est des forages, il varie entre -4,80 et $0,027 \pm 1,77$ (Tab 15).

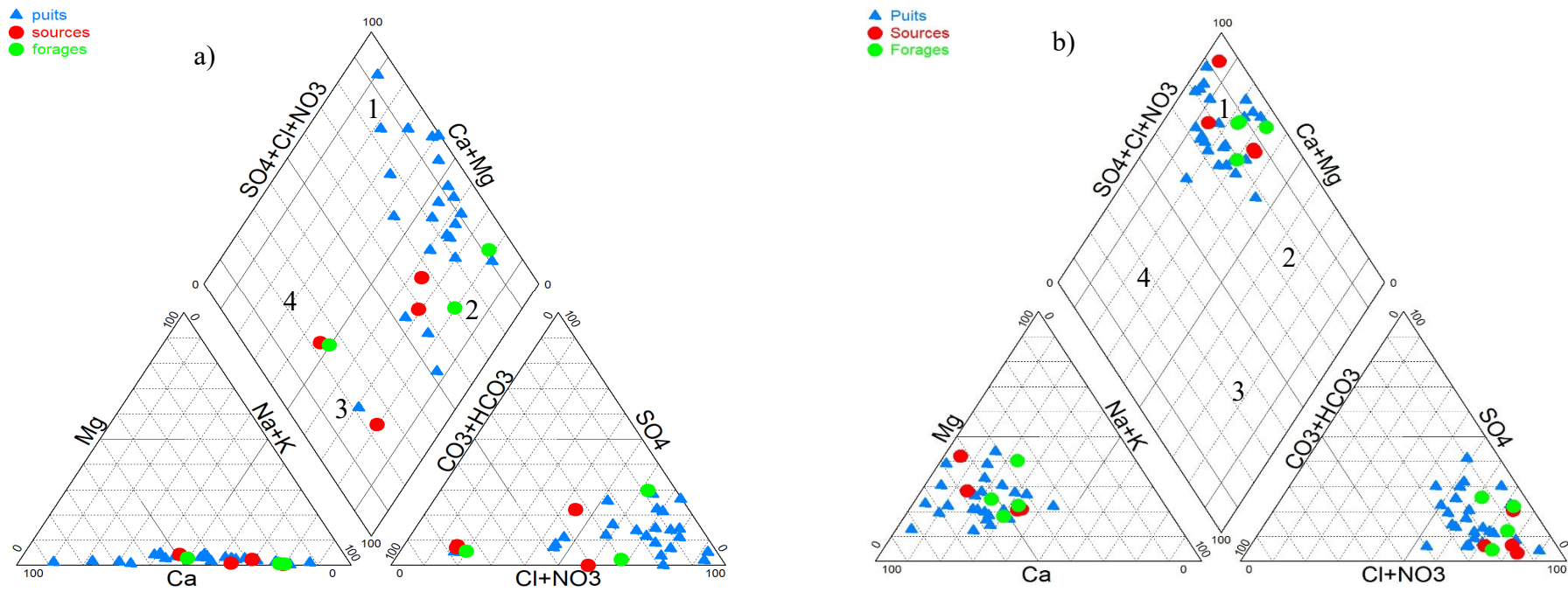


Figure 42 : Classification des faciès hydrochimique des eaux souterraines de Ngoua en fonction du diagramme de Piper (1944) a) saison des pluies ; b) saison sèche.

Tableau 15 : Valeurs saisonnières de l'ISL du bassin versant de Ngoua.

	Puits				Sources				Forages			
	Min	Moy	Max	ET	Min	Moy	Max	ET	Min	Moy	Max	ET
SP/SIL	-4,63	-3,04	1,81	1,75	-6,36	-5,65	-4,84	0,55	-6,22	-5,23	-4,25	0,66
SS/SIL	-3,43	-1,70	0,20	1,03	-2,55	-1,69	0,03	1,18	-3,80	-2,38	0,13	1,78

III.4.3.2. Indice de Qualité des Eaux

Les valeurs de l'Indice de Qualité des Eaux (IQE) sur la base des paramètres physico-chimiques dans les eaux souterraines du bassin versant de Ngoua sont consignées dans le [tableau 16](#).

Pendant la saison des pluies l'IQE varie comme suit : pour les puits, l'IQE varie entre 3,30 et 187,21 pour une moyenne de $33,61 \pm 48,87$. Pour les sources, il oscille entre 2,33 et 38,52 pour une moyenne de $11,72 \pm 17,87$. Au niveau des forages il varie entre 2,12 et 65,27 avec une moyenne de $23,38 \pm 36,82$.

Pendant la saison sèche, l'IQE des eaux de puits varie entre 5,84 et 135,79 pour une moyenne de $41,12 \pm 31,88$. Au niveau des sources il fluctue entre 9,37 et 43,51 avec une moyenne de $21,28 \pm 16,01$. Et pour les forages, l'IQE oscille entre 5,57 et 67,79 pour une moyenne de $39,91 \pm 27,51$.

Tableau 16 : Variations de l'IQE des eaux souterraines du bassin versant de Ngoua

		Min	Moy	Max	ET
SP	Puits	3,3	33,61	187,21	48,86
	Sources	2,33	11,72	38,52	17,87
	forages	2,12	23,38	65,27	36,28
SS	Puits	5,84	41,12	135,79	31,88
	Sources	9,37	21,28	43,51	16,01
	Forages	5,57	39,91	67,50	27,51

SP = Saison de Pluies ; SS = Saison Sèche

III.4.3.3. Indice de Pollution Métallique (IPM) des eaux

Les résultats du calcul de l'Indice de Pollution Métallique sont consignés dans le [tableau 17](#). Au niveau des puits l'IPM varie entre 115,99 et 717,64 pour une moyenne de $268,32 \pm 148,46$. Pour ce qui est des sources, les valeurs de l'IPM varient entre 6,41 et 43,94

avec une moyenne de $19,61 \pm 17,4$. Les valeurs de l'IPM dans les forages varient entre 2,44 et 67,74 pour une moyenne de $38,91 \pm 29,06$.

III.4.3.4. Indice d'Evaluation Métallique (HEI) des eaux

Les données de l'Indice d'Evaluation Métallique sont consignées dans le [tableau 17](#). Pour les puits, le HEI varie entre 0,121 et 7,20 pour une moyenne de $1,99 \pm 1,74$. Au niveau des sources il oscille entre 0,027 et 3,412 avec une moyenne de $1,94 \pm 1,503$. Pour les forages, il fluctue entre 0,027 et 0,7128 avec une moyenne de $0,294 \pm 0,232$.

III.4.3.5. Degré de contamination Cd

Les résultats du calcul du degré de contamination sont consignés dans le [tableau 17](#). Au niveau des puits le Cd varie entre 1,24 et 71,90 pour une moyenne de $19,34 \pm 17,62$. En ce qui concerne les sources le Cd oscille entre 1,11 et 34,01 avec une moyenne de $19,48 \pm 14,64$. Le Cd des forages fluctue entre 0 et 0,64 pour une moyenne de $0,34 \pm 0,27$.

Tableau 17 : Statistiques des valeurs de HPI et HEI du bassin versant de Ngoua

		Min	Moy	Max	ET
HPI	Puits	115,99	268,32	717,64	148,46
	Sources	6,41	19,61	43,93	17,43
	Forages	2,44	38,91	67,74	29,06
HEI	Puits	1,34	3,08	7,20	1,32
	Sources	0,03	1,94	3,41	1,50
	Forages	0,03	0,29	0,71	0,31
Cd	Puits	1,24	19,34	71,9	17,62
	Sources	1,11	19,48	34,01	14,64
	Forages	0	0,34	0,61	0,27

III.4.3.6. Pluie

Durant la période comprise entre 1978-2021 la répartition spatiale des pluies saisonnières ([figure 43](#)) montre que pendant la saison de pluie, elles varient entre 3018 et 3027 mm. La partie nord enregistre plus de précipitations par rapport à la partie sud ([Fig 43a](#)). Pendant la saison sèche, la répartition spatiale des pluies est presque homogène. La pluie maximale enregistrée est 88 mm ([Fig 43b](#)).

III.4.3.7. Température

La distribution spatiale des températures saisonnières (Fig 44) pendant la période comprise entre 1978 et 2021 montre que : pendant la saison des pluies, les températures moyennes oscillent autour de 25°C (Fig 44a). La partie Nord de la zone est affectée par des valeurs de température un peu plus élevées par rapport à la partie Sud. Pendant la sèche, la répartition spatiale montre que les valeurs de la température fluctuent autour de 27°C (Fig 44b). Les températures augmentent du Sud vers le Nord de la zone d'étude.

III.4.3.8. Vitesse de vents

La distribution spatiale de la vitesse de vents (Fig 45) est similaire à celle des températures. Elle est plus faible en saison de pluies (2,52-2,54 m/s) (Fig 45a) et plus élevées en saison sèche (2,66-2,68 m/s) (Fig 45b).

III.4.3.9. Evapotranspiration potentielle (ETP)

La distribution spatiale de l'ETP (Fig 46) indique que : pendant la saison pluvieuse des valeurs de l'ETP oscillent entre 1036,95 et 1052,95 mm. Elles sont inférieures aux précipitations (Fig 46a). Pendant la saison sèche l'ETP est supérieur aux précipitations (Fig 46b). Il varie autour de 425 mm. Le cumul de l'ETP reste inférieur aux précipitations ce qui indique qu'une faible quantité de précipitation participe à l'écoulement ou recharge de la nappe.

III.4.3.10. Profondeur de la nappe

La répartition spatiale de la profondeur de la nappe (Fig 47) montre qu'elle varie entre 0 et 9,2 m pendant la saison de pluie (Fig 47a). Par contre, pendant la saison sèche, elle oscille entre 0 et 11 m (Fig 47b). Les zones à forte niveau piézométrique correspondent aux zones de faible recharge. Par contre, l'infiltration est importante dans les zones à faibles niveaux piézométriques.

III.4.4. Résultats du modèle WETSPASS

Il s'agit de présenter la cartographie du ruissellement ; l'interception, l'évapotranspiration actuelle et de la recharge de la nappe respectivement en saison pluvieuse et sèche (Tab 18).

III.4.4.1. Ruissellement

Pendant la saison des pluies, le ruissellement dans la zone industrielle varie de 2602,56-2785,55 mm pour une moyenne 2737,75 mm. Dans la zone bâtie, le ruissellement oscille entre 0-2706,48 mm pour une moyenne de 2511,05 mm. Au niveau de la zone herbacée, elle fluctue

entre 1950,59 et 2310,72 mm avec une moyenne de 2159,08 mm. Dans la forêt, le ruissellement varie entre 1825,69 et 2416,17 mm avec une moyenne égale à 2180,56 mm. La variation du ruissellement au niveau de l'aéroport montre des valeurs qui oscillent entre 0 et 2638,41 mm pour une moyenne de 67 mm. Au niveau des cours d'eau, le ruissellement 1917,61 et 2612 mm pour une moyenne de 2315,61 mm.

Pendant la saison sèche, le ruissellement dans la zone industrielle varie de 9,45 et 24,56 mm pour une moyenne 21,41 mm. Dans la zone bâtie, le ruissellement oscille entre 0 et 12,34 mm pour une moyenne de 8,03 mm. Au niveau de la zone herbacée, elle fluctue entre 0,45 et 1,02 mm avec une moyenne de 0,71 mm. Dans la forêt, le ruissellement varie entre 0,44 et 6,50 mm avec une moyenne égale à 0,96 mm. La variation du ruissellement au niveau de l'aéroport montre des valeurs qui oscillent entre 0 et 10,32 mm pour une moyenne de 5,01 mm. Au niveau des cours d'eau, le ruissellement 5,01 et 34,03mm pour une moyenne de 14,38 mm.

La distribution spatiale du ruissellement (Fig 48) dans le bassin versant de Ngoua montre que pendant la saison pluvieuse (Fig 48a), le ruissellement varie entre 1761 mm et 2796 mm. Il est à remarquer que le ruissellement est fort dans les zones à forte pente et altitude élevées. Dans les zones où les altitudes et les pentes sont faibles le ruissellement est aussi faible. Pendant la saison sèche, le ruissellement varie entre 0,39 et 25 mm (Fig 48b). Le ruissellement est fonction de la morphologie.

III.4.4.2. Interception

Pendant la saison de pluie, l'interception dans la zone industrielle oscille entre 12,10 et 18,16 mm pour une moyenne de 12,14 mm. Dans la zone bâtie, elle varie entre 0 et 155,58 mm avec une moyenne de 18,19 mm. Au niveau de la zone herbacée, l'interception moyenne est de l'ordre de 34 mm. Dans la forêt par contre, l'interception oscille 18,16 et 155,59 mm pour une moyenne de 151,94 mm. Les variations de l'interception au niveau de l'aéroport oscillent entre 0 et 216,39 mm avec une moyenne 72,92 mm. Au niveau des cours d'eau, l'interception varie entre 18,16 et 216,67 mm pour une moyenne de 76,92 mm.

Pendant la saison sèche, l'interception dans la zone industrielle oscille entre 3,34 et 5,01 mm pour une moyenne de 3,35 mm. Dans la zone bâtie, elle varie entre 0 et 27,49 mm avec une moyenne de 5,01 mm. Au niveau de la zone herbacée, l'interception moyenne est de l'ordre de 34 mm. Dans la forêt par contre, l'interception oscille 5,01 et 27,50 mm pour une moyenne de 26,89 mm. Les variations de l'interception au niveau de l'aéroport oscillent entre 0 et 61,38

mm avec une moyenne 51,99 mm. Au niveau des cours d'eau l'interception varie entre 5,01 et 34,02 mm pour une moyenne de 14,38 mm.

La distribution spatiale de l'interception dans le bassin versant de Ngoua (Fig 49) montre que : pendant la saison pluvieuse (Fig 49a), l'interception oscille entre 12 et 216 mm. Cette carte montre que l'interception est faible dans presque toute la zone à cause de l'absence du couvert végétal. L'interception pendant la saison sèche (Fig 49b) fluctue entre 3 et 34 mm. L'interception est importante dans les zones où le couvert végétal est important (végétation herbacée).

Tableau 18 : Statistiques des paramètres du bilan hydrologique en fonction de l'état d'occupation du sol pendant la saison sèche

SP=saison de pluies, SS=saison sèche, ETP= évapotranspiration potentielle, Ruis= ruissellement, Inter= interception, Rech= recharge

		ETP (mm)			Ruis (mm)			Inter (mm)			Rech (mm)		
		Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max
SP	Industries	903,67	963,54	990,24	2602,56	2737,75	2785,55	12,10	12,14	18,16	44,84	48,11	55,33
	Bâtis	0	906,64	978,23	0	2511,05	2706,48	0	18,19	155,58	0	74,13	486,63
	Herbacée	973,89	993,29	1031,93	1950,59	2159,08	2310,72	34,02	34,036	34	0,72	327,06	327,06
	Forêt	457,95	467,86	893,74	1825,69	2180,56	2416,17	18,156	151,94	155,59	0	460,51	707,20
	Aéroport	0	809,54	989,31	0	2367,67	2638,41	0	72,47	216,69	0	188,93	615,90
	cours d'eau	458,43	756,92	1003,06	1917,94	2315,61	2612,07	18,16	76,92	216,67	35,75	50,22	60,631
SS	Industries	17,59	18,55	23,35	9,45	21,41	24,56	3,34	3,35	5,01	0	0,82	107,08
	Bâtis	0	26,96	530,17	0	8,03	12,34	0	5,01	27,49	0	52,46	61,544
	Herbacée	46,64	49,23	52,91	0,45	0,71	1,02	34,02	34,036	34,09	34,09	37,99	40,863
	Forêt	20,65	42,98	45,59	0,44	0,96	6,50	5,01	26,89	27,50	40,95	43,74	60,935
	Aéroport	0	30,01	48,18	0	5,30	10,32	0	51,99	61,38	0	51,99	61,384
	cours d'eau	20,66	31,99	51,42	5,01	14,38	34,03	5,01	14,38	34,02	33,93	255,75	642,32

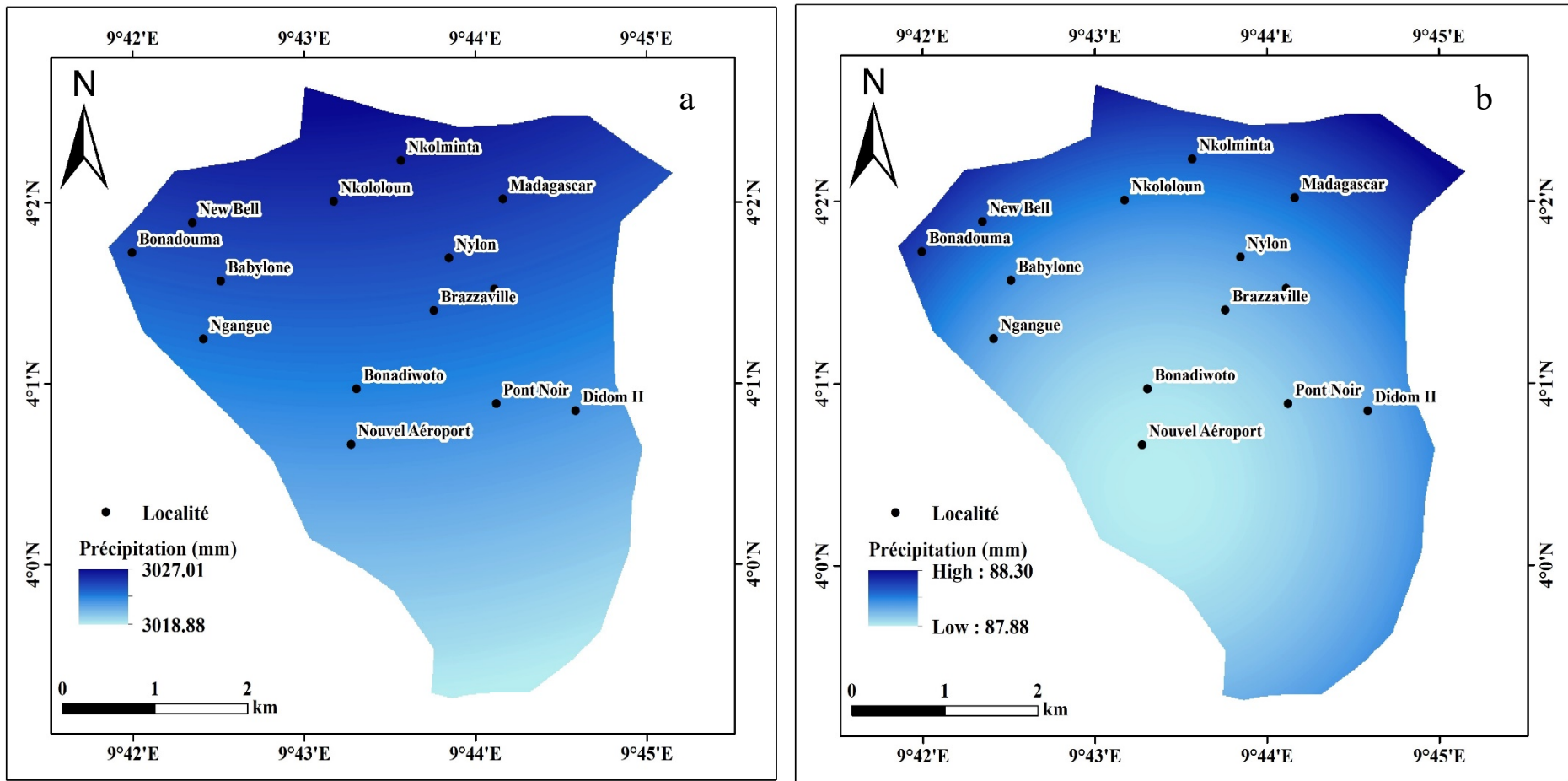


Figure 43 : Répartition spatiale des pluies saisonnières : a) saison de pluies ; b) saison sèche

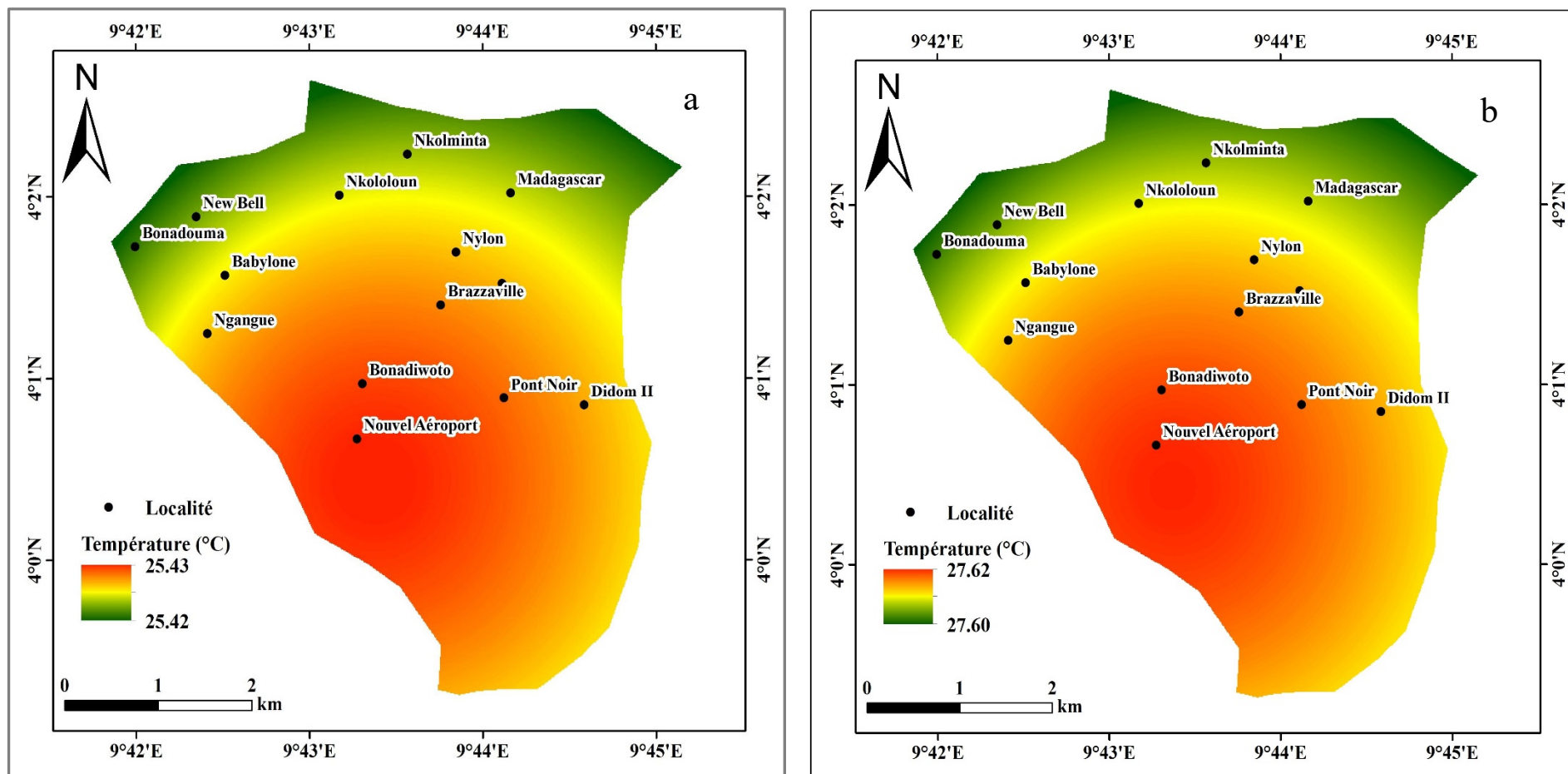


Figure 44 : Répartition spatiale des températures saisonnières : a) saison de pluies ; b) saison sèche

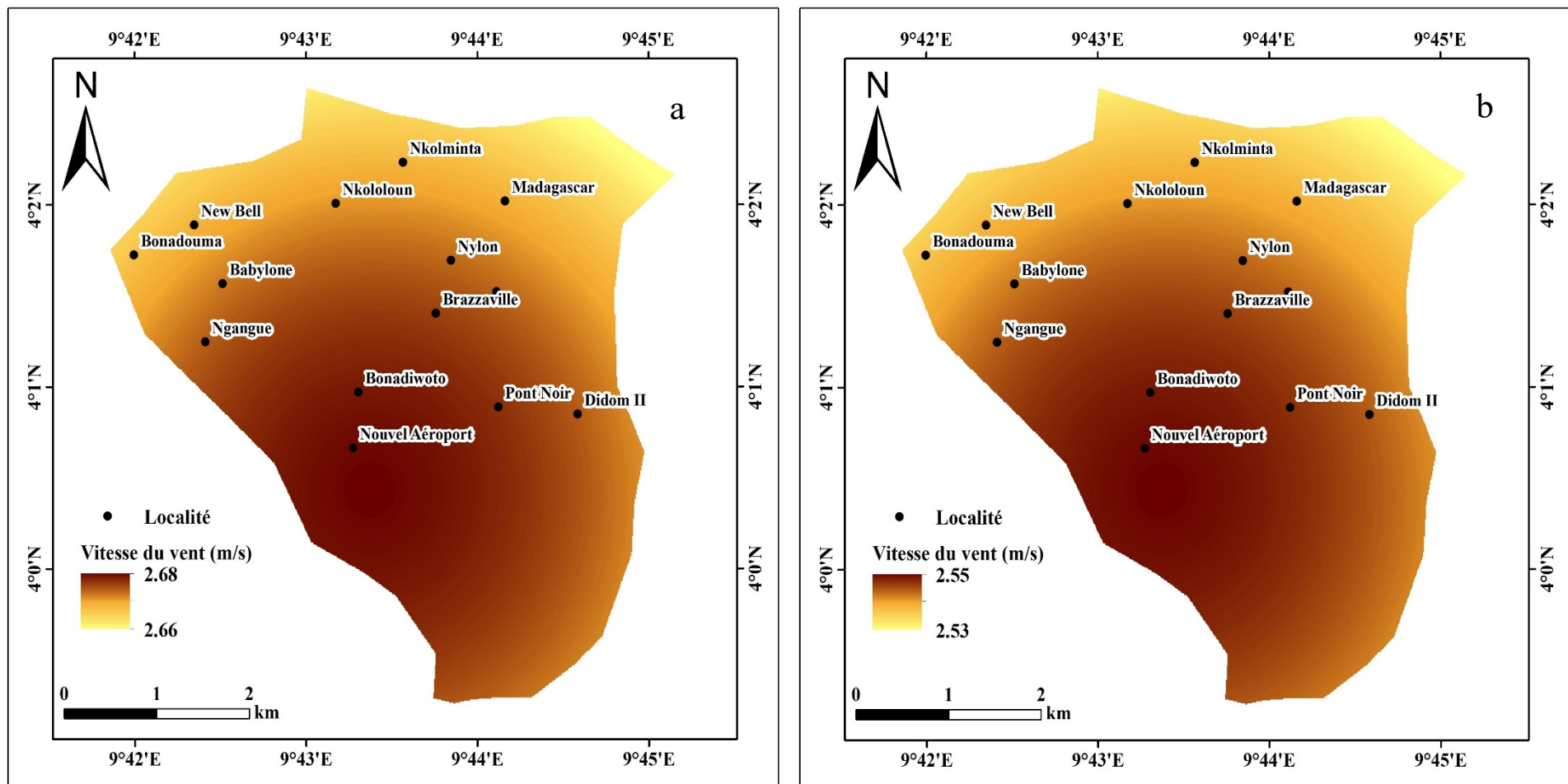


Figure 45 : Distribution spatiale de la vitesse des vents pendant la saison de pluies (a) et sèche (b)

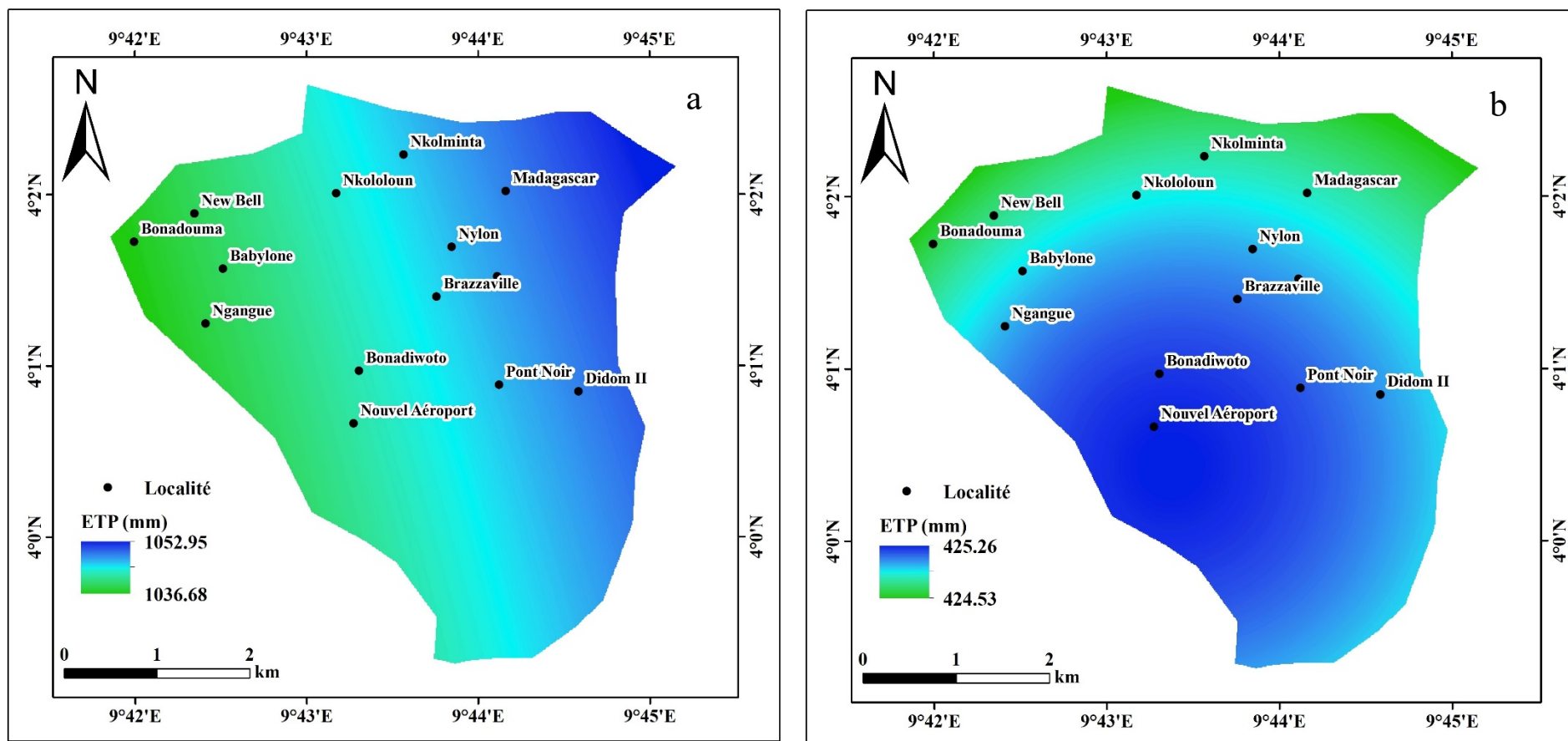


Figure 46 : Distribution spatiale de l'ETP : a) saison de pluies ; b) saison sèche

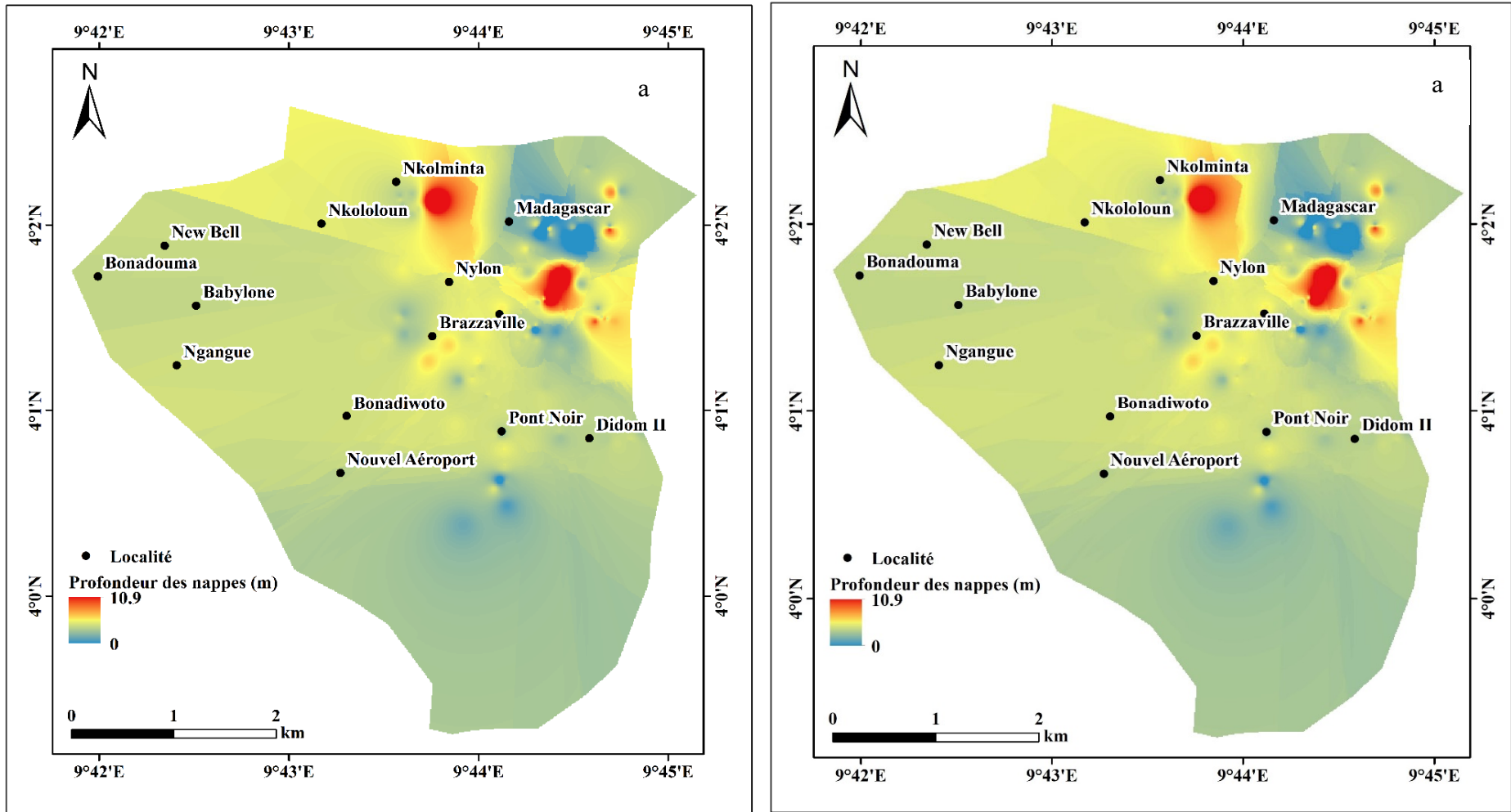


Figure 47 : Distribution spatiale des profondeurs de la nappe : a) saison de pluies ; b) saison sèche

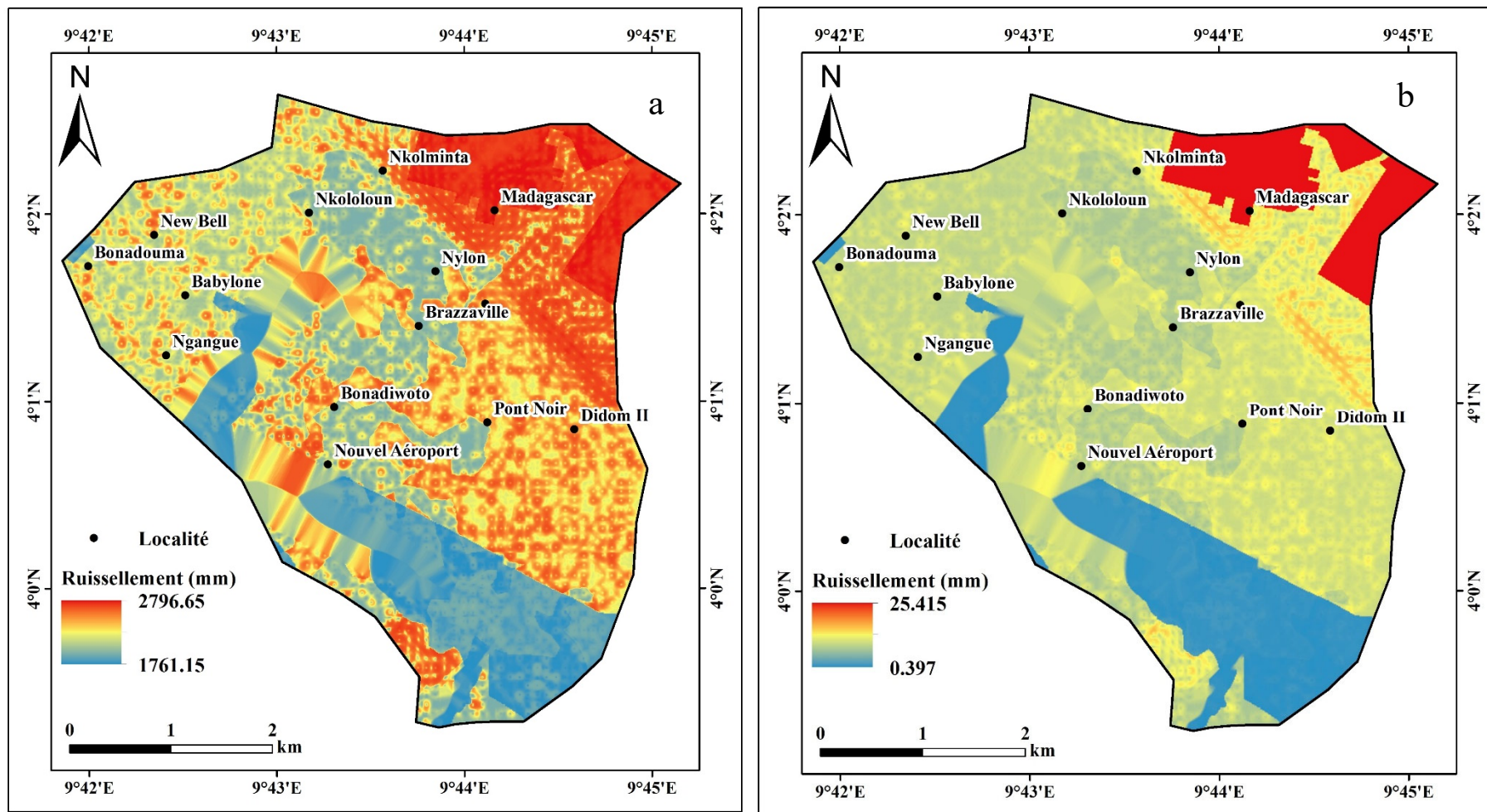


Figure 48 : Distribution spatiale du ruissellement : a) saison pluvieuse ; b) saison sèche

III.4.4.3. Evapotranspiration (ETP) actuelle

Pendant la saison de pluie, l'ETP actuelle dans la zone industrielle varie entre 903,67 et 990,24 mm pour une moyenne de 963,54 mm. Au niveau de la zone bâtie, elle oscille entre 0 et 978,23 mm pour une moyenne de 906,64 mm. Dans la zone herbacée, l'ETP fluctue entre 973,89 et 1031,93 mm avec une moyenne de 993,29 mm. La variation de L'ETP au niveau de la forêt oscille entre 457,95 et 893,74 mm pour une moyenne de 467,86 mm. Au niveau de l'aéroport, elle varie entre 0 et 989,3 mm avec une moyenne de 809,54 mm. L'ETP dans les cours d'eau fluctue entre 458,48 et 1003,06 mm pour une moyenne de 756,92 mm.

Pendant la saison sèche, l'ETP actuelle dans la zone industrielle varie entre 17,59 et 23,35 mm pour une moyenne de 18,55 mm. Au niveau de la zone bâtie, elle oscille entre 0 et 530,17 mm pour une moyenne de 26,96 mm. Dans la zone herbacée, l'ETP fluctue entre 46,64 et 52,91 mm avec une moyenne de 49,23 mm. La variation de L'ETP au niveau de la forêt oscille entre 20,65 et 45,59 mm pour une moyenne de 42,98 mm. Au niveau de l'aéroport, elle varie entre 0-48,18 mm avec une moyenne de 30,01 mm. L'ETP dans les cours d'eau fluctue entre 20,66 et 51,41 mm pour une moyenne de 31,99 mm.

La distribution spatiale de l'ETP actuelle (Fig 50) dans le bassin versant de Ngoua montre que : pendant la saison de pluie, ETP varie entre 457 et 1032 mm (Fig 50a). L'ETP est forte dans les zones où la végétation présente. La surface avec l'ETP inférieure 1032 mm occupe la quasi-totalité du bassin. Pendant cette période, l'ETP est inférieure aux précipitations. Quant à la saison sèche, l'ETP oscille entre 17 et 530 mm (Fig 50b). L'ETP ici est largement supérieure aux précipitations durant la saison sèche.

III.4.4.4. Recharge

Pendant la saison de pluie, la recharge dans la zone industrielle varie entre 44,84 et 55,3 mm pour une moyenne de 48,11 mm. Quant à la zone bâtie, la recharge oscille entre 0 et 486 mm pour une moyenne de 74,13 mm. Au niveau de la zone herbacée, la recharge fluctue entre 0,72 et 327 mm avec une moyenne de 327 mm. La recharge au niveau de la forêt varie entre 0 et 707,20 mm pour une moyenne de 43,74 mm. La recharge au niveau de l'aéroport oscille entre 0 et 615,90 mm avec une moyenne de 188,93 mm. Quant au niveau des cours, la recharge varie entre 35,75 et 60,384 mm avec une moyenne de 50,22 mm.

Pendant la saison de sèche, la recharge dans la zone industrielle varie entre 0 et 107,08 mm pour une moyenne de 0,82 mm. Quant à la zone bâtie, la recharge oscille entre 0 et 61,54 mm pour une moyenne de 52,46 mm. Au niveau de la zone herbacée, la recharge fluctue entre

34,09 et 40,86 mm. La recharge au niveau de la forêt varie entre 40,95 et 60,95 mm pour une moyenne de 43,74 mm. La recharge au niveau de l'aéroport oscille entre 0 et 61,38 mm avec une moyenne de 51,99 mm. Quant au niveau des cours d'eau, la recharge varie entre 33,93 et 642,32 mm avec une moyenne de 255,32 mm.

La distribution saisonnière de la recharge dans le bassin versant de Ngoua (Fig 51) montre que : pendant la saison pluvieuse (Fig 51a), elle varie entre 0 et 868 mm. Les faibles valeurs de la recharge s'observent dans les zones où les pentes et altitudes sont fortes. Plus de la moitié de la zone est représentée par des valeurs importantes de la recharge. Pendant la saison sèche (Fig 51b), la recharge fluctue entre 0 et 59 mm. Plus de la moitié de la zone présente des valeurs de la recharge inférieure à 59 mm. De manière générale, presque toute la recharge de la nappe s'effectue pendant la saison pluvieuse.

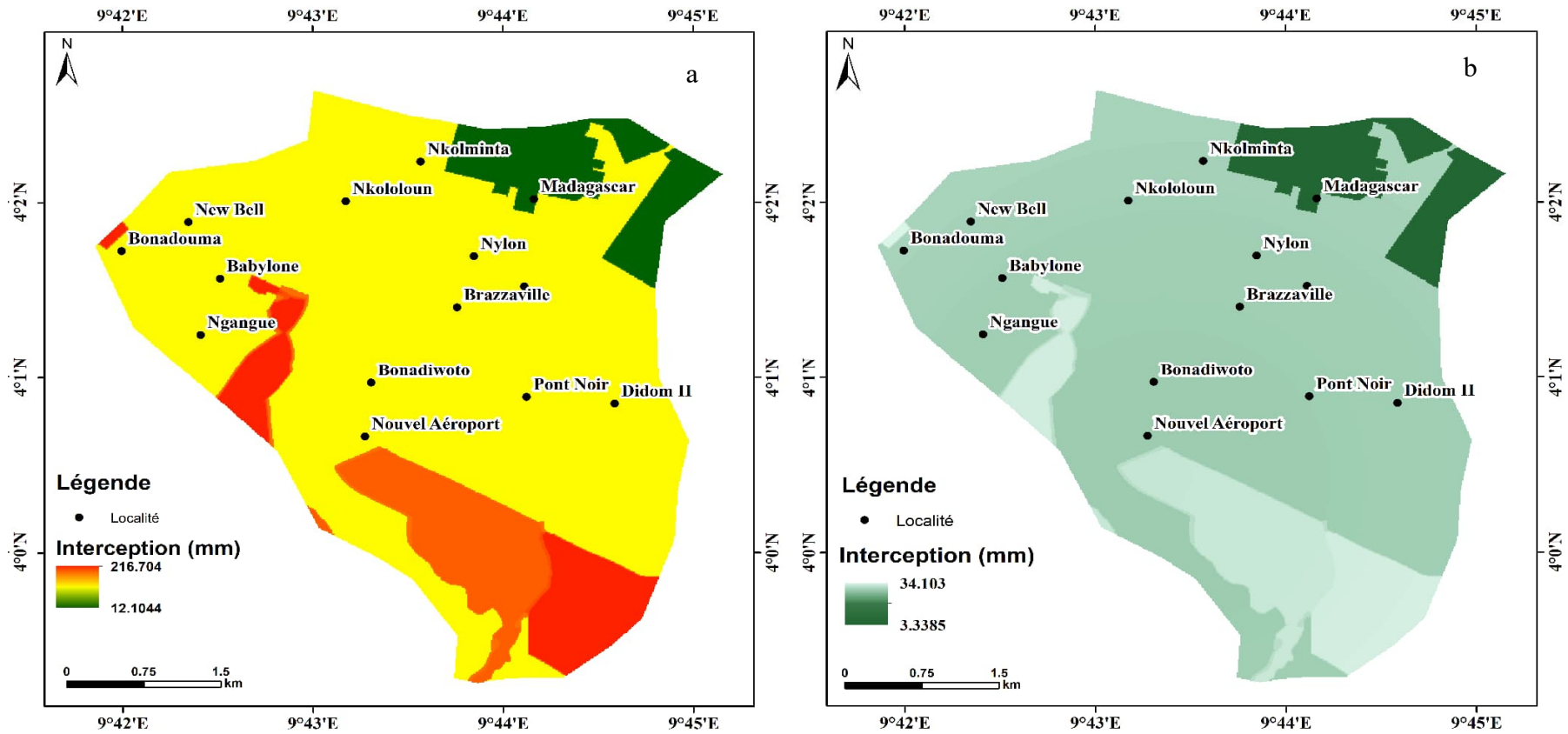


Figure 49 : Carte d'interception du bassin :(a) saison pluvieuse ; (b) saison sèche

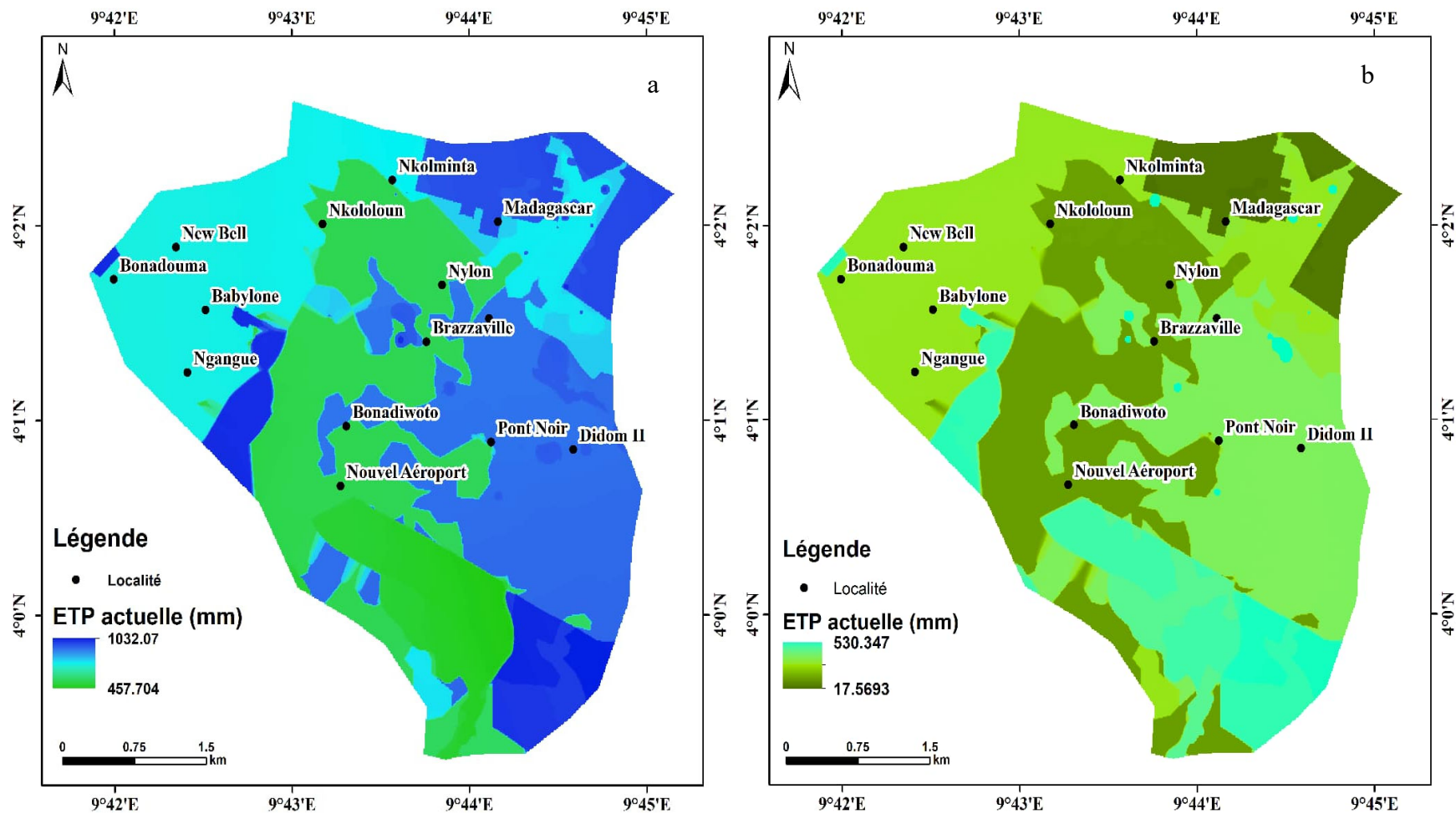


Figure 50 : Carte ETP actuelle du bassin :(a) saison pluvieuse ; (b) saison sèche

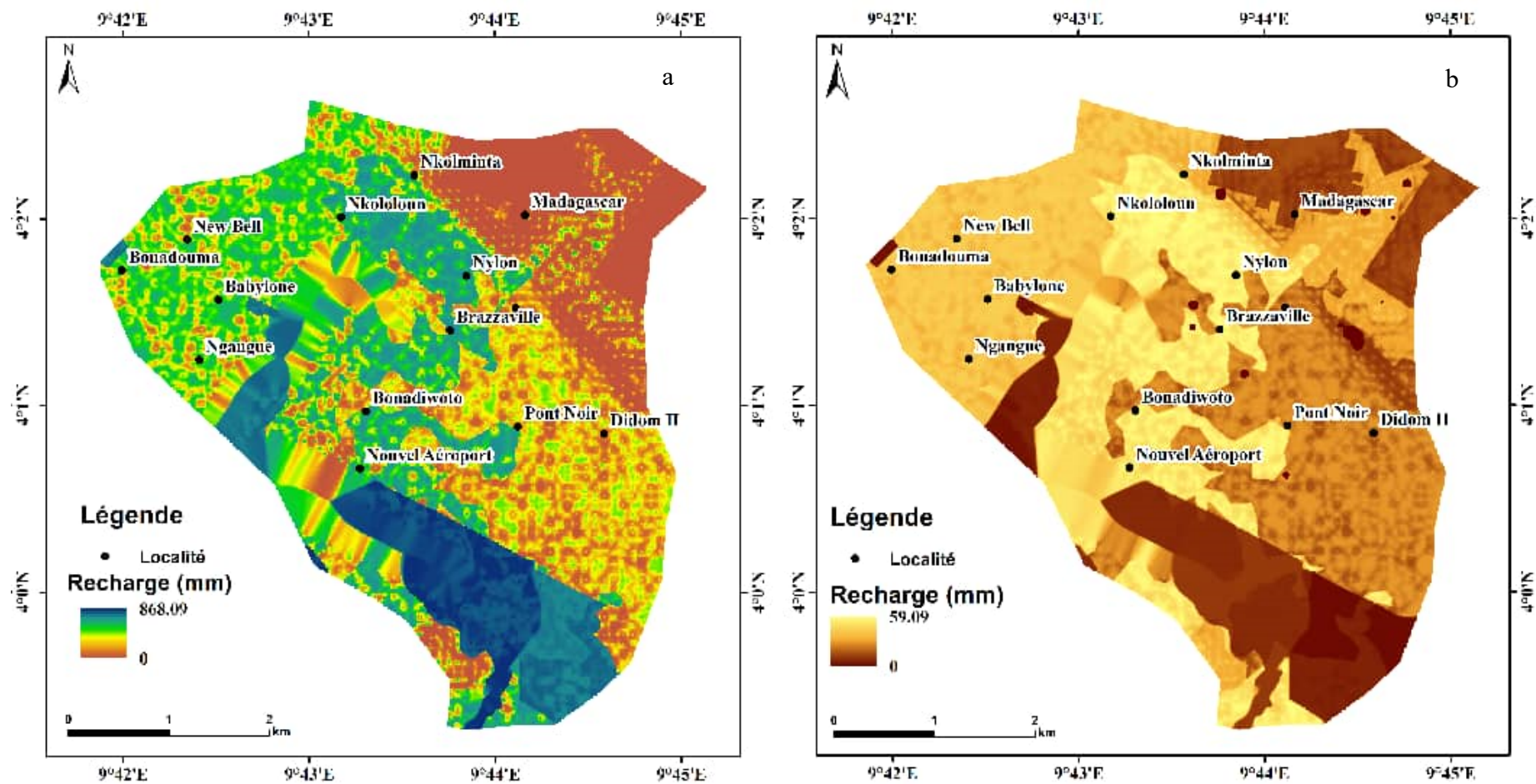


Figure 51: Distribution spatiale de la recharge : a) saison pluvieuse ; b) saison sèche

Conclusion

Au terme de cette partie, il en ressort que, que le bassin versant de Ngoua a une superficie de 24,5 km², une longueur de 7,4 km et une forme rectangulaire. Il est caractérisé par de faibles altitudes variant entre 0 et 50 m.

Les caractéristiques hydrodynamiques du bassin versant de Ngoua montrent que : les sols étudiés sont riches en sables avec quelques argiles et limons ce qui leur confère une texture sablo-argileuse et limoneuse. La couleur de ces matériaux varie de brun à brun-jaunâtre. La perméabilité K varie entre $1,6 \times 10^{-6}$ et $1,6 \times 10^{-5}$ m/s. Les débits de la nappe libre du bassin versant de Ngoua varient entre 0,15 et 0,98L/s. L'évolution mensuelle des débits montre que les débits les plus faibles sont observés au mois d'avril à l'exception de la source S3 où le débit le plus faible est observé en mars. Les débits les plus élevés sont observés en septembre. Les profondeurs mesurées sont spatialement hétérogènes mais restent plus importantes dans le secteur Nord-Est (31 et 1047 cm). La carte piézométrique en saison de pluies est similaire à celle de la saison sèche. Le bilan hydrique calculé par la méthode Thornthwaite montre que le recharge de la nappe commence au mois d'avril et atteint la recharge maximale en août.

Les eaux souterraines du bassin versant de Ngoua sont acides, faiblement à moyennement minéralisées. L'ordre d'abondance des paramètres chimiques dans les eaux de sub-surface du bassin versant de Ngoua est $SO_4^{2-} > NO_3^- > Cl^- > Ca^{2+} > Na^+ > HCO_3^- > Mg^{2+} > K^+ > PO_4^{3-} > F^-$ et $Ca^{2+} > Cl^- > Na^+ > HCO_3^- > SO_4^{2-} > NO_3^- > Mg^{2+} > K^+ > PO_4^{3-} > F^-$ respectivement pendant les saisons pluvieuse et sèche. Toutes les valeurs des éléments traces métalliques sont inférieures aux valeurs guide proposées par l'OMS à l'exception du Pb qui a des valeurs supérieures à celles de l'OMS. L'ordre d'abondance des éléments traces métalliques est le suivant : $Pb > Zn > Fe > Cu$. Le diagramme de piper montre quatre (04) faciès ($SO_4-Cl-Na$, (53,33%) ; $SO_4-Cl-Ca-Mg$ (26,66%), HCO_3-Ca (13,33%) et $HCO_3-Ca-Mg$ (6,67%)) pendant la saison pluvieuse. Et pendant la saison sèche un seul (01) faciès ($SO_4-Cl-Ca-Mg$) est identifié. L'IQE étudié montre des valeurs qui fluctuent entre 2,12 et 187,21 pendant la saison pluvieuse et 5,57-135,79 en saison sèche. Les valeurs de l'IPM, HEI et Cd dans les eaux de subsurface étudiées varient respectivement entre 2,44 et 717,64 ; 0,027 et 720 et 0 et 71,90.

La recharge estimée par la méthode de télédétection et les SIG (WETSPASS) montre que les facteurs tels que les pentes, les sols, l'occupation des sols, la lithologie, la densité de drainage, la végétation contrôlent cette dernière. La distribution partielle montre les zones à forte pente favorisent le ruissellement et les zones à faibles faible pente favorisent la recharge.

CHAPITRE IV : INTERPRETATIONS ET DISCUSSION

Introduction

Cette partie a pour objectif d'interpréter et discuter les résultats de la présente étude. Il s'agit de montrer l'évolution des paramètres hydrodynamiques et hydrochimiques du bassin versant de Ngoua.

IV.1. EVOLUTION DES PARAMETRES HYDRODYNAMIQUES

IV.1.1 Relation entre les caractéristiques hydrauliques

La conductivité hydraulique des puits étudiés varie entre $7,4 \times 10^{-6}$ et $1,6 \times 10^{-5}$ m/s entre les 50 et 100 cm de profondeur. Ces résultats indiquent que ces puits capteraient les sables purs et les sables fins d'une part et d'autre part les sables argileux et / ou limoneux, les sables et les graviers. Ces conductivités montrent une variation spatiale significative traduisant ainsi que les formations sont perméables à semi-perméables avec une perméabilité bonne à mauvaise. Par ailleurs, la plupart des puits étudiés appartiennent au système aquifère mio-pliocène/quaternaire et captent un seul niveau. Les résultats de la conductivité hydraulique obtenus dans cette étude sont similaires à ceux obtenus par certains auteurs (Feumba, 2015 ; Emvoutou, 2018 ; Tchouta, 2019). La conductivité hydraulique dans cette étude est différente de celle obtenue par Feumba et al. (2021) dans le bassin versant du Ndé.

IV.1.2. Rabattement de la nappe

Les niveaux statiques de la nappe mesurés pendant la saison de pluie (Août) varient entre 10 et 907 cm pour une moyenne de 167 cm. Quant aux niveaux statiques mesurés pendant la saison sèche (Février), ils oscillent entre 50 et 1034 cm pour une moyenne de 222 cm. La répartition des profondeurs de la nappe est hétérogène. Ce qui suggère que les puits de basse altitude, situés dans les bas-fonds, près du potentiel imposé que constituent les cours d'eau, montrent des niveaux piézométriques proches de la surface du sol. On y est donc dans des secteurs d'émergence de la nappe qui alimente les cours d'eau. Il n'existe pas une zonalité dans la distribution des niveaux piézométriques et des profondeurs des puits, néanmoins, les profondeurs des puits sont par endroits corrélées avec la topographie (les puits les plus profonds sont en général au sommet ou flanc de relief). Le rabattement de la nappe libre étudié est de 54 cm. Ce résultat est similaire à celui obtenu par Feumba, (2015) ; Emvoutou, (2018).

L'hétérogénéité des côtes piézométriques pourrait être liée à la distribution hétérogène des altitudes et probablement à la structure géologique de l'aquifère. L'amplitude de variation piézométrique dans l'ensemble du bassin est comprise entre 26 et 375 cm avec une moyenne de 138 ± 65 cm. Cette amplitude est variable. Elle est élevée dans les puits de haut de pente,

moyennement élevée dans les puits à mi-pente et faible dans les puits de bas de pente. L'épaisseur de la zone non saturée présente aussi une hétérogénéité spatiale, élevée au niveau des sommets moyennement élevée sous les mi-versants et faible dans les bas de versants. Ceci montre que la profondeur du puits et l'épaisseur de la zone non saturée n'ont pas une influence significative sur les fluctuations piézométriques. Ces dernières semblent donc être influencées par les propriétés physiques et hydrauliques des formations (granulométrie, porosité et perméabilité). Les variations d'amplitude semblent être liées à la topographie, à la proximité avec l'exutoire de l'aquifère mais aussi à la distribution hétérogène de la perméabilité, qui est en rapport avec la variation d'argilosité (Emvoutou et al., 2018 et Bon et al., 2021b).

IV.1.3. Niveaux piézométriques et écoulement de la nappe

L'interprétation de la carte piézométrique en basses eaux est applicable à celle des hautes eaux. La morphologie de la nappe et les directions des flux restent les mêmes. Les perturbations (dômes et dépressions, creux et crêtes piézométriques) sont analogues et bien matérialisées. Les cartes piézométriques ne laissent pas apparaître une hausse piézométrique importante de la nappe.

Les isopièzes de la carte piézométrique du bassin versant de Ngoua ont une équidistance de 40 cm et présentent des lignes et des flèches de courant qui indiquent la direction et le sens de l'écoulement de la nappe (cf Fig 26). L'allure des isopièzes caractérisent un régime d'écoulement non uniforme. Les dômes piézométriques sont représentés par des courbes fermées et des lignes de courant divergentes. Les dômes piézométriques caractérisent les zones d'alimentation de la nappe. Les zones de stockage sont représentées par des dépressions piézométriques. Ces caractéristiques définissent un aquifère à nappe radiale divergente par conséquent une nappe convexe à ces endroits (Feumba, 2015 ; Emvoutou et al., 2018 ; Bon et al., 2021b). Il est à noter que l'alimentation de la nappe se fait par des précipitations. Toutefois, on note l'écoulement global de la nappe vers le fleuve Wouri.

IV.1.4. Relation pluie-niveaux statiques-débit

Dans cette étude, la période de hautes eaux évolue de juillet à novembre. Le mois d'août correspond au mois le plus pluvieux. Par contre la période de basses eaux va du mois de décembre à mars, le mois de février étant le mois le plus sec. L'évolution des niveaux statiques est synchrone à l'évolution pluviométrique. Sur le plan hydrométrique, les débits de sources suivent le même rythme d'évolution que les pluies et les niveaux statiques à la seule différence

qu'il existe un mois de décalage entre le minimum et maximum des débits et des pluies (Fig 52). De manière générale, la recharge de la nappe a lieu entre le mois d'avril et de septembre et la vidange de la nappe entre le mois de novembre et mars.

La corrélation entre les pluies, les niveaux statiques et les débits de la nappe étudiée ne montre pas une influence significative de la baisse du régime des pluies sur les eaux souterraines. Quelle que soit la période de l'année, la nappe est en partie affleurante.

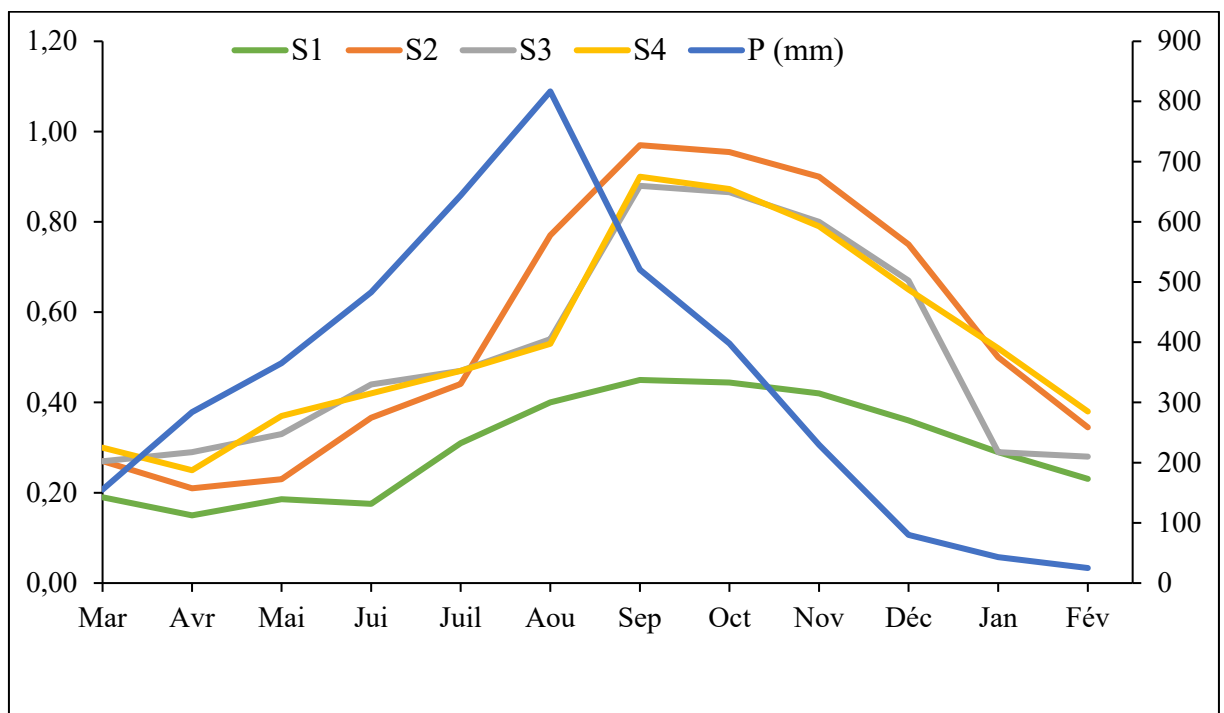


Figure 52 : Relation pluie mensuelle et débits mensuels des sources

IV.2. EVOLUTION DES PARAMETRES HYDROCHIMIQUES

Dans cette partie, il sera question de présenter les variations spatiales des paramètres physico-chimiques, puis de mener une étude sur l'origine de la minéralisation et les facteurs environnementaux contrôlant cette minéralisation.

IV.2.1. Analyse des variations spatiales des paramètres physico-chimiques

IV.2.1.1. Paramètres physiques

L'évolution des paramètres physiques dans les eaux de puits, sources et forages montrent que ces derniers sont plus importants dans les eaux de puits par rapport aux eaux de sources et de forages (Fig 53).

Le pH des eaux de puits de la zone d'étude est acide à légèrement basique. Cependant, les eaux de sources et forages sont acides. Le caractère acide de ces eaux reflète la nature des eaux souterraines du bassin sédimentaire de Douala. Il serait donc lié à la combinaison du CO₂ libre et les eaux de pluies acides qui forme l'acide carbonique, les dépôts atmosphériques liés à la proximité avec l'océan, l'altération des roches et la contamination de ces eaux par les eaux usées (industrielles et domestiques) provenant des ménages et des industries telles que : CCC, UBC, SOCATO pour ne citer que celles-là. Ce résultat concorde avec ceux des travaux réalisés par certains auteurs (Feumba, 2015 ; Tatou et al., 2017 ; Wirmvem et al., 2017 ; Emvoutou et al., 2018 ; Magha et al., 2021) dans la région du Littoral ; Wang et al. (2022) en Chine. Ce résultat est inférieur par rapport à celui obtenu par Mfonka et al. (2024) et Hamdard et al. (2024) respectivement dans les eaux souterraines de N'Djamena et du bassin de Kabul

La distribution spatiale du pH (Fig 54) montre que : pendant la saison des pluies, les eaux étudiées sont plus acides (Fig 54a). Le caractère acide est plus marqué dans les zones nord et est du site d'étude (Nkolminta). Pendant la saison sèche, les eaux sont acides à basiques (Fig 54b). Les eaux neutres à basique pourraient s'expliquer par l'absence des pluies acides qui assurent la recharge de la nappe.

Les variations saisonnières de la CE des eaux souterraines montrent que cette dernière est plus élevée en saison sèche par rapport à la saison des pluies ($111 \leq CE \leq 918$ et $401 \leq CE \leq 1742$ $\mu\text{s}/\text{cm}$ respectivement en saison des pluies et sèche). De ce fait, les eaux sont plus minéralisées en saison sèche qu'en saison des pluies. Ceci s'expliquerait par les effets de la dilution. En général, les eaux souterraines de la zone d'étude sont faiblement à moyennement minéralisées. Cette minéralisation faible à moyenne des eaux étudiées pourrait être due aux effets anthropiques liés à l'environnement plus ou moins proche de l'ouvrage (activités domestiques et industrielles). L'absence d'entretien de certains ouvrages peut aussi conduire à l'augmentation de la CE. Les valeurs de CE élevées font de cette zone vulnérable et peut aussi être due à la forte densité de population dans cette zone (Takem et al., 2015 ; Tatou et al., 2017 ; Ketchemen-Tandia et al., 2017 ; Emvoutou et al., 2018 ; Zaki et al., 2019 ; Mfonka et al., 2024).

La distribution spatiale de la CE (Fig 55) montre que pendant la saison de pluies, les eaux du secteur nord et est sont moins minéralisées par rapport aux autres secteurs. Pendant la saison sèche, tout le site d'étude est caractérisé par des valeurs de CE moyennes à fortes. Les quartiers les plus affectés avec les valeurs de CE plus élevées par rapport à la norme prescrite par l'OMS sont Nylon et Brazzaville.

IV.2.1.2. Cations et anions

L'évolution des cations et anions dans les eaux de puits, sources et forages montrent que ces derniers sont plus élevés dans les eaux de puits par rapport aux eaux de sources et de forages (Fig 56).

Les eaux souterraines du site d'étude sont faiblement à moyennement concentrées en cations et anions. La distribution des cations dans les eaux souterraines étudiées montre que ces derniers ont des concentrations plus élevées en saison sèche par rapport à la saison de pluie. Pour ce qui est des anions, les concentrations sont plus marquées en saison sèche par rapport à la saison de pluies à l'exception du SO_4^{2-} et NO_3^- dont les concentrations sont plus élevées en saison de pluie qu'en saison sèche. Les concentrations en NO_3^- dans les eaux de forage sont aussi plus élevées en saison de pluies. Ces résultats montrent que les eaux souterraines étudiées sont sensibles aux précipitations atmosphériques, aux activités humaines et à l'évaporation ce qui entraîne de fortes fluctuations de la concentration en cations et anions qui y sont intéressantes.

La somme des cations des eaux souterraines du bassin versant de Ngoua ($\text{TZ}^+ = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+$) varie respectivement entre 32,956 et 246,356 ($60,897 \pm 43,672$ méq/L) et 50,062-535,081 ($166,404 \pm 98,872$ méq/L) pendant la saison de pluies et la saison sèche. Les fortes concentrations sont observées pendant la saison sèche. Ces teneurs sont du même ordre de grandeur que les travaux effectués dans la ville de Douala (Ketchemen-Tandia et al., 2017 ; Tatou et al., 2017 ; Emvoutou, 2018 ; Magha et al., 2021a), inférieures au résultats des travaux effectués à N'Djamena (Mfonka et al., 2024). L'ordre d'abondance des cations dans les eaux souterraines de la zone d'étude est le suivant durant les deux saisons : $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$. On remarque ici que les cations tels le Ca^{2+} et Na^+ ont quelques points dont les concentrations sont proches de celles recommandées par l'OMS.

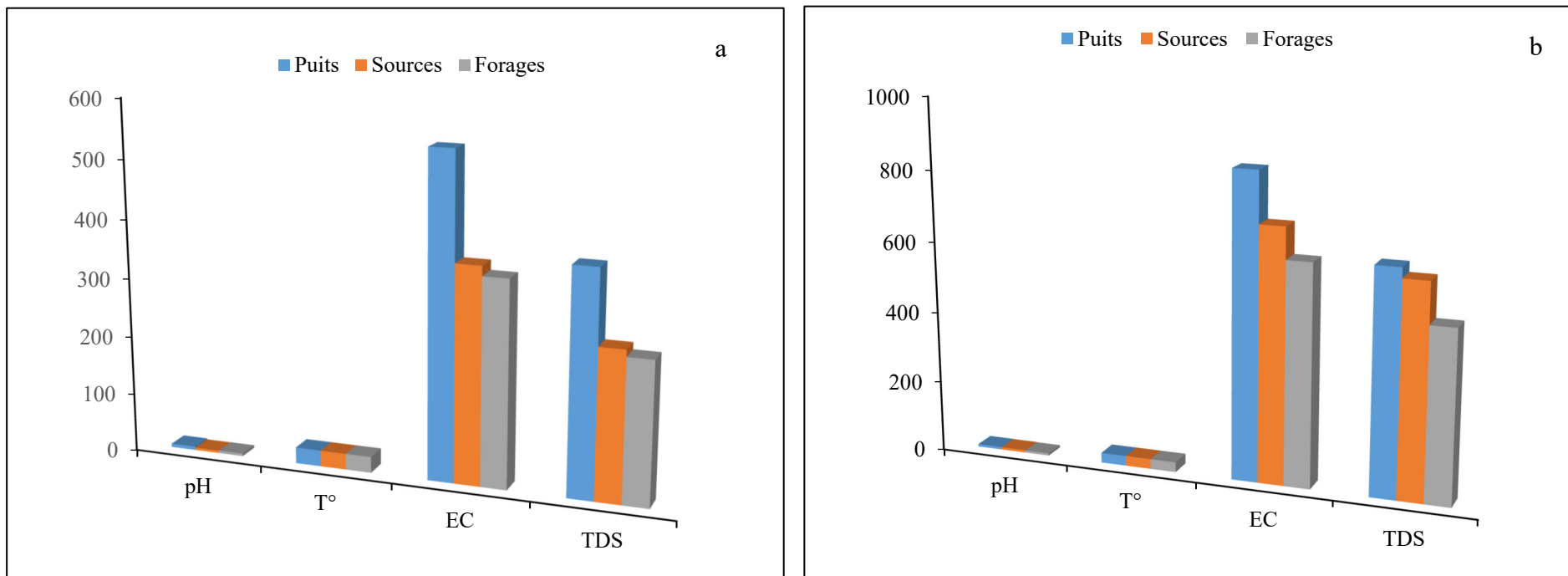


Figure 53 : Evolution des paramètres physiques dans les eaux de puits, sources et forages pendant la saison de pluies (a) et saison sèche (b)

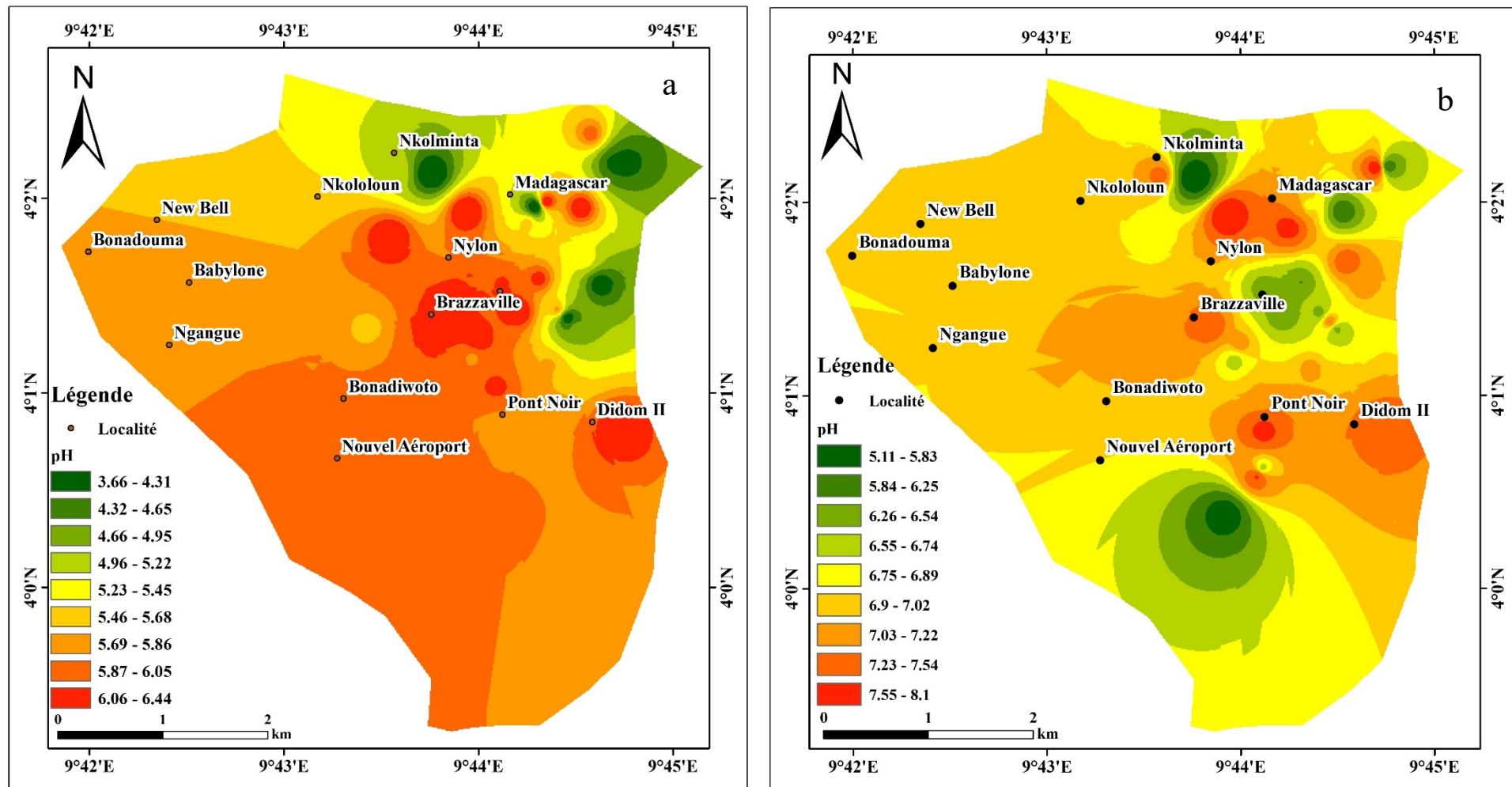


Figure 54: Distribution spatiales du pH a) saison de pluie b) saison sèche

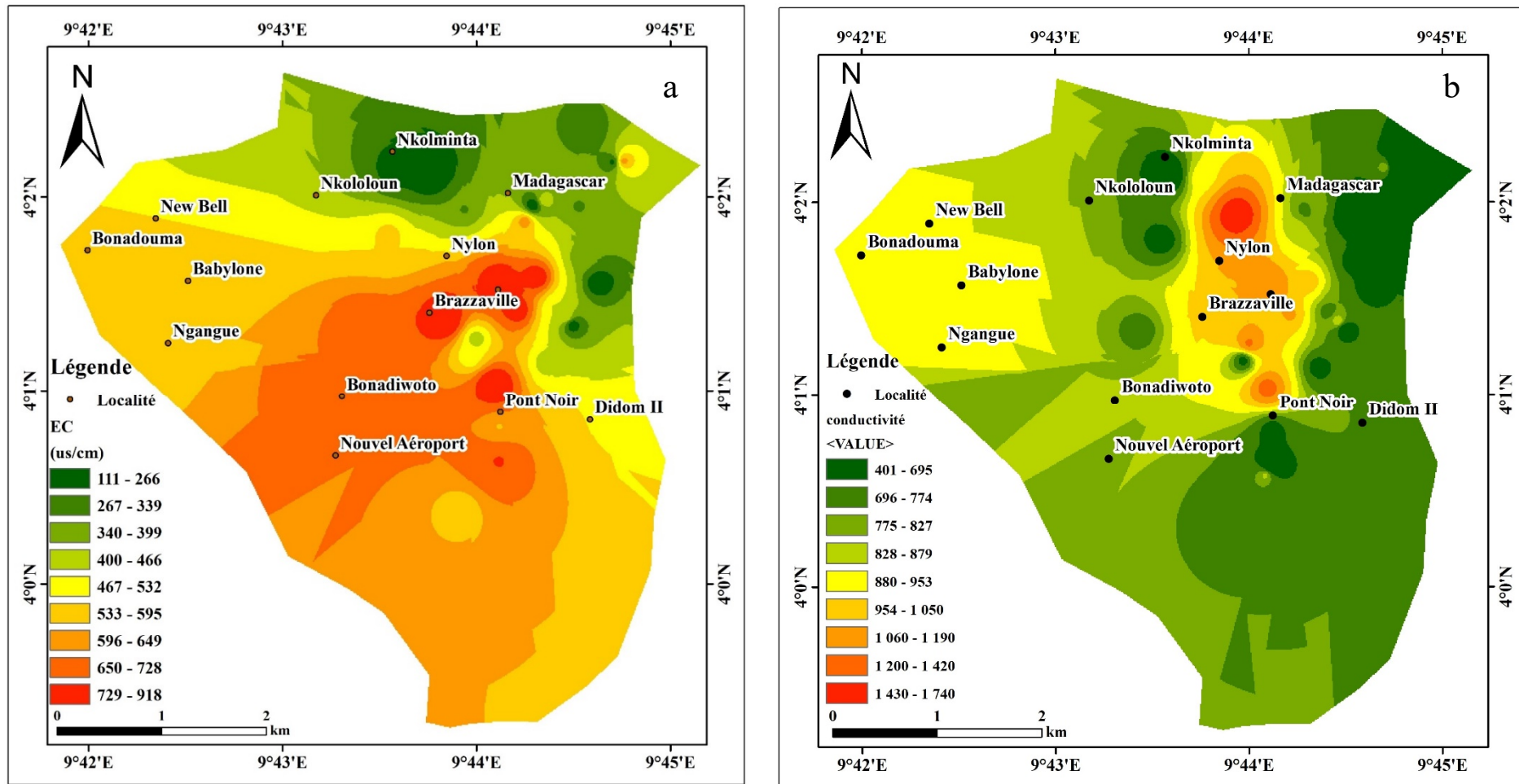


Figure 55 : Distribution spatiales de la conductivité électrique a) saison de pluie b) saison sèche

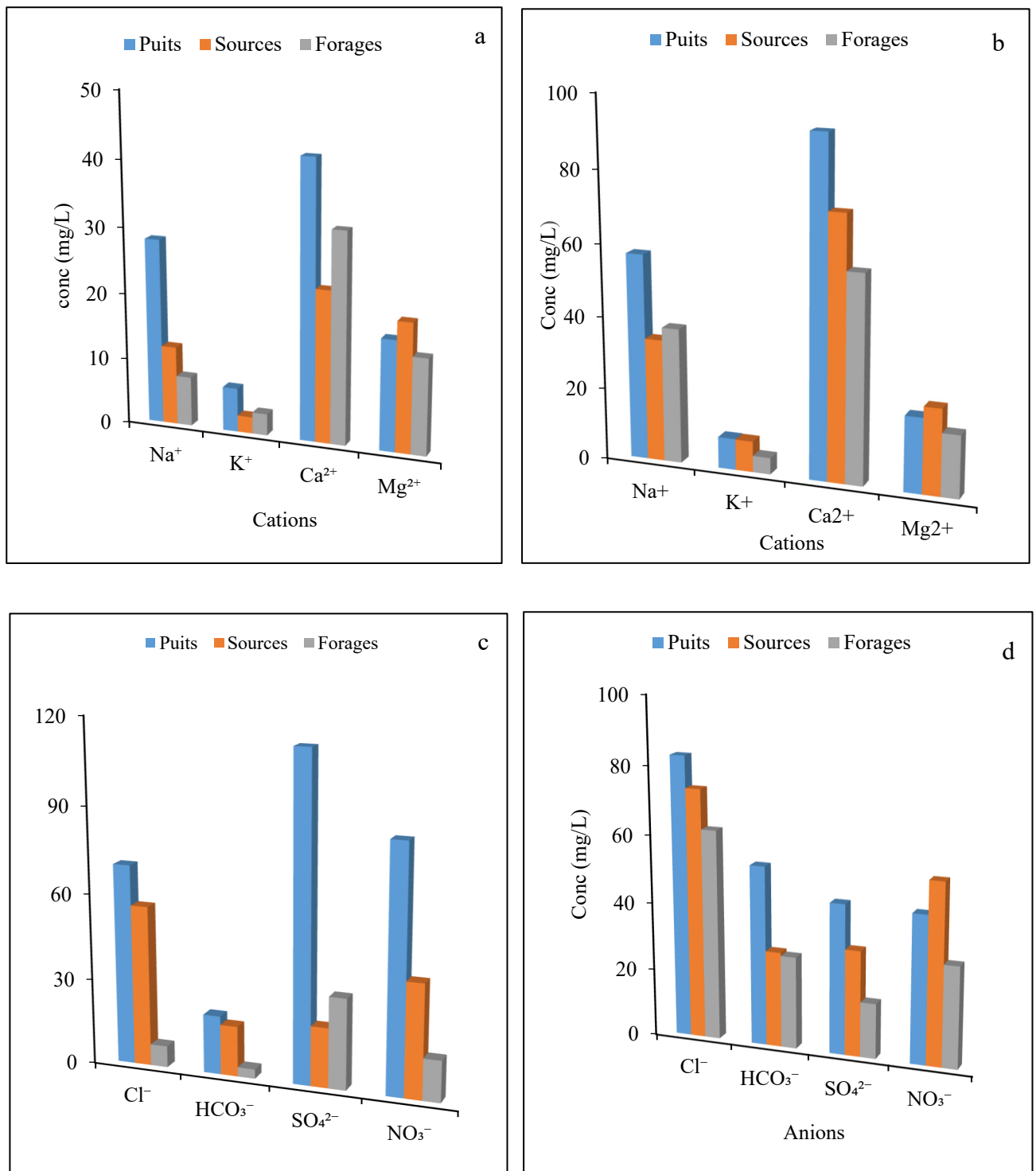
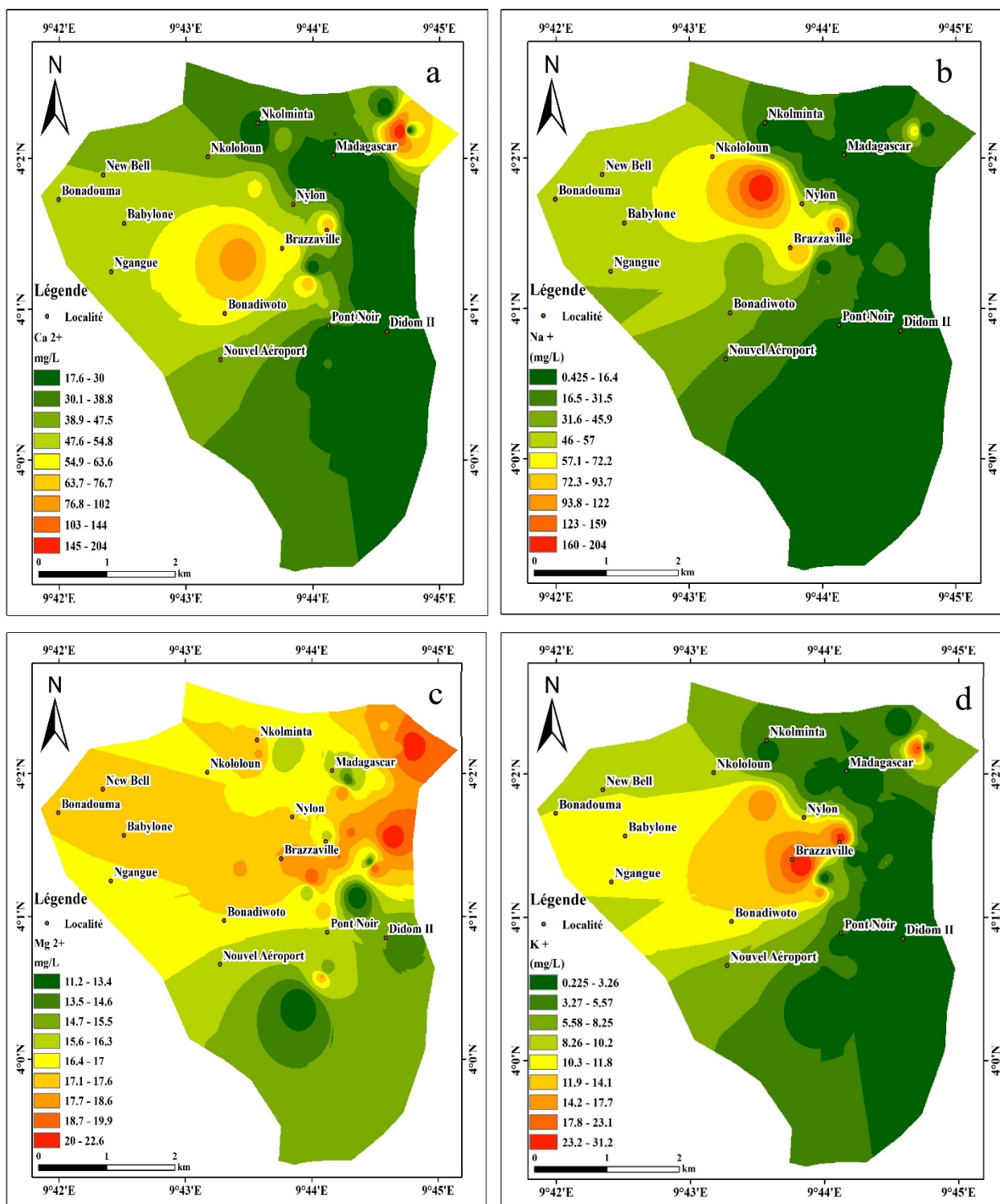


Figure 56 : Evolution des cations et anions dans les eaux de puits, sources et forages pendant la saison de pluies (a, c) et saison sèche (b, d)

Les figures 57 et 58 illustrent la distribution spatiale des cations respectivement pendant la saison pluvieuse et sèche. Pendant la saison pluvieuse, plus de 70% du site d'étude ont des concentrations en Na^+ inférieures à 57 mg/L. La partie centrale est plus concentrée avec des valeurs allant jusqu'à 204 mg/L (Nkololoun, Nylon et Brazzaville (Fig 57a)). En saison sèche par contre, les ions sodium sont plus concentrés dans la partie Nord (NE et NW) et centre de zone d'étude (Madagascar, Brazzaville et Bonadiwoto). Les valeurs les plus élevées vont jusqu'à 199 mg/L et plus de la moitié de la zone ont des valeurs inférieures à 60 mg/L (Fig 58a). Les ions calcium quant à eux montrent que pendant la saison pluvieuse, 70% du site ont des concentrations de Ca^{2+} inférieures à 55 mg/L. La partie centrale et une petite partie au NE du site d'étude (Bonadiwoto, Brazzaville et Madagascar) ont des valeurs élevées en Ca^{2+} (Fig 57b). La distribution spatiale des ions calcium en saison sèche est similaire à celle de la saison pluvieuse (Fig 58b). Pour ce qui est des ions magnésium, il en ressort que pendant la saison de pluies, 35% du site (Sud) ont des faibles concentrations Mg (valeurs inférieures à 17 mg/L. Le secteur Est du site d'étude présente des concentrations légèrement élevées en Mg^{2+} (valeurs supérieures à 17 mg/L) (Nylon, Brazzaville et Madagascar) (Fig 57c). Pendant la saison sèche la distribution spatiale du Mg^{2+} montre que plus de 80% de la zone montre des faibles concentrations en Mg^{2+} (concentrations inférieures à 22 mg/L). Une petite partie au centre et à l'Est de la zone présente des valeurs moyennement élevées en Mg^{2+} (concentrations supérieures 22 mg/L) (Fig 58c). En ce qui concerne les ions potassium, la distribution spatiale montre que pendant la saison pluvieuse, 80% de la zone présente de faibles concentrations en K^+ (valeurs inférieures 10,3mg/L). La partie centrale et une petite partie au NE de la zone présentent des concentrations moyennement élevées en K^+ (valeurs supérieures à 10,3 mg/L) (Fig 57d). La distribution des ions potassium pendant la saison sèche est similaire à celle de la saison pluvieuse (Fig 58d).

La distribution spatiale des cations tant en saison pluvieuse qu'en saison sèche est similaire. Les parties contenant les valeurs de cations élevées dans la zone s'expliqueraient du fait qu'outre les processus naturels à l'origine de la minéralisation des eaux de nappe, mais aussi la proximité du point d'eau avec une source externe de pollution (industrie, ménage, centre de santé et latrines), la densité de population à cet endroit et les ouvrages situés à côté du cours d'eau peuvent augmenter les concentrations des cations dans les eaux.



Figures 57 : Distribution spatiale des cations pendant la saison pluvieuse : a) Na⁺ ; b) Ca²⁺ ; c) Mg²⁺ ; d) K⁺

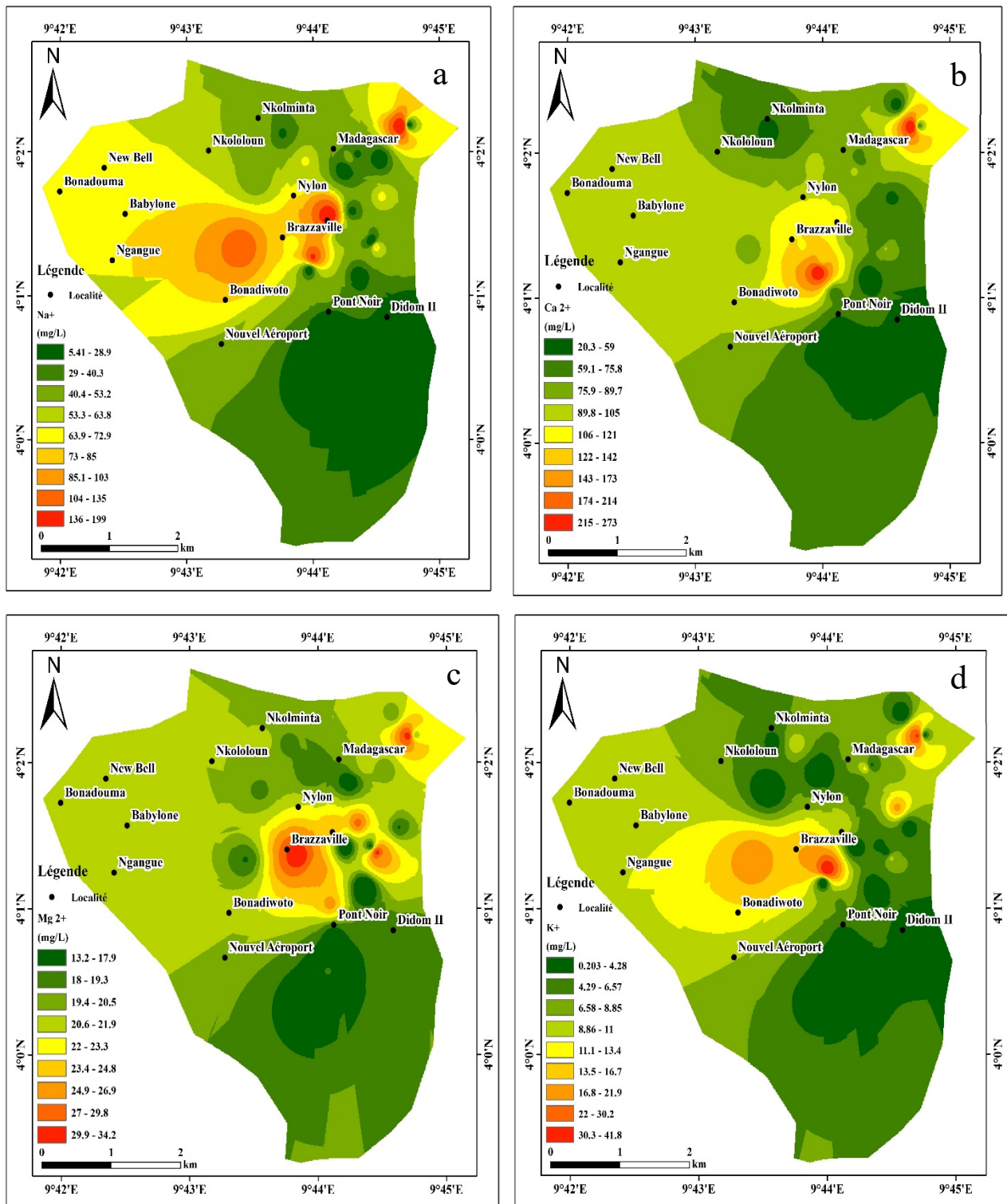


Figure 58 : Distribution spatiale des cations pendant la saison sèche : a) Na^+ ; b) Ca^{2+} ; c) Mg^{2+} ; d) K^+

Pour ce qui est des anions, la somme des anions (TZ^-) varie respectivement entre 85,008 et 1276,821 ($242,406 \pm 265,821$ méq/L) et 103,691 et 1102,683 ($258,422 \pm 204,498$ méq/L) pendant la saison des pluies et la saison sèche. Les fortes concentrations sont observées pendant la saison sèche. L'ordre d'abondance des anions est le suivant $SO_4^{2-} > NO_3^- > Cl^- > HCO_3^-$ et $Cl^- > HCO_3^- > SO_4^{2-} > NO_3^-$ respectivement pendant la saison de pluies et sèche. Les concentrations en TZ^- sont similaires aux travaux effectués par Ketchemen-Tandia et al. (2017) ; Tatou et al. (2017) ; Emvoutou et al. (2018) ; Magha et al. (2021). Il est à noter que ces concentrations sont légèrement inférieures aux valeurs guides proposées par L'OMS (2011) pour les eaux destinées à la consommation.

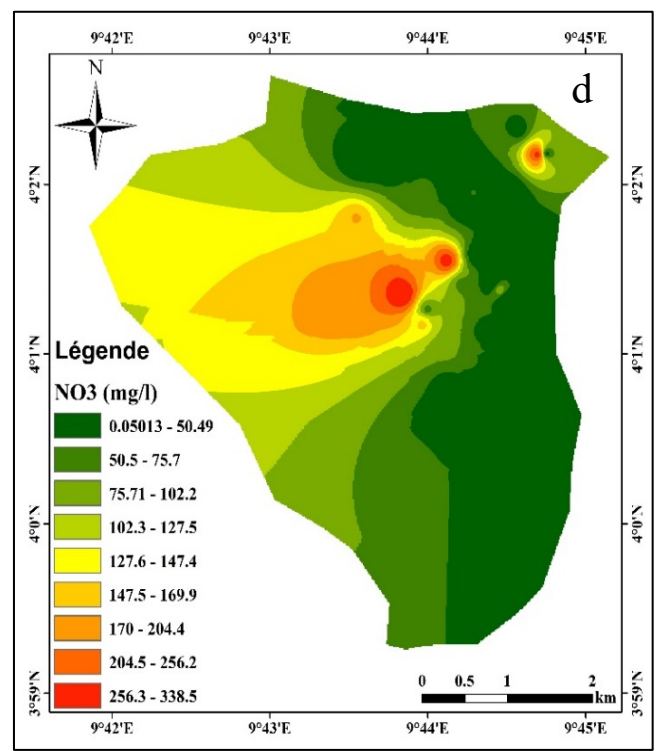
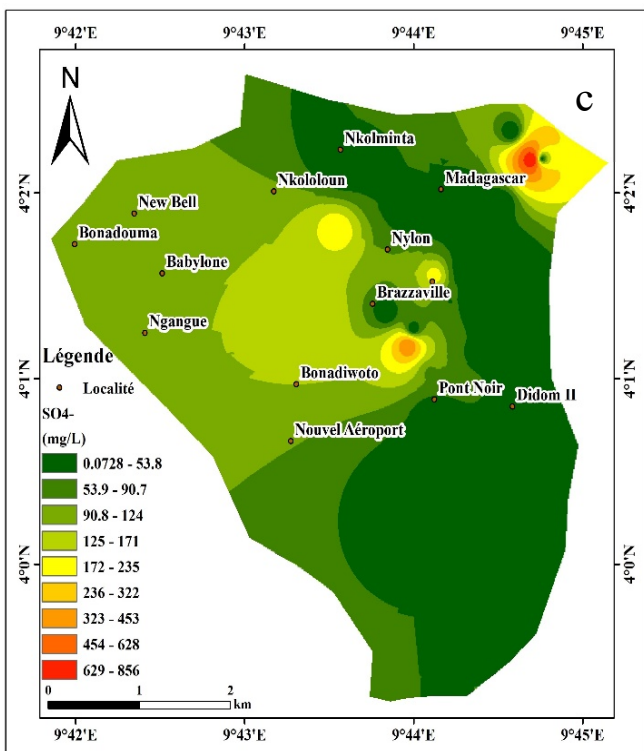
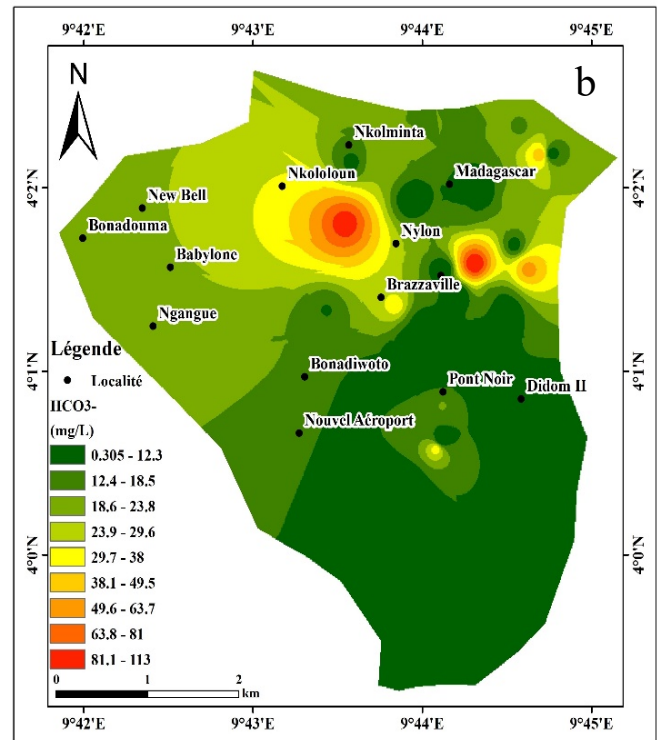
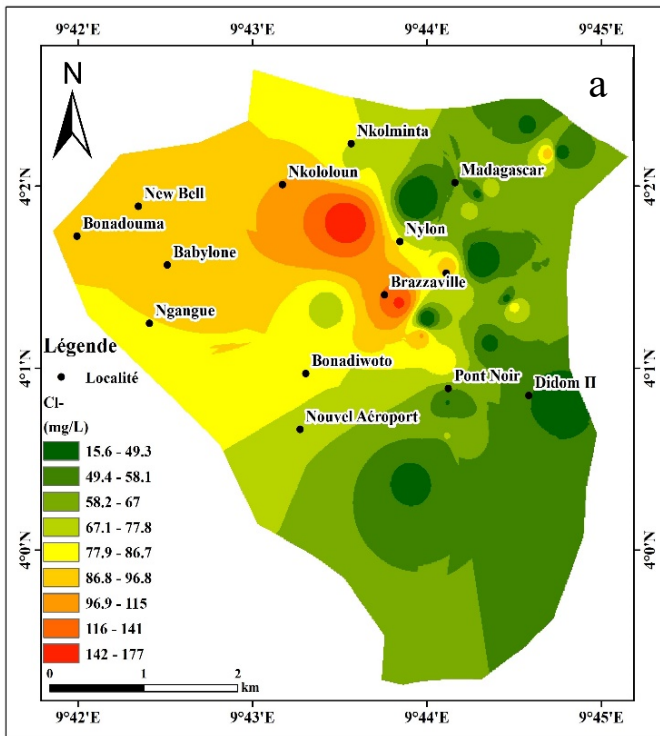
Les figures 59 et 60 montrent la distribution spatiale des anions dans les eaux souterraines étudiées respectivement pendant la saison pluvieuse et sèche.

Pendant la saison pluvieuse, plus de 70% de la zone présentent de faibles concentrations en ion Cl^- avec des valeurs inférieures à 78 mg/L. La partie NW est plus minéralisée en Cl^- avec des valeurs qui atteignent 177 mg/L (Fig 59a). Par contre en saison sèche, plus de 80% de la zone sont moins minéralisées en Cl^- avec des valeurs inférieures à 102 mg/L. Une partie du secteur central et NW présentent des valeurs élevées allant jusqu'à 203 mg/L (Fig 60a).

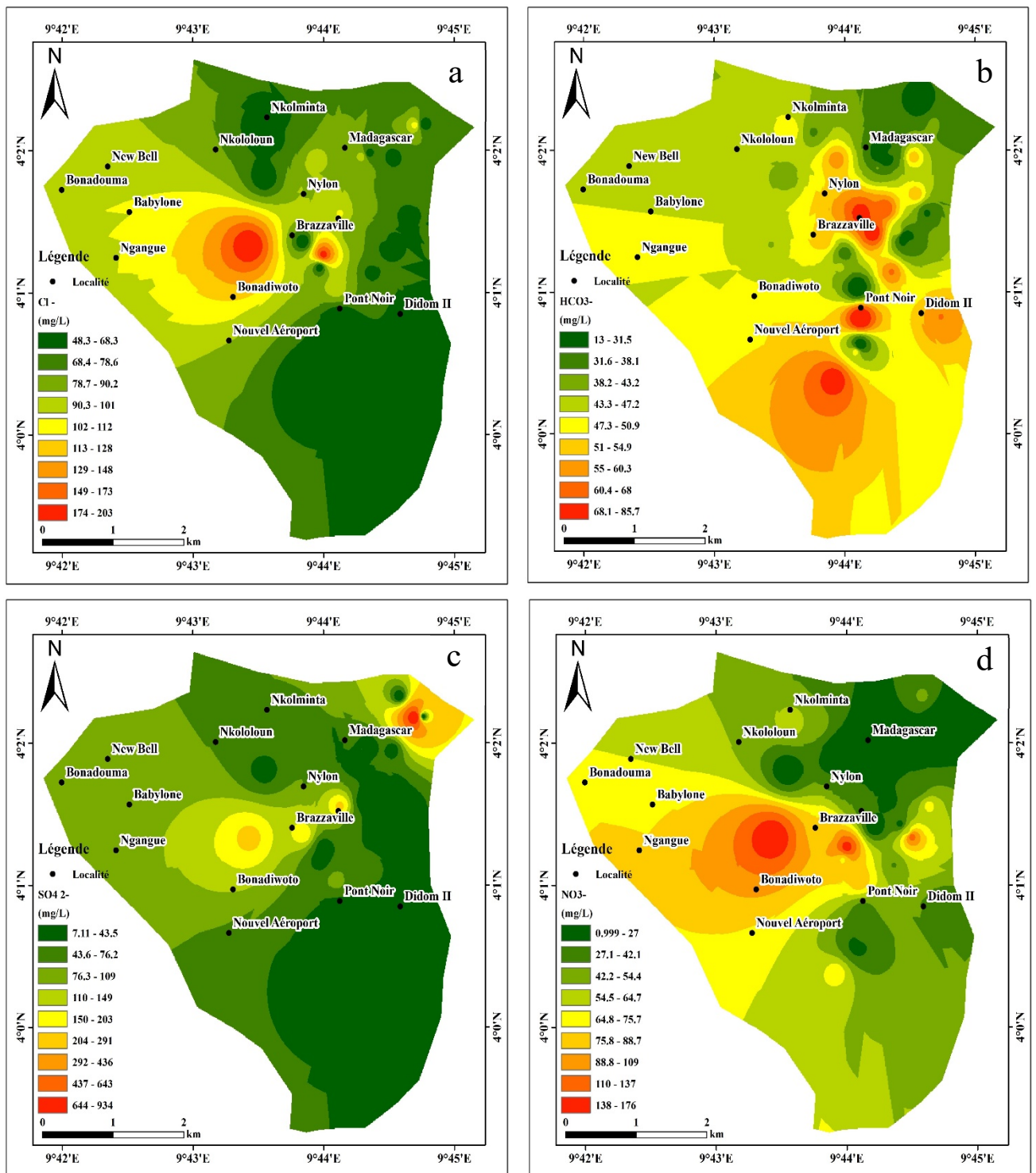
La distribution spatiale des ions bicarbonate pendant la saison de pluies montre que, plus de 80% de la zone présente de faibles concentrations en HCO_3^- avec des valeurs inférieures 85 mg/L. Les zones présentant de fortes concentrations sont localisées au centre et une petite partie au NE avec des valeurs qui atteignent 113 mg/L (Fig 59b). En saison sèche, 70% de la zone (centre et sud) montre des faibles concentrations en HCO_3^- avec des valeurs inférieures à 35,7 mg/L. La partie nord de la zone montre des concentrations moyennement élevées avec des valeurs de HCO_3^- supérieures à 48 mg/L (Fig 60b).

La distribution spatiale des ions SO_4^{2-} pendant la saison pluvieuse indique que presque toute la zone présente des valeurs inférieures à 250 mg/L. Les valeurs supérieures à 250 mg/L sont localisées au NE et centre de la zone (Fig 59c). Pendant la saison sèche, la distribution spatiale des ions sulfate est similaire à celle de la saison pluvieuse (Fig 60c).

La distribution spatiale des anions tant en saison pluvieuse qu'en saison sèche est similaire. Les parties présentant de fortes concentrations en anions dans la zone sont dûes aux processus naturels à l'origine de la minéralisation des eaux, la proximité de l'ouvrage avec une source de pollution (industrie, ménage, centre de santé et latrines), la densité de population à cet endroit et les ouvrages situés à côté du cours d'eau.



Figures 59 : Distribution spatiale des anions pendant la saison pluvieuse : a) Cl⁻ ; b) HCO₃⁻ ; c) SO₄²⁻ ; d) NO₃⁻



Figures 60 : Distribution spatiale des anions pendant la saison sèche : a) Cl^- ; b) HCO_3^- ; c) SO_4^{2-} ; d) NO_3^-

L'analyse des diagrammes de Piper (cf Fig 42) des eaux souterraines du bassin versant de Ngoua révèlent trois faciès dominants : $\text{SO}_4\text{-Cl-Ca-Mg}$, $\text{SO}_4\text{-Cl-Na}$ et $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$. Plusieurs facteurs sont à l'origine de la formation des faciès de type $\text{SO}_4\text{-Cl-Ca-Mg}$, $\text{SO}_4\text{-Cl-Na}$. Quand l'évaporation est beaucoup plus importante que les précipitations, l'évaporation augmente les concentrations en Na^+ et Cl^- . De plus, la dissolution de la calcite et du gypse contribue à l'augmentation des concentrations en Ca^{2+} et SO_4^{2-} . Ces processus conduisent à la formation des faciès de type $\text{SO}_4\text{-Cl-Ca-Mg}$, $\text{SO}_4\text{-Cl-Na}$ et $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$ (Gao et al., 2021 ; Wang et al., 2022). En outre, la recharge de la nappe est principalement assurée par les eaux de pluies. L'infiltration des eaux acides accélère la dissolution des minéraux carbonatés qui sont à l'origine de l'enrichissement des eaux souterraines en Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- d'où la formation du faciès de type $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$ CO_2 (Emvoutou et al., 2018 ; Sivakarun et al., 2020 ; Wang et al., 2022 ; Biswa et al., 2023).

Les métaux lourds rencontrés dans l'environnement proviennent naturellement des processus géologiques et des cycles biologiques. Dans les normes, ces éléments sont présents à de faibles teneurs (à l'état de traces, moins de 0,1%) dans les sols, les sédiments, les eaux et les organismes vivants (Callender, 2003 ; Li et al., 2009). Ainsi, quand ils sont au-dessus de la norme prescrite par l'OMS ils deviennent toxiques pour la consommation humaine.

Dans le cadre de cette étude, quatre métaux lourds ont été sélectionnés. Les résultats présentés au chapitre précédent, montrent que l'ordre d'abondance de ces éléments est le suivant : $\text{Fe} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cu}$. Le contaminant le plus abondant ici est le Pb (valeurs supérieures à la valeur guide de l'OMS, 2011 destinée à la consommation). Les valeurs des ETMs de cette étude sont dans le même ordre que celles obtenues par Kengni et al. (2012), Ngo Boum Nkot et al. (2023) dans la même zone, Ebonji (2018) dans la Sanaga Maritime, Nkoué Ndong et al. (2021a) au Sud-Ouest (Mont Cameroun). Les résultats des ETMs de cette étude sont largement inférieurs aux travaux réalisés par Yari et al. (2016) à la plaine de Qaleeh Shahin en Iran ; Okanlawon et Waziri (2017) au Nigeria ; Rezaei et al. (2019) dans le Bassin de Bazman en Iran ; Rajkumar et al. (2020) dans les eaux souterraines de l'Inde.

La figure 61 montre la distribution spatiale des ETMs dans la zone d'étude. Il en ressort que les concentrations en Zn sont élevées au secteur Nord de la zone (Fig 61a). Ceci pourrait être dû aux eaux usées urbaines dans ce secteur. La carte de répartition spatiale du Fe (Fig 61b) présente des valeurs un peu plus élevées au centre de la zone. Pour ce qui est de la distribution spatiale du Pb (Fig 61c) toute la zone est presque polluée. Le plomb dans les souterraines de la zone d'étude proviendrait des rejets des déchets urbains. La figure 61d montre la variation

spatiale du cuivre dans les eaux souterraines de la zone d'étude. On remarque que les valeurs élevées sont plus concentrées au Nord de la zone.

IV.2.2. Processus hydrogéochimiques

L'altération, les processus d'échange ioniques, les apports atmosphériques et les activités anthropiques sont les principaux mécanismes contrôlant la concentration des constituants chimiques dans les eaux souterraines (Satya et al., 2016 ; Tziritis et al., 2017 ; Emvountou et al., 2018 ; Gao et al., 2021 ; Wang et al., 2022 ; Biswa et al., 2023 ; Mfonka et al., 2024).

IV.2.2.1. Diagramme de Gibbs

Ce diagramme est utilisé pour évaluer les sources des ions dans les eaux souterraines et les processus contrôlant leur variation chimique. Il est représenté par les rapports $\text{Na}^+/\text{Na}^++\text{Ca}^{2+}$ vs TDS et $\text{Cl}^-/\text{Cl}^-+\text{HCO}_3^-$ vs TDS (Fig 62). Dans le présent travail, la majorité des échantillons représentés dans le diagramme de Gibbs sont situés dans les domaines de l'interaction roche-eau pendant la saison pluvieuse (Fig 62a et b). Pendant la saison sèche les échantillons sont situés dans les domaines de l'interaction roche-eau et des eaux fraîches (Fig 62c et d). L'analyse de ce diagramme montre que la TDS augmente avec le rapport $\text{Na}^+/\text{Na}^++\text{Ca}^{2+}$, ce qui suggère que les processus d'échange ioniques affectent aussi la chimie des eaux souterraines de la zone d'étude. De manière générale, l'altération des roches sédimentaire et les processus d'échanges ioniques sont les processus hydrochimiques dominants contrôlant les sources de minéralisations des eaux souterraines de la zone d'étude (Li et al., 2016 ; Emvountou et al., 2018 ; Akoachere et al., 2019 ; Wang et al., 2022 ; Ye et al., 2022 ; Sunkari et al., 2023 ; Mfonka et al., 2024). Il est à noter que le diagramme de Gibbs prend en compte les facteurs naturels qui influencent l'hydrochimie des eaux souterraines. Il ne peut pas identifier les impacts des apports anthropiques sur la qualité des eaux.

IV.2.2.2. Rapports ioniques

Le calcul de certains rapports permet aussi de déterminer l'origine des ions et les processus géochimiques qui les contrôlent (Fig 63)

Le rapport Na^+/Cl^- varie respectivement entre 0,01 et 1,18 et 0,01-0,96 pendant la saison des pluies et la saison sèche. Ces rapports faibles à modérés indiquent qu'une partie des ions Na^+ et Cl^- proviendrait de la dissolution de l'halite ($\text{Na}^+/\text{Cl}^- = 1$) (équation 1). Les valeurs du rapport Na^+/Cl^- supérieures à 1 sont probablement liées en l'interaction eau-roche et l'intrusion saline liée à l'approximité avec la mer. En effet, l'altération des feldspaths suite à la réaction de l'équation 2 produit la kaolinite provenant de l'altération des roches silicatés. Les faibles

valeurs de ce rapport indiquent que le processus d'échange cationique entre Na^+ et K^+ des eaux souterraines d'une part et d'autres part Ca^{2+} et Mg^{2+} à la surface du sol surface du sol (Tziritis et al., 2017 ; Gao et al., 2021).

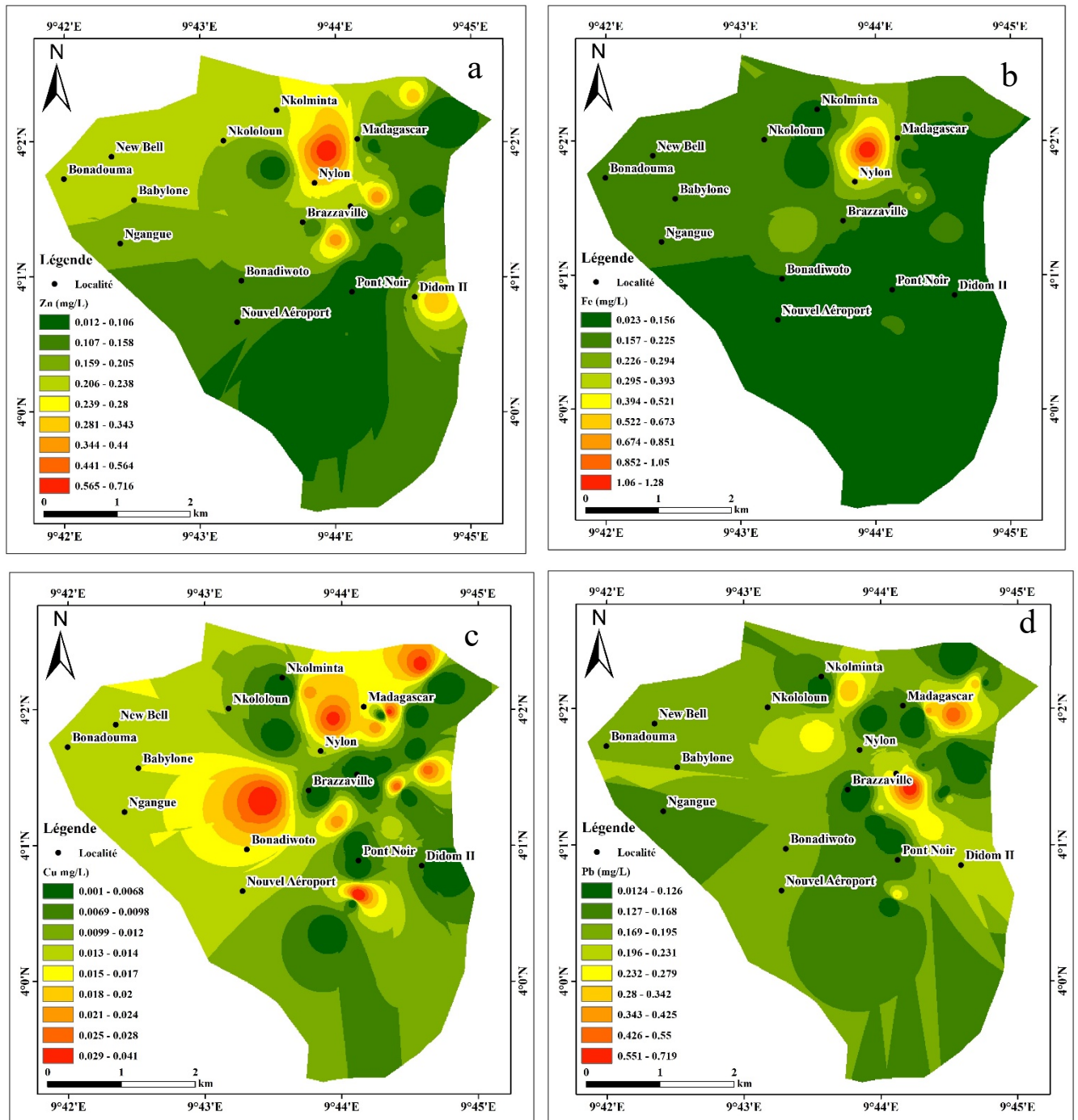


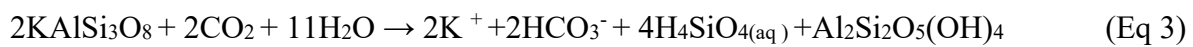
Figure 61 : Variations spatiales des ETM : a) Zn ; b) Fe ; c) Pb et d) Cu

Les diagrammes Na^+ vs Cl^- (Fig 63a et b) montrent respectivement une forte corrélation positive pendant la saison de pluie ($R^2 = 0,7$) et faible pendant la saison sèche. Dans ces diagrammes, tous les échantillons plotés sont situés au-dessus de la ligne 1:1 indiquant que

l'altération des minéraux silicatés est le processus dominant à l'origine de l'excès de Na^+ dans les eaux souterraines de la zone d'étude (Emvoutou et al., 2018 ; Sunkari et al., 2019 ; Yu et al 2022).



Les sels tels que le sulfate de sodium ou le chlorure de potassium pourraient être l'une des sources des ions Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} et Cl^- présents dans les eaux souterraines de la nappe étudiée. En outre, les ions potassium proviendraient aussi de l'altération des minéraux silicates tels les feldspaths potassique (équation 3).



Les rapports Ca/Mg (0,09-11,48 et 1,54-10,59), Ca/ HCO_3^- (0,18-72,96 et 0,54-6,61), Ca/Ca+Mg (0,48-0,91 et 0,61-0,91), Ca+Mg/Na+K (0,33-18,72 et 0,87-61), Mg/Ca (0,08-1,09 et 0,09-0,64), Mg/Ca+Mg (0,08-0,52 et 0,09-0,39), Ca/ SO_4^{2-} (0-7,02 et 0,58-11,32), Ca/Ca+ SO_4^{2-} (0,2-1,2 et 0,37-1), Ca+Mg/ SO_4^{2-} (0-12,00 et 0,77-12,38) respectivement pendant la saison des pluies et la saison sèche. Ces valeurs faibles à élevées montrent que les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- et SO_4^{2-} proviendraient principalement de la dissolution des minéraux carbonatés, des silicates de magnésium ou calcium, de la calcite, du gypse et des feldspaths (Rezaei et Hassani 2018 ; Samtio et al., 2023). La dissolution du gypse entraîne la libération des ions Ca^{2+} et SO_4^{2-} dans la nappe (équation 4). Les diagrammes Ca^{2+} vs SO_4^{2-} présentent une forte corrélation ($R^2 = 0,8$) positive pendant la saison des pluies et faible pendant la saison sèche indiquant qu'une partie de ces ions proviendrait de la dissolution du gypse. Cependant, une grande partie des échantillons plotés se trouve du côté droit de la ligne 1:1 suggérant que la dissolution du gypse ne serait pas le processus dominant à l'origine des ions SO_4^{2-} (Lie et al., 2016; Emvoutou et al., 2018; Tziritis et al., 2017; Samtio et al., 2023; Gao et al., 2021; Wang et al., 2022) (Fig 63c et d).



Les fortes concentrations en ion Ca^{2+} pourraient aussi provenir de la dissolution de la calcite. En effet, la dissolution de la calcite joue un rôle critique dans l'enrichissement des eaux souterraines en ions Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- (Sivakarun et al., 2020 ; Yu et al., 2022).

En milieu acide, (pH acide) comme dans la zone étudiée, la dissolution de la calcite libère les ions Ca^{2+} et HCO_3^- dans les eaux souterraines (équation 5).

Pendant la saison des pluies, l'effet de la dissolution de ces minéraux dans les eaux souterraines de cette étude est observé sur les figures 63e et 63f (Ca^{2+} vs HCO_3^-). Ici, certains échantillons se situent le long et en dessous de la ligne 1:1 indiquant que la dissolution des minéraux carbonatés n'est pas le processus dominant à l'origine des ions Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- dans les eaux souterraines (Tziritis et al., 2017; Gao et al., 2021 Wang et al., 2022). Les autres échantillons sont situés plus loin des lignes 1:1 ce qui implique qu'il existe d'autres sources qui influencent la concentration de ces ions dans les eaux souterraines. Par contre, pendant la saison sèche, l'influence de la dissolution de ces minéraux est observée sur les figures 63g et 63h. Ici, certains échantillons sont près et au-dessus des lignes 1:1, ce qui suggère que la dissolution des minéraux carbonatés n'est pas le processus dominant source de ces ions. D'autres par contre s'éloignent des lignes 1:1 indiquant que ces ions auraient une autre source.



Le diagramme $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ vs $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ est un indicateur quantitative de la genèse de la concentration ionique dans les eaux souterraines (Satya et al., 2016 ; Fantong et al., 2016 ; Wirmvem et al., 2017 ; Sunkari et al., 2019 ; Yu et al., 2022). Dans le cadre de cette étude, pendant la saison des pluies, la majorité des échantillons sont situés près de la ligne 1:1 indiquant la prévalence de la dissolution minérale comme celle de la calcite et du gypse. D'autres par contre sont en dessous ou du côté droit de la ligne 1:1 en raison d'un excès de ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) ce qui montre la dominance de l'échange ionique comme un autre processus responsable de ces ions dans les eaux souterraines (Fig 63g et h). Pendant la saison sèche, les échantillons sont près et au-dessus de la ligne 1:1, indiquant que la dissolution des minéraux carbonatés n'est pas le processus dominant à l'origine de la présence de ces ions dans les eaux souterraines de la zone d'études. De manière générale, dans cette étude, la plupart des échantillons sont soit près soit en-dessous ou au-dessus soit éloignés de la ligne 1:1 reconfirmant que la zone d'étude est dominée par les processus d'altération des minéraux silicates et d'échange ionique (Satya et al., 2016).

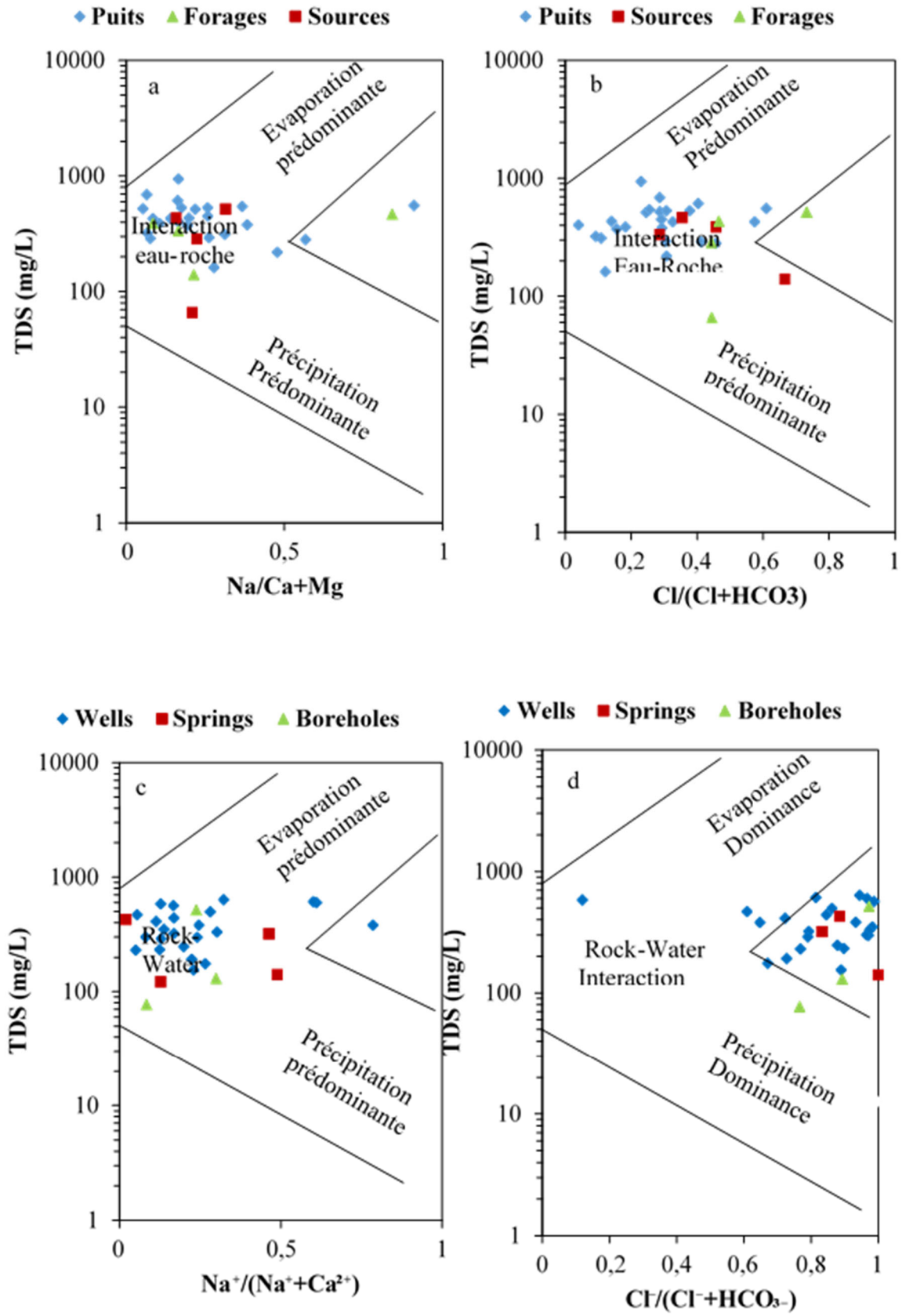


Figure 62 : Diagramme de Gibbs a et b) saison pluvieuse ; c et d) saison sèche (Gibbs, 1970)

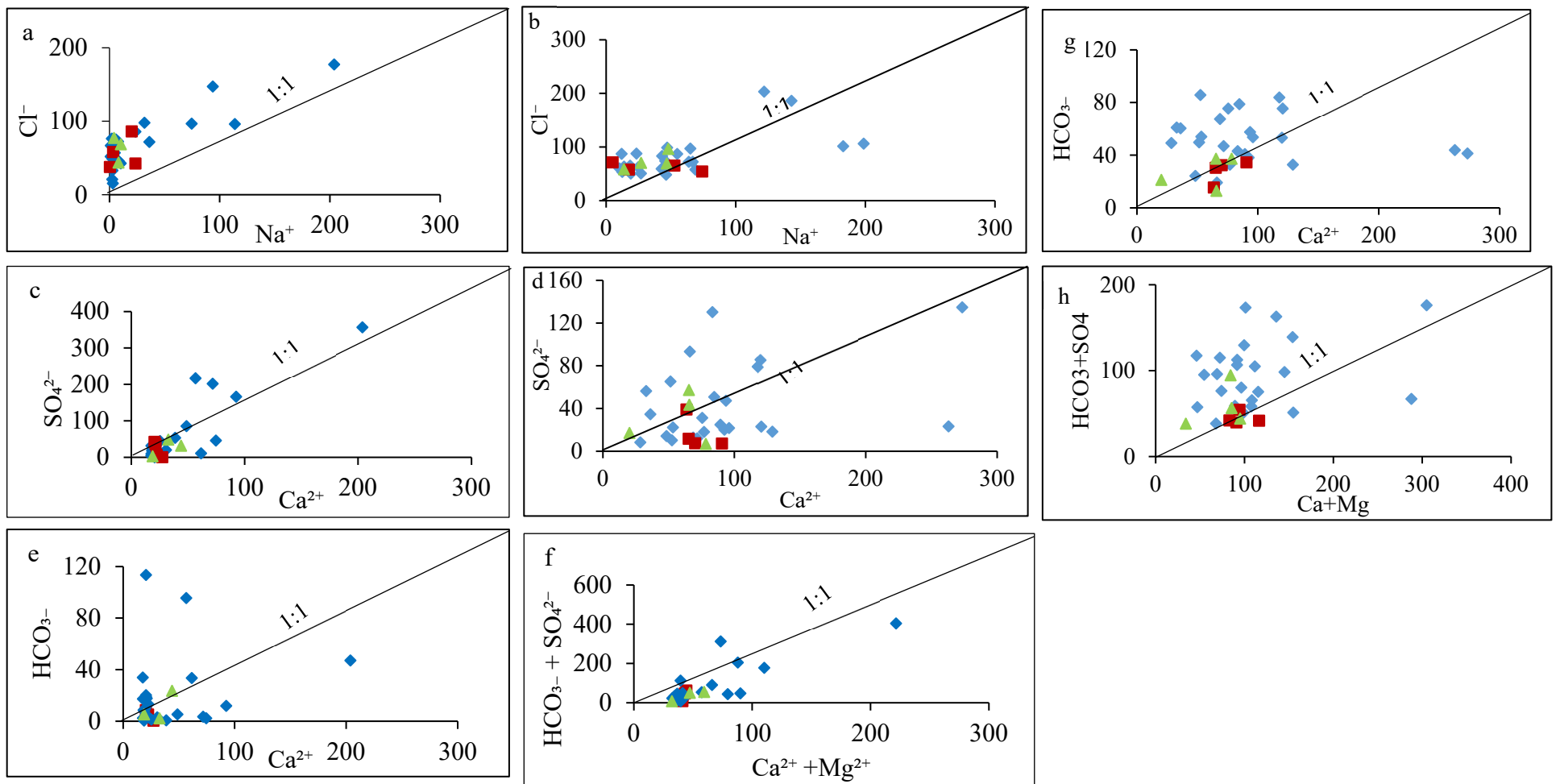


Figure 63 : Diagramme de carters : a-b) Na^+ vs Cl^- ; c-d) Ca^{2+} vs SO_4^{2-} ; e-f) Ca^{2+} vs HCO_3^- et g-h) $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ vs $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$

IV.2.2.3. Analyse en composante principale (ACP)

L'ACP est l'une des extensions de l'Analyse Statistique multivariée (ASM). Elle est utilisée dans cette étude pour montrer la source de la minéralisation des eaux étudiées. La [figure 64](#) présente la distribution spatiale des variables tant en saison pluvieuse qu'en saison sèche.

Pendant la saison des pluies ([Fig 64a](#)), la répartition spatiale des variables sur le plan factoriel F1-F2 montre que le facteur F1 avec 36,22% présente deux groupes. Le groupe 1 rassemble les paramètres tels que SO_4 , NO_3 , HCO_3 , Cl, Ca, Na et K dans le pôle positif. Quant au groupe 2 il regroupe les paramètres physiques tels (pH, TDS et EC) et le fluor (F) dans le pôle négatif. Ce rassemblement caractérise la minéralisation d'origine naturelle et anthropique. En effet, la minéralisation d'origine naturelle provient de la dissolution des minéraux silicatés et carbonatés ainsi que des échanges ioniques (Ca, SO_4 , Cl, K, Na). La minéralisation d'origine anthropique est caractérisée par les ions nitrate (NO_3^-) qui proviendraient des rejets urbains, domestiques et latrines. Le facteur F2 avec 17,54% regroupe les paramètres tels que Mg, NH_4 et PO_4 .

Pendant la saison sèche ([Fig 64b](#)), la distribution spatiale des variables sur le plan factoriel F1-F2 indique que le facteur F1 avec 28,72% présente deux groupes. Le groupe 1 regroupe les paramètres tels que : pH, Ca, SO_4 , Mg, K et Na dans le pôle positif. Le groupe 2 est constitué des paramètres tels que : NO_3 , Cl, NH_4 , EC et TDS dans le pôle négatif. Ce regroupement des paramètres tant dans le pôle positif que négatif proviendrait des processus de minéralisation naturels et anthropiques. En fait, la minéralisation d'origine naturelle proviendrait l'altération des minéraux silicatés, la dissolution des minéraux carbonatés et les processus d'échanges cationiques (pH, Ca, SO_4 , Mg, K et Na NO_3 , Cl, NH_4 , EC et TDS). Les activités anthropiques telles que les activités industrielles et domestiques dominant dans la zone d'étude et sont à l'origine de NO_3 , Cl, NH_4 , EC et TDS.

IV.2.2.4. Origine des éléments en traces métalliques

La nature acide des eaux souterraines est due à la lixiviation des roches altérées par les eaux de pluies acides. De ce fait, les fortes concentrations en métaux lourds dans la zone peuvent être attribuées aux sources géogéniques du complexe du sous-sol ainsi qu'aux intenses activités industrielles.

IV.2.3. Activités anthropiques

Les impacts des activités humaines sur la qualité des eaux souterraines sont devenus de plus en plus évidents avec le développement continu de la société humaine et l'accélération de l'urbanisation (Gao et al., 2021 ; Gueddari et al., 2023 ; Mahir et al., 2023). Ainsi, de nombreuses études effectuées dans le monde ont révélé que les variations de la TDS, des ions majeurs, de nitrate dans les eaux souterraines peuvent être liées aux activités anthropiques telles que: l'irrigation, l'application des engrais, l'élimination des déchets, les effluents d'eaux usées et le captage des eaux souterraines (Lie et al., 2016 ; Ketchemen-Tandia et al., 2017 ; Emvoutou et al., 2018 ; Chetan et Suthar, 2017 ; Nlend et al., 2021 ; Ntube et al., 2022; Wang et al., 2022). Particulièrement, la pollution en nitrates dans les eaux souterraines est devenue un problème global. La source principale du nitrate dans les eaux souterraines inclue les effluents industriels et municipaux et la production agricole.

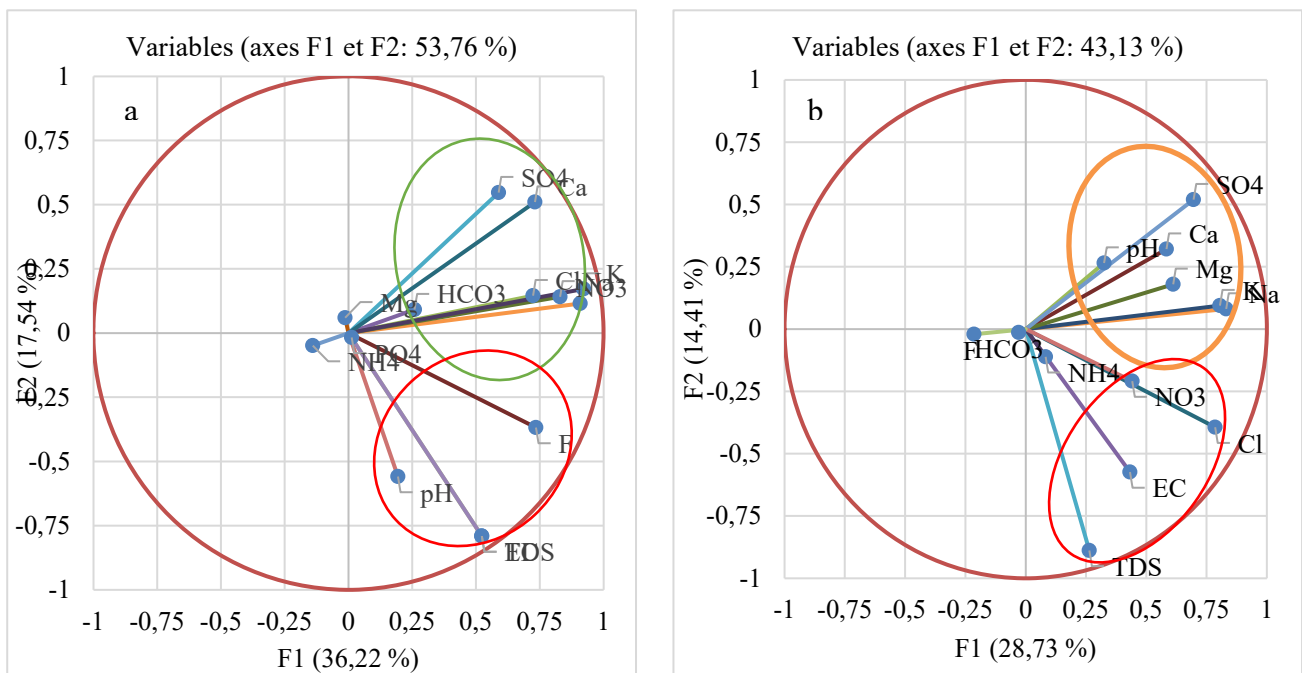


Figure 64 : analyse en composante principale a) saison de pluie b) saison sèche

Le nitrate peut dans une certaine mesure, servir d'indicateur de l'impact global des activités humaines sur la qualité des eaux souterraines. Dans cette étude, le nitrate est considéré comme l'indicateur de l'impact global des activités humaines sur la qualité des eaux souterraines, ses concentrations varient respectivement entre 0 et 338,81mg/L ($185,61 \pm 101,54$ mg/L) et 0,32 et 175,72 mg/L ($43,62 \pm 45,14$ mg/L). Les valeurs élevées en nitrates par rapport à la norme prescrite par l'OMS dans les eaux souterraines du bassin de Ngoua classe ces eaux de mauvaise qualité. Cette mauvaise qualité de l'eau pourrait être due au rejet des eaux usées domestiques et industrielles. Dans cette étude, les nitrates sont plus abondants dans les eaux de puits par rapport aux eaux de source et de forages. Ces nitrates proviendraient principalement des eaux vannes et des eaux usées urbaines. Il est à noter que les valeurs des nitrates sont plus élevées en saison de pluies par rapport à la saison sèche. Ces valeurs élevées en nitrate pendant la saison des pluies par rapport à la saison sèche pourraient s'expliquer par le fait que les précipitations constituent la principale source de recharge de la nappe et les polluants de surface peuvent s'infiltrer sous forme d'eaux souterraines. (Lie et al., 2016 ; Chetan et Suthar, 2017 ; Barua et al., 2021 ; Ruidas et al., 2023 ; Hamdard et al., 2024).

La distribution spatiale du NO_3^- (Fig 65) montre que presque toute la zone est polluée en nitrates ; la pollution étant plus accentuée au centre de la zone d'étude.

IV.2.4. Evaluation globale de la qualité des eaux souterraines

IV.2.4.1. L'indice de qualité des eaux

Dans cette étude, l'analyse de l'IQE sur la base des paramètres physico-chimiques montre que : pendant la saison de pluie, sur les 30 échantillons analysés, 20 (66,66%) présentent une excellente qualité, 3 (10%) de bonne qualité, 4 (13,33%) de qualité moyenne, 2 (6,66%) de mauvaise qualité et 1 échantillon (3,33%) de très mauvaise qualité. Par contre, pendant la saison sèche, l'étude de IQE montre que 12 échantillons (37,5%) ont une excellente qualité, 10 (31,25%) une bonne qualité, 8 (25%) une qualité moyenne, 1 échantillon (3,13%) de mauvaise qualité et enfin un échantillon aussi de très mauvaise qualité

Ces résultats indiquent qu'une grande partie de la zone d'étude est occupée par des eaux de qualité excellente, bonne et de moyenne. Ainsi, la majorité des échantillons d'eaux souterraines analysés dans la zone d'étude sont de qualité acceptable et peuvent être utilisées pour les activités domestiques, industrielles et agricoles (Ye et al., 2022 ; Al-Khashman et Jaradat 2014 ; Agbor et al., 2021 ; Akintunde et al., 2022). Les eaux de mauvaises qualité sont utiles pour les activités agricoles et les eaux de très mauvaises qualité nécessite un traitement avant usage et ne sont pas utilisables (Lie et al., 2016 ; Rezaei et al., 2020 ; Wang et al., 2022).

Il est à noter que ces eaux ne seraient destinées à consommation qu'après un traitement préalable. Car ces eaux sont de mauvaise qualité en nitrate et en plomb.

La distribution spatiale de l'IQE pendant les deux saisons est présentée sur les (Fig 66). Pendant la saison de pluie (Fig 66a) la majorité du site d'étude est couverte par les eaux d'excellente à bonne qualité. Les eaux de qualité moyenne, mauvaise et très mauvaise sont observées au centre et au nord-est du bassin étudié. Pendant la saison sèche (Fig 66b) la distribution spatiale de l'IQE montre que les eaux de mauvaises qualité sont localisées dans le secteur NE de la zone d'étude. La variation des eaux souterraines d'excellente à de très mauvaise qualité découle d'intenses activités anthropiques (industrielles et domestiques). De manière générale les eaux étudiées sont de qualité acceptable et nécessite un traitement pour la consommation humaine.

IV.2.4.2. Indice de Pollution Métallique (IPM ou HPI)

La classification générale de l'IPM est le suivant : $IPM < 15$ (bas) ; 15-30 (moyen) et $IPM > 30$ (élevé). Dans cette étude, l'analyse de l'IPM montre que, 3 échantillons soit (9,375%) appartiennent à la basse classe ($IPM < 15$), 2 (6,25%) à la classe moyenne (IPM compris entre 15-30) et 27 échantillons (87,375%) à la classe élevée ($IPM > 30$). On constate que la quasi-totalité des échantillons appartiennent à la classe où l'IPM est élevé. Néanmoins, 5 échantillons sont en deçà de la valeur critique IPM de 100, au-dessus duquel le niveau global de pollution doit être considéré comme inacceptable. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par [Ngo Boum Nkot et al. \(2023\)](#) dans la même zone ; [Bon et al. \(2021a\)](#) dans le bassin versant d'Olézoa à Yaoundé, [Rakotondrabe \(2018\)](#) dans les eaux souterraines de Bétaré-Oya et Vohibory à Madagascar et supérieurs à ceux obtenus par [Nkoué Ndondo et al. \(2021b\)](#) au Mont Cameroun.

La variation spatiale de l'IPM (Fig 67a) dans le bassin versant de Ngoua montre que toute la zone présente une eau de mauvaise qualité mais les secteurs NE et le centre de la zone d'étude sont plus vulnérables.

IV.2.4.3. Indice d'Evaluation Métallique des eaux

La classification générale de HEI est la suivante : $HEI < 10$ (bas) ; 10-20 (moyen) et $HEI > 20$ (élevé). Dans cette étude, l'analyse du HEI montre que, 5 échantillons soit (15,625%) appartiennent à la basse classe ($HEI < 10$), 5 (15,625%) à la classe moyenne (HEI compris entre 10-20) et 22 échantillons (68,75%) à la classe élevée ($HEI > 20$). Il est à constater que la quasi-totalité des échantillons appartiennent à la classe où le HEI est élevé. Néanmoins, 10 échantillons (soit 31,25%) sont en deçà de la valeur critique du HEI, au-dessus duquel le niveau

global de pollution doit être considéré comme inacceptable pour les eaux destinées à la consommation humaine. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par [Ngo Boum Nkot et al. \(2023\)](#) dans la même zone ; [Edet et al. \(2003\)](#) ; [Bon et al. \(2021a\)](#) dans le bassin versant d'Olézoa à Yaoundé, [Rakotondrabe \(2018\)](#) dans les eaux souterraines de Bétaré-Oya et Vohibory à Madagascar, supérieurs à ceux obtenus par [Nkoué Ndong et al. \(2021a\)](#) au Mont Cameroun. Par contre ces résultats sont différents de ceux obtenus par [Rezaei et al. \(2020\)](#) dans le bassin versant de Dalgan en Iran. La carte de variation spatiale du HEI ([Fig 67b](#)) montre que le secteur NE de la zone est de plus en plus vulnérable.

IV.2.4.4. Degré de contamination des eaux

La classification générale de Cd est la suivante : $Cd < 1$ (bas) ; 1-3 (moyen) et $Cd > 3$ (élevé). Dans cette étude, l'analyse du Cd montre que, 4 échantillons soit (12,5%) appartiennent à la basse classe ($Cd < 1$), 5 (15,625%) à la classe moyenne (Cd compris entre 1-3) et 23 échantillons (71,875%) à la classe élevée ($Cd > 3$). Il est à remarquer que la quasi-totalité des échantillons appartiennent à la classe où le Cd est supérieur par rapport à la valeur critique. Néanmoins, 9 échantillons (soit 28,125%) sont en deçà de la valeur critique du Cd , au-dessus duquel le niveau global de pollution doit être considéré comme inacceptable pour les eaux destinées à la consommation humaine. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par [Bon et al. \(2021b\)](#) dans le bassin versant d'Olézoa à Yaoundé, [Rakotondrabe \(2018\)](#) dans les eaux souterraines de Bétaré-Oya et Vohibory à Madagascar et supérieurs à ceux obtenus par [Nkoué Ndong et al. \(2021a\)](#) au Mont Cameroun.

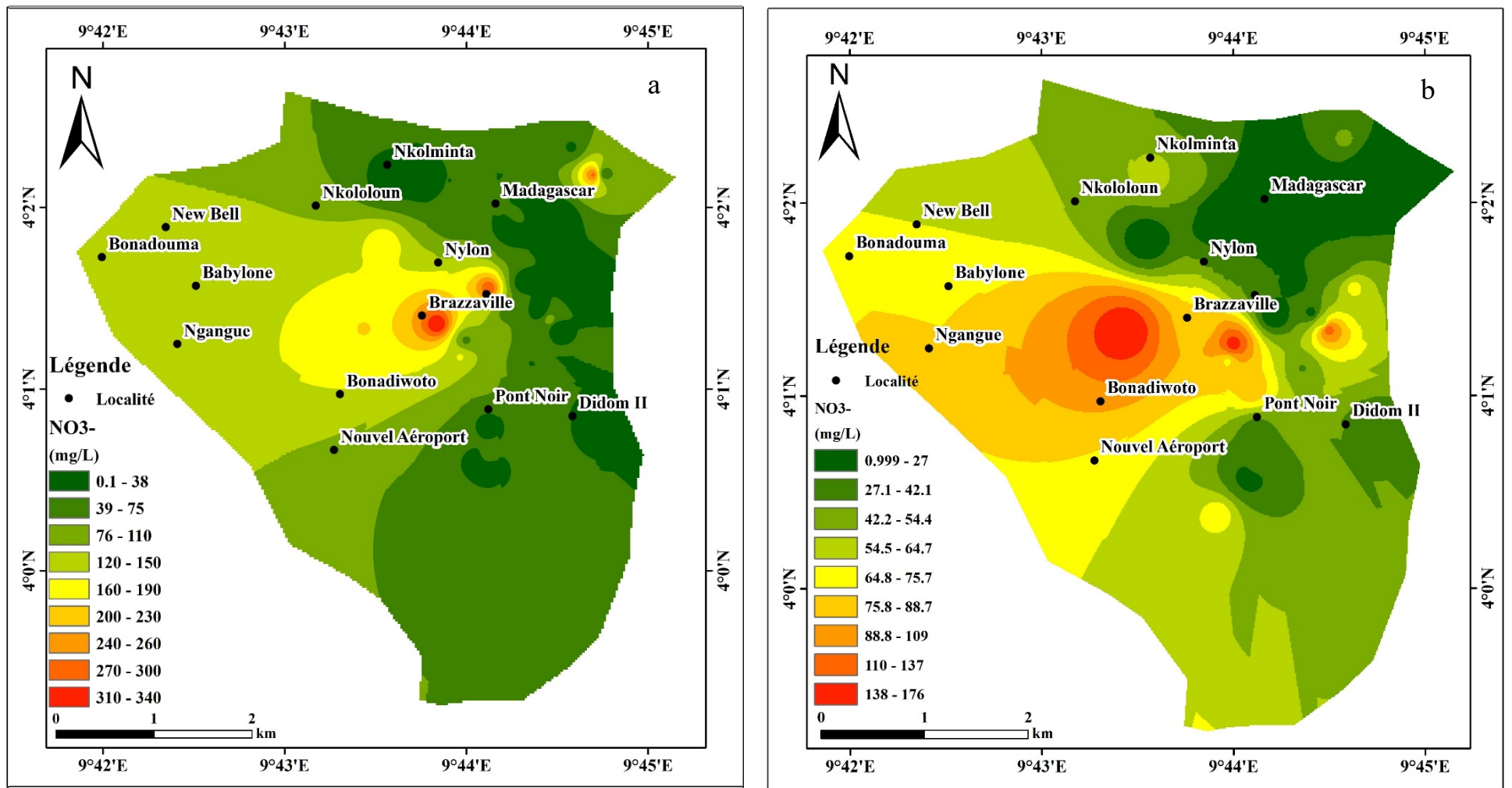


Figure 65 : Distribution spatiale du NO₃⁻ a) saison de pluvieuse ; b) saison sèche

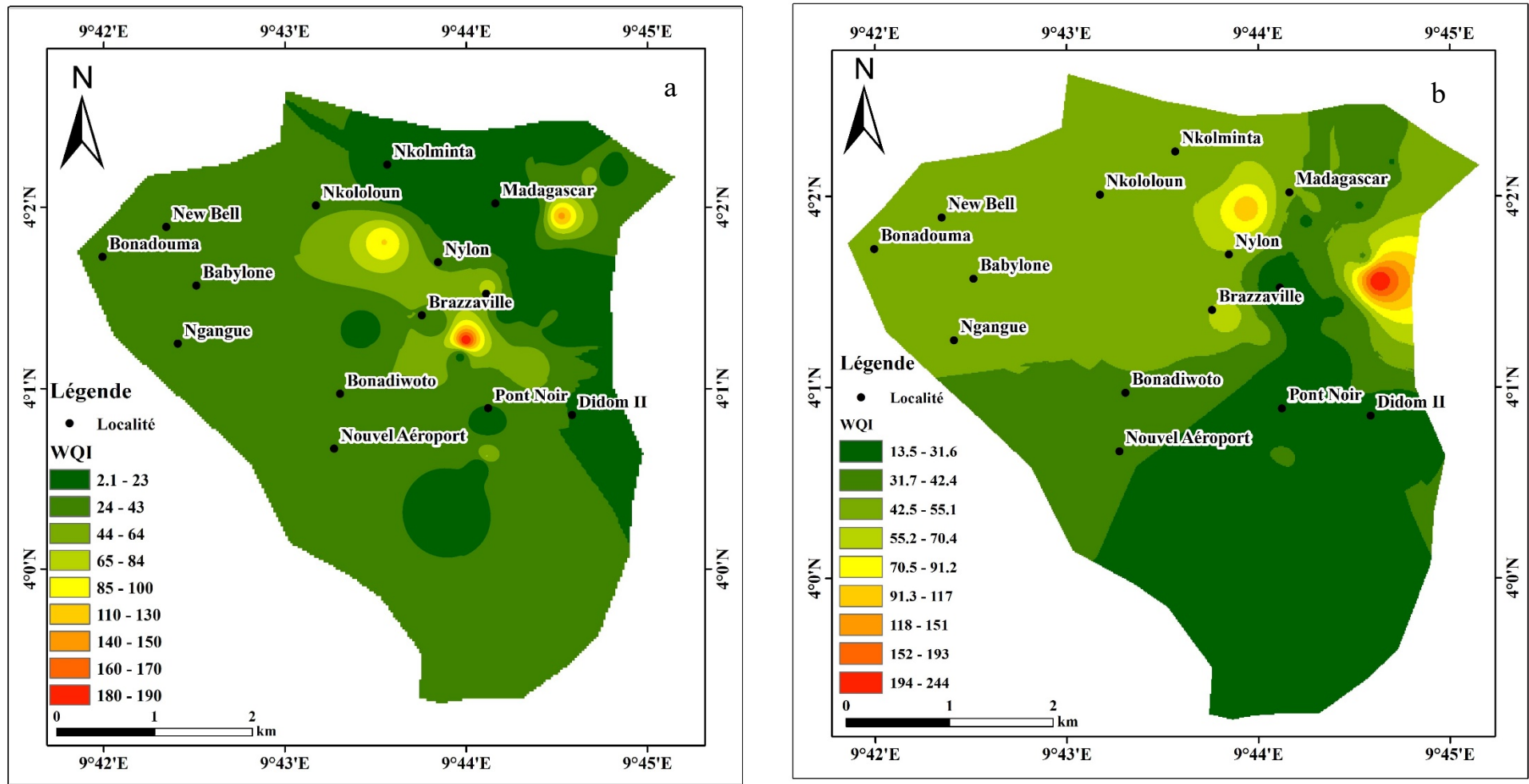


Figure 66 : Variations spatiale de WQI des eaux souterraines de Ngoua a) saison de pluies b) saison sèche

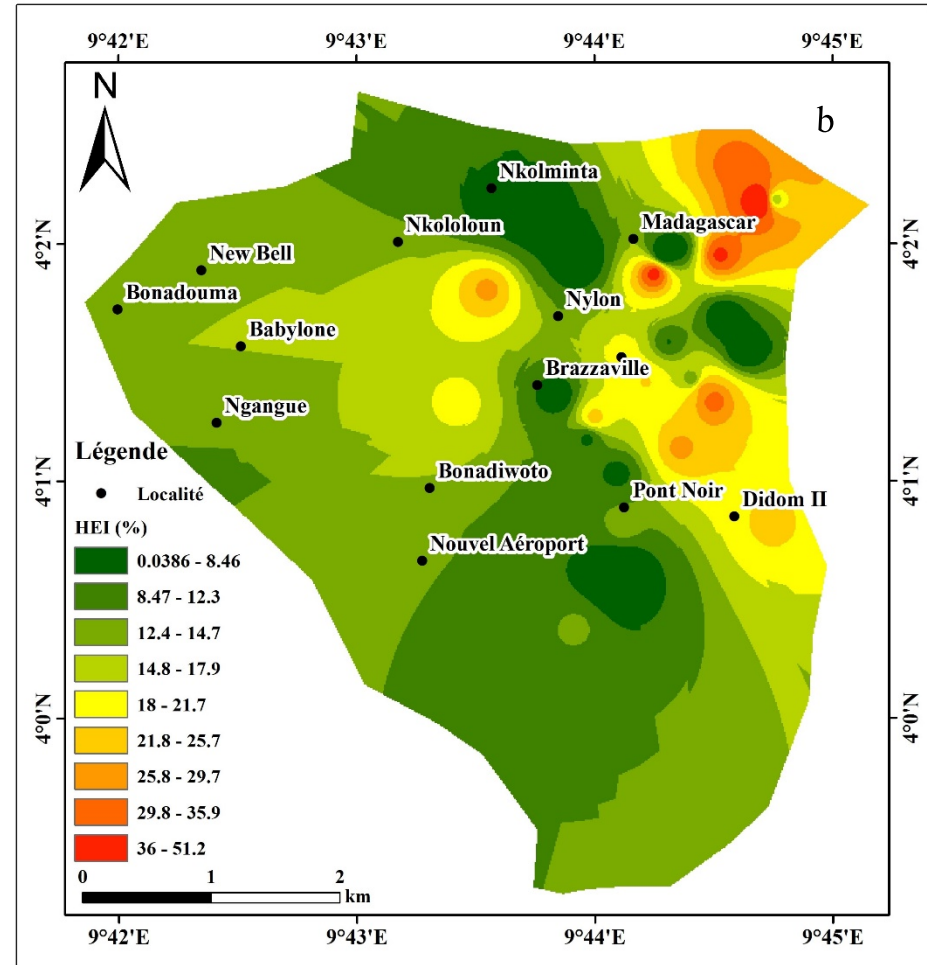
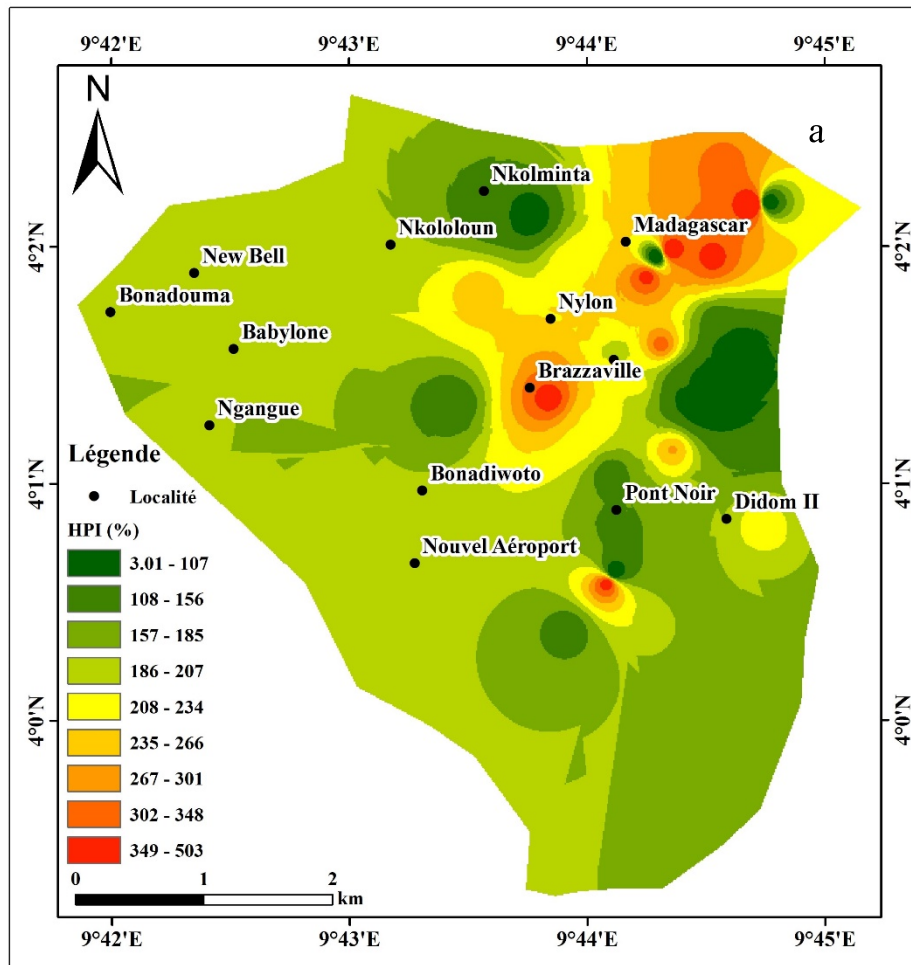


Figure 67 : Distribution spatiale a) HPI ; b) HEI

IV.3 CARTOGRAPHIE DE LA RECHARGE DE LA NAPPE PAR LE MODELE WETSPASS

IV.3.1. Distribution des paramètres du bilan hydrique

Pendant la saison de pluies, la distribution des paramètres du bilan hydrologique en fonction de l'état d'occupation des sols est similaire pendant les deux saisons.

La répartition de l'ETP montre que la zone herbacée est plus favorable à l'évapotranspiration potentielle (moy = 993,29 mm) par rapport aux autres zones. Ceci pourrait être dû au fait que la végétation soit le lieu par excellence de l'évapotranspiration.

La distribution spatiale de la recharge quant à elle montre que les zones herbacées et forestières favorisent la recharge. La zone industrielle est moins favorable à la recharge. Ceci s'expliquerait du fait que les zones herbacées et forestières soient localisées dans les zones de bas versant et la zone industrielle se trouve dans la zone à haut versant ainsi que l'imperméabilité des surfaces en zone industrielle.

IV.3.2. Distribution de la recharge au sein de la zone d'étude

Pour évaluer la quantité de pluie infiltrée dans la nappe et la répartition spatiale de celle-ci, le modèle WETSPASS a été utilisé. La forte recharge trouvée (23,35% des précipitations annuelle) est caractéristique des zones humides. Etant donné que la pluie annuelle est supérieure à 3500 mm/an et dure environ 9 mois. Ces résultats concordent avec les travaux de certains auteurs (Jofack, 2016 ; Emvoutou, 2018 ; Salem et al., 2019 ; Abdullateef et al., 2021 ; Yao et al., 2022) qui mettent en évidence les zones à forte recharge.

Les paramètres tels que les pentes, l'occupation de sol et le type de sol sont les facteurs qui influencent le plus l'infiltration dans la zone d'étude. Ces facteurs ont un poids très élevé. Les zones de recharge potentielle très faibles au NE et SW de la zone correspondent à la zone où la texture est sablo-limono-argileuse. Cette zone est caractérisée par une pente forte et les altitudes élevées ce qui conduit à la faible infiltration.

Les zones de recharges élevées représentent moins 10% de la superficie étudiée. Elles correspondent aux zones de faibles altitudes et où l'épaisseur de la zone non saturée est aussi faible, les sables sont dominants dans les sols de cette partie de la zone étudiée. Les quartiers affectés par les fortes recharges sont Bilongué, Cité des Billes.

Les zones à recharge intermédiaire ou modérée représentent plus de 70% de la superficie étudiée. Elles correspondent aux zones transitoires entre les zones à forte recharge et à faible recharge.

La figure 68 représente le modèle conceptuel de la recharge de la nappe en fonction de l'occupation du sol. Ce modèle indique que la recharge est plus importante dans la zone forestière et moins importante au niveau des industries

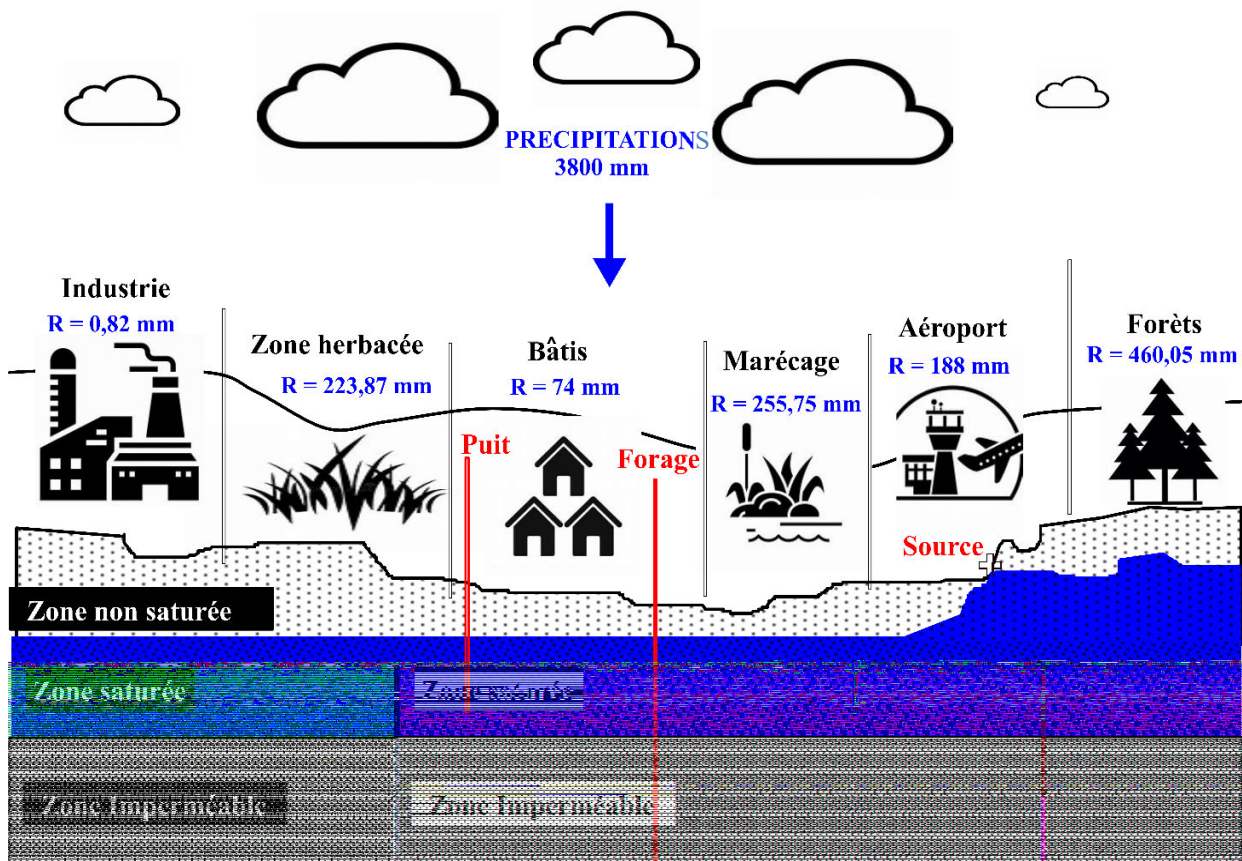


Figure 68 : Modèle conceptuel de la recharge des nappes dans le bassin versant de Ngoua

IV.3.3. Apport du modèle WETSPASS

A la différence avec les méthodes standards qui font une évaluation ponctuelle de la recharge, le modèle WETSPASS offre sa distribution spatiale tant saisonnière qu'annuelle. L'apport du modèle s'explique par sa précision tant du point vu spatial que temporel. Il permet de suggérer une évaluation nette de la recharge en fonction des caractéristiques environnementales en tout point de la surface étudiée.

Les travaux menés dans d'autres secteurs montrent que les paramètres climatiques et les caractéristiques environnementales conditionnent la recharge de la nappe (Jofack, 2016 ;

Emvoutou, 2018 ; Salem et al., 2019 ; Abdullateef et al., 2021 ; Yao et al., 2022 ; Nlend et al., 2023). Dans cette étude, la recharge est influencée non seulement par le climat mais aussi de la géomorphologie et l'occupation du sol.

La recharge ainsi obtenue donne une vue globale de la distribution et de la disponibilité des ressources en eaux souterraines. Etant donné que la recharge désigne le volume d'eau piégé dans les nappes souterraines. Cette distribution de la recharge peut aider les décideurs dans le processus de gestion durable des ressources en eau afin de lutter contre la pollution, d'améliorer la qualité de l'eau destinée à la boisson, à savoir les zones propices pour la réalisation des forages de durée indéterminée et enfin évaluer la disponibilité des ressources en eau souterraines afin d'assurer l'accès à l'eau dans les zones défavorables.

IV.4. QUELQUES SOLUTIONS A APPORTER POUR UNE MEILLEURE GESTION DES RESSOURCES EN EAU

Les résultats de présente étude montrent que la qualité de cette eau n'est pas acceptable pour la consommation humaine. Pour améliorer la qualité de cette eau, il est recommandé de :

- Traiter ces eaux afin qu'elles soient utiles pour la consommation humaine ;
- réhabiliter et étendre les stations de traitement et de pompage d'eau potable dans le dit bassin ;
- transférer des technologies et la mise à disposition des fonds pour faciliter l'accès à l'eau ;
- adopter une approche de gestion intégrée ciblée sur l'unité hydrologique (bassin versant) ;
- mettre en place des programmes et formations destinés aux professionnels de l'eau à l'éducation du public ;
- sensibiliser les entreprises industrielles à un prétraitement des eaux usées avant leur rejet dans la nature ;
- construction de nouvelles stations de production d'eau potable ;
- réaliser les puits et forages en fonction du sens d'écoulement des eaux ;
- formation des communautés à l'entretien et à la réparation des points d'eau ;
- L'appui et la valorisation des initiatives locales de conservation d'eau ;
- prospecter les aquifères plus profonds

Conclusion

Au terme de ce chapitre, il en ressort que d'après les résultats de la perméabilité, les ouvrages étudiés captent d'une part les sables fins et grossiers et d'autre part les sable argileux/et ou limoneux. La plupart des ouvrages étudiés appartiennent au système aquifère mio-pliocène/quaternaire. La distribution des côtes piézométriques dans le bassin versant de Ngoua est hétérogène. La carte piézométrique du bassin versant de Ngoua montre un régime d'écoulement non uniforme. L'aquifère est à nappe radiale divergente.

Du point de vue hydrochimique, l'acidité des eaux étudiées proviendrait de la combinaison du CO₂ libre et les eaux de pluies acides, les dépôts atmosphériques liés à la proximité avec l'océan, l'altération des minéraux et la contamination de ces eaux par les eaux usées provenant des ménages et des industries. L'évolution de CE tant en saison pluvieuse qu'en saison sèche ($111 \leq CE \leq 918$ et $401 \leq CE \leq 1742$) montre que les eaux de l'aquifère du bassin versant de Ngoua sont moyennement à fortement minéralisées. Cette minéralisation proviendrait non seulement des processus naturels mais aussi des activités anthropiques. Ces résultats montrent que les eaux souterraines étudiées sont sensibles aux précipitations atmosphériques, aux activités humaines et à l'évaporation. Les faciès hydrochimiques SO₄-Cl-Ca-Mg, SO₄-Cl-Na et HCO₃-Ca-Mg sont dominants. Ces faciès proviendraient de l'évaporation, la dissolution de la calcite et du gypse, de la recharge de la nappe par les eaux de pluies et la dissolution des minéraux carbonatés. L'altération des roches et les processus d'échanges cationiques sont les processus hydrochimiques dominants contrôlant les sources de minéralisation des eaux souterraines. Les valeurs élevées en nitrate constituent un indicateur de pollution industrielle et domestique dans cette zone à l'origine des valeurs élevées de certains ions. Dans cette étude, l'analyse de l'IQE sur la base des paramètres physico-chimiques montre que les eaux étudiées sont d'excellente à bonne qualité. Ces eaux sont de qualité acceptable et peuvent être utilisées pour les activités domestiques, industrielles et agricoles. L'analyse de l'IPM, HEI et Cd montre que la majorité des échantillons ont des valeurs au-dessus de la valeur critique. Le niveau global de pollution est considéré comme inacceptable dans le bassin versant de Ngoua.

D'après le modèle, la forte recharge trouvée (23%) est caractéristique des zones tropicales humides et côtières. Outre les paramètres climatiques, les paramètres environnementaux tels que les pentes, l'occupation des sols et conditionnent la recharge dans la zone d'étude

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

La présente étude a été réalisée dans la zone côtière urbanisée précisément dans le bassin versant de Ngoua à Douala. Il avait pour objectif de déterminer les caractéristiques hydrodynamiques et proposer un modèle de recharge des aquifères mio-pliocène/ quaternaires du bassin versant de Ngoua. Pour atteindre cet objectif les investigations ont été menées tant sur le terrain qu'en laboratoire.

Les travaux de terrain ont consisté à la collecte des données climatiques. La mesure la des niveaux statiques et l'essai d'infiltration par la méthode de Porchet. Sur le plan hydrochimique, les travaux ont consisté au prélèvement des échantillons d'eau dans les ouvrages sélectionnés ainsi qu'à la mesure des paramètres *in situ*.

Les travaux en laboratoire ont consisté à déterminer les niveaux piézométriques et enfin à la détermination de la perméabilité. Sur le plan hydrochimique, l'analyse des cations, anions et les ETMs a été faite par des méthodes classiques. Pour la modélisation, le logiciel WETSPASS couplé à MODFLOW a été utilisé pour estimer la recharge de la nappe ainsi que sa distribution spatiale.

Les résultats obtenus montrent que : sur le plan hydrodynamique, les sols étudiés sont riches en sables avec quelques argiles et limons. La perméabilité varie entre $1,6 \times 10^{-6}$ - $1,6 \times 10^{-5}$ m/s. Les ouvrages étudiés capteraient d'une part les sables fins et grossiers et d'autre part les sable argileux/et ou limoneux. La distribution des côtes piézométriques est hétérogène. Ainsi, la carte piézométrique établie montre un régime d'écoulement non uniforme. L'aquifère est à nappe radiale divergente.

Sur le plan hydrochimique, les eaux souterraines du bassin versant de Ngoua sont acides faiblement à moyennement minéralisées ($111 \leq CE \leq 918$ et $401 \leq CE \leq 1742$). L'ordre d'abondance des cations et des anions dans les eaux du bassin versant de Ngoua est $SO_4^{2-} > NO_3^- > Cl^- > Ca^{2+} > Na^+ > HCO_3^- > Mg^{2+} > K^+ > PO_4^{3-} > F^-$ et $Ca^{2+} > Cl^- > Na^+ > HCO_3^- > SO_4^{2-} > NO_3^- > Mg^{2+} > K^+ > PO_4^{3-} > F^-$ respectivement pendant la saison pluvieuse et sèche. Le diagramme de piper révèle quatre faciès chimiques pendant la saison de pluies : les faciès $SO_4-Cl-Na$ (53,33%), $SO_4-Cl-Ca-Mg$ (26,66%), HCO_3-Ca (13,33%) et $HCO_3-Ca-Mg$ (6,67%). Cependant, en saison sèche, 1 (un) seul faciès est obtenu dans la zone : $SO_4-Cl-Ca-Mg$. Les diagrammes de Gibbs et binaires montrent que l'altération des minéraux silicatés, la dissolution des minéraux carbonatés et les processus d'échanges cationiques sont les processus hydrochimiques dominants à l'origine de la minéralisation des eaux souterraines étudiées. L'ordre d'abondance des ETMs est le suivant : $Pb > Zn > Fe > Cu$. L'analyse l'IQE montre que 66,66% des échantillons présentent une excellente qualité, 10% de bonne qualité, 3,33% de qualité moyenne, 6,66% sont de

mauvaise qualité et 3.33% de très mauvaise qualité. Ces résultats indiquent qu'une grande partie de la zone d'étude est occupée par les eaux d'excellente, bonne et de moyenne qualité et sont utilisables pour les activités industrielles, domestiques et agricoles.

Cependant, l'IQE sur la base des paramètres physico-chimiques dans cette étude montre une eau de qualité acceptable. Néanmoins, ces eaux sont polluées en nitrates et en plombs. Ces valeurs élevées en nitrate et en plomb constituent des indicateurs de pollution urbaine modérée dans cette zone. Ainsi, les eaux souterraines du bassin versant de Ngoua sont vulnérables à la pollution et nécessitent un traitement préalable pour être utilisable à des fins de consommation humaine.

D'après le modèle WETSPASS environ 23,35% des précipitations annuelles s'infiltrent. Cette forte recharge est caractéristique de la zone

Face à la demande en eau sans cesse croissante, les résultats de la présente étude sont intéressants pour les projets d'approvisionnement en eau et la mise en œuvre de la gestion durable des ressources en eau par les décideurs politiques.

En guise de perspectives il serait judicieux de :

- déterminer les propriétés hydrogéologiques des nappes captives de la ville de Douala ainsi que leurs mode de recharges afin d'améliorer la demande en potable croissante ;
- faire une étude hydrobiologique et isotopique pour une meilleure compréhension du fonctionnement de ces nappes ;
- mener une étude systématiques des principaux polluants et envisager un mode de traitement adéquat ;
- quantifier les volumes des aquifères à l'aide des méthodes géophysiques ;
- évaluer la piézométrie de ces aquifères en milieu hétérogènes ;
- étendre cette étude à grande échelle en tenant compte des nappes captives pour mieux implémenter le modèle WETSPASS.
-

BIBLIOGRAPHIE

- Abdou Babaye, M. S. (2012). Evaluation des ressources en eau souterraine dans le bassin de Dargol (Liptako-Niger). Thèse Doctorat, Université de Liège et Université Abdou Moumouni, 265 p.
- Abdullateef, L., Tijani, M. N., Nuru, N. A., John, S., Mustapha, A. (2021). Assessment of groundwater recharge potential in a typical geological transition zone in Bauchi, NE-Nigeria using remote sensing/GIS and MCDA approaches. *Heliyon* 7 (4), 1-14.
- Adhikari, R. K., Yilmaz ; A. G., Mainali, B., Dyson., P., Imteaz, M. A. (2022). Methods of groundwater recharge estimation under climate change: a review. *Sustaibility* 14, 15619.
- Agbor, M. E. N., Ntube, N. S., Nyangang, A. J., Ayuk II, A. R. (2021). Hydrogeochemical and biological evaluation of packaged groundwater gold in Douala City, Cameroon. *Open Access Library Journal* 8 (12), 1-19.
- Akintunde, O. A., Ozebo, C. V., Oye dele, K. F. (2022). Groundwater quality around upstream and downstream area of the Lagos lagoon using GIS and Multispectral Analysis. *Scientific African* 16, 1-19.
- Akoachere, R. A., Egbet, S. E, Eyong, T. A., Edimo, S. N., Longonje, S. N., Tambet, D. B., Nelly, N. B. (2019). Seasonal variations in groundwater of the phreatic aquiferous formations in Douala City-Cameroon: hydrogeochemistry and water quality. *Open Access Library Journal* 6 (04), 1-25.
- Al-Khashman, O. A., Jaradat, A. Q. (2014). Assessment of groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural uses in arid environment. *Stochastic environmental research and risk assessment* 28, 743-753.
- Anctel, F. (2008). L'eau et ses enjeux. Québec, les presses de l'université de Laval, 288 P.
- Assah, A. V., Abimbola, A. F., Suh, C. E. (2006). Heavy metal concentrations and in surface soils of the Bassa Industrial Zone 1, Douala, Cameroon. *Arabian Journal Sciences and Engineering* 31, 147-158.
- Backman, B., Bodis, D., Lahermo, P., Rapant, S., Tarvainen, T. (1998). Application of a groundwater contamination index in Finland and Slovakia. *Environmental geology* 36, 55-64.
- Bagnouls, F., Gaussen, H. (1957). Les climats biologiques et leur classification. In *Annales de géographie* 66 (355), 193-220.
- Baize, D., 1988. Guide des analyses courantes en pédologie. Edition INRA Paris., 172 p.

- Baker, B. H., Mohr, P. A., Williams, L. A. J. (1972). Geology of the eastern rift system of Africa. *Geological Society of America* 136 p.
- Barua, S., Mukhopadhyay, B. P., Bera, A. (2021). Hydrochemical assessment of groundwater for irrigation suitability in the alluvial aquifers of Dakshin Dinajpur district, West Bengal, India. *Environmental Earth Sciences* 80, 1-14.
- Batelaan, O., De Smedt, F. (2001). WetSpas: a flexible, GIS based, distributed recharge methodology for regional groundwater modelling. *IAHS publication* 269, 11-18.
- Batelaan, O., De Smedt, F. (2007). GIS-based recharge estimation by coupling surface-subsurface water balances. *Hydrology Journal* 337, 337-355.
- Batupe, M., (1996). Les aspects de l'évolution stratigraphique du bassin de Douala, Cameroun. Abstract in : *Géologie Africaine. Editions Elf-Africaine.*
- Belmonte, P. (1966). Stratigraphie du bassin sédimentaire du Cameroun. Proceedings of the second West African Micropaleontology colloquium: abstract.
- Biswas, T., Pal, S. C., Saha, A., Ruidas, D. (2023). Hydro-chemical assessment of groundwater pollutant and corresponding health risk in the Ganges delta, Indo-Bangladesh region. *Journal of Cleaner Production* 382, 135229.
- Bon, A. F., Ngo Ngoss, T. A. M., Ewodo Mboudou, G., Banakeng, L. A., Ndam Ngoupayou, J. R., Ekodeck, G. E. (2021a). Groundwater flow patterns, hydrogeochemistry and metals background levels of shallow hard rock aquifer in a humid tropical urban area in sub-Saharan Africa-A case study from Olézoa watershed (Yaoundé-Cameroon). *Journal of Hydrology : Regional Studies* 37, 100904.
- Bon, A. F., Ewodo Mboudou, G., Banakeng, A. L., Ndam Ngoupayou, J. R. (2021b). Piezometry-surface permeability statistical approach for identifying topographic zonation patterns of groundwater flows in the shallow weathered hard rock aquifer of the Olézoa watershed (Yaoundé-Cameroon). *Environmental Earth Sciences* 80, 1-25.
- Bourgeois, M. (1980). Notice explicative des Carte de planification des ressources en eau du Cameroun. Rapport BRGM 80 AGE 007, 62 p.
- Bourgeois, M. (1977). Etude hydrogéologique d'orientation pour le captage d'eau minérale au Cameroun. Rapport BRGM 77 AGE 013.
- Bouvier, C. (1990). Analyse et modélisation des écoulements en milieu urbain africain. Thèse. Université Montpellier, 343 p.

- BRGM. (1983). Alimentation en eau potable de la ville de Douala à partir des eaux souterraines Réalisation du dispositif d'exploitation-Texte, édition provisoire. Rapport BRGM 83 AGE 031.
- BRGM. (1981). Alimentation en eau potable de la ville de Douala à partir des eaux souterraines Etude de faisabilité d'une exploitation en bordure de la Dibamba. Rapport BRGM 81 AGE 021.
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., Tozer, R. G. (1970). A water quality index- do we dare. *Water and sewage works* 117 (10).
- Callender, E. (2003). Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. Treatise on Geochemistry (Second Edition), 59-89.
- Castany, G. (1998). Hydrogéologie Principes et méthodes. Edition Dunod-Paris, 237 pages.
- Castany, G. (1982). Principes et méthodes de l'hydrogéologie. Dunod Edition Bordas, Paris, 236 p.
- Chedadi, M., Amakdouf, H., El Barnossi, A., El Moussaoui, A., Kara, M., El Asmi, H., Bari, A. (2023). Impact of anthropogenic activities on the physicochemical and bacteriological quality of water along Oued Fez River (Morocco). *Scientific African* 19, 1-19.
- Chetan, P. S. A., Suthar, S. (2017). Hydrochemistry of groundwater in North Rajasthan, India : chemical and multivariate analysis. *Environmental Earth Sciences* 76, 1-16.
- Chiarelli, A. (1978). Etude des nappes aquifères profondes du bassin de Douala (Cameroun). Contribution de l'hydrogéologie à la connaissance d'un bassin sédimentaire et à l'exploration pétrolière. ELF-R. E. Paris, France 225 p.
- Colombani, J., Lamagat, J. P., Thiebaut, J. (1973). Mesure de la perméabilité des sols en place : un nouvel appareil pour la méthode Muntz, une extension de la méthode Porchet aux sols hétérogènes. *Bulletin. Sciences Hydrologiques* 18, 197-235.
- CUD. (2010). Plan directeur d'urbanisme de Douala à l'horizon 2025. AFD/C2D-CUD, 236 P.
- Cude, C. G. (2001). Oregon water quality index a tool for evaluating water quality management effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association* 37 (1), 125-137.
- De Marsily, G. (1981). Hydrogéologie quantitative. ISBN 2225 755043 216.
- Delaune, M., Reiffsteck, M., Feller, C., 1991. L'analyse granulométrique de sols et sédiments à l'aide du microgranulomètre «Sedigraph 5000 ET». Comparaison avec la méthode « pipette Robinson». *Cahiers ORSTOM Pédologie* 26, N°2(2), 183-189.

- Dieng, N. M., Orban, P., Otten J, Stumpp, C., Faye, S., Dassargues, A (2017). Temporal changes in groundwater quality of the Saloum coastal aquifer. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 9, 163-182.
- Din Ndongo, J. (2001). Mangroves du Cameroun, Statut écologiques et perspectives de gestion durable. Thèse de Doctorat d'Etat Université Yaoundé I, 252 p.
- Djeuda Tchapinga, H. B., Tabué Youmbi, J. G., Ntep, F., Feumba, R. (2005). Carte hydrogéologique et détermination de la qualité des eaux souterraines du quartier Cité de la Paix à Douala (Cameroun). Rapport technique LESEAU (bon de commande n° 2320/2005 n°201-96-03-039-532, SCAC) 31 p.
- Ebonji, S. C. R. (2018). Evaluation de l'intrusion saline dans l'aquifère Côtier du littoral : cas du Département de la Sanaga Maritime-Cameroun. Thèse de Doctorat Ph/D Université de Douala, 168 p + Annexes.
- ECL. (2001). An integrated study of structural development source rock maturity and hydrocarbon generation in the Douala/Kribi-Campo Basin. Republic of Cameroon. Internal report SNH, 185 p.
- Edet, A. E., Merkel, B. J., Offiong, O. E. (2003). Trace element hydrochemical assessment of the Calabar Coastal Plain Aquifer, southeastern Nigeria using statistical methods. *Environmental Geology* 44, 137-149.
- Edet, A. E., Offiong, O. E. (2002). Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria). *GeoJournal* 57, 295-304.
- Envoutou, H. C., Ndomé, E. P. E., Diongue, D. M. L., Ebonji, R. C. S., Ndam Ngoupayou, J. R., Stumpp, C., Ketchemen Tandia, B., Ekodeck, G. E., Travi, Y., Faye S. (2023). Hydrochemical and isotopic studies providing a new functional model for coastal aquifer in Douala Coastal Sedimentary Basin (DCSB). *Journal of Sciences Total Environment* 912, 169412.
- Envoutou, H. C., Ketchemen Tandia, B., Ngo Boum Nkot, S., Ebonji, R. C. S., Nlend, Y. B., Ekodeck, G. E., Stumpp, C., Piotr, M., Faye S. (2018). Geologic factors controlling groundwater chemistry in the coastal aquifer system of Douala/Cameroon: implication for groundwater system functioning. *Journal of Environment and Earth Sciences* 77, 219.

- Emvoutou, H. C. (2018). Fonctionnement hydrodynamique du système aquifère du bassin sédimentaire cotier dans la ville de Douala Cameroun. Apport des outils géochimique, géostatique et isotopique. Thèse Doctorat Ph/D Université Cheikh Anta Diop de Dakar/ Université de Douala, 247 p + Annexes.
- Eneke, G., T., Ayonghe, S., N., Chandrasekharam, D., Ntchancho, R., Ako, A. A., Mouncherou, O. F., Thambidurai, P. (2011). Controls on groundwater chemistry in a highly urbanised coastal area. *International Journal of Environmental Science* 5 (2), 475-490.
- Fantong, W. Y., Jokam Nenkam, T. L. L., Nbandah, P., Kimbi, S. B., Fru, E. R., Kamtchueng B. T., Takoundjou, A. F., Tejiobou, A. R., Ngueutchoua, G., Kringe, R. (2020). Compositions and mobility of major, δD , $\delta^{18}O$, trace, and REEs patterns in water sources at Benue River Basin-Cameroon: implications for recharge mechanisms, geo-environmental controls, and public *Environmental Geochemistry and Health* <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00539-w>.
- Fantong, W. Y., Kamtchueng, B. T., Ketchemen-Tandia, B., Kuitcha, D., Ndjama, J., Fouepe, A. T., Ohba, T. (2016). Variation of hydrogeochemical characteristics of water in surface flows, shallow wells, and boreholes in the coastal city of Douala (Cameroon). *Hydrological Sciences Journal* 61 (16), 2916-2929.
- FAO. (2011). Etat des ressources en terre et en eau pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde : gérer les systèmes en danger. Rapport de synthèse, 52 p.
- Feumba, R., Tchouta, K. D., Youmbi, J. G. T., Mvondo, V. Y. E., Tchato, D. I. T., Ngatcha, B. N. (2021). Assessment of hydraulic parameters and protection zones of catchment aquifers for water supply network in Nde Division, West-Cameroon (Central Africa). *Journal of Water Resource and Protection* 13 (7), 478-497.
- Feumba, R. (2015). Hydrogéologie et évaluation de la vulnérabilité des nappes dans le bassin versant de Bessekè (Douala-Cameroun). Thèse Doctorat Ph/D, Université de Yaoundé I, 226 p +annexes.
- Foster, S. S. D., Chilton, P. J., (2004). Downstream of downtown: urban wastewater as groundwater recharge. *Hydrogeology Journal* 12, 115-120.
- Foster, S. S. D., Lawrence, A. R., Morris, B. L., (1997). Groundwater in urban development: assessing management needs and formulating policy strategies. World Bank technical paper. 390 p.

- Fouepé Takoundjou, A., Kuitcha, D., Fantong, W. Y., Ewodo, M. G., Khan, H. I., Ohba, T. (2013). Assessing groundwater nitrate pollution in Yaoundé Cameroon approach. *Word Applied Sciences* 23 (3), 333-344.
- Gao, Z., Han, C., Xu, Y., Zha, Z., Luo, Z., Liu, J. (2021). Assessment of the water quality of groundwater in Bohai Rim and the controlling factors case study of northern Shandong Peninsula, north China. *Environmental Pollution journal* 0269-749.
- Garcia-Fresca, B. (2004). Urban effects on groundwater recharge in Austin, Texas. Doctoral dissertation, 198 p.
- Gibbs, R. (1970). Mechanism controlling world river water chemistry. *Science* 170, 1088-1090.
- Gueddari, H., Akodad, M., Baghour, M., Moumen, A., Skalli, A., Yousfi, Y. E., Ismail, A., Chahban, M., Azizi, G., Hmeid, H. A., Zahid, M. (2023). The salinity origin and hydrogeochemical evolution of groundwater in the Oued Kert basin, north-eastern of Morocco. *Scientific African* 16, e01226.
- Hamdard, H. M., Rahmani, R. S., Shnizai, Z., Klove, B. (2024). Groundwater quality assessment in upper Kabul basin and Paghman aquifer. *Journal of Environmental Sciences and Health* <https://doi.org/10.1080/10934529>.
- Jofack, S. V. C. (2016). Cartographie des potentialités en eaux souterraines dans les Haut Plateaux de l'Ouest-Cameroun, contribution de la télédétection (optique et radar), des Systèmes d'Informations Géographiques et des Réseaux de Neurones. Thèse Doctorat Ph/D Université Félix Houphouet Boigny d'Abidjan-Cocody, 267 p.
- Kamtchueng, T. B., Foupouagnigni, A., Yannah, M., Ndjama, J., Mimba, M. E., Wirmvem, M. J., Yaguchi, M., Takem, E. G., Fantong, E. N. (2022). Major ions, trace elements and stable isotope characteristics of shallow groundwater in the Bonaberi districts, Douala, Cameroon. *Sustainable Water Resources Management* 8 :162.
- Kengni, L., Tematio, P., Filalirharrassi, K., Ngueke, J. T., Tsafack, E. I., Mboumi, T. L., Mounier, S. (2012). Pollution des eaux superficielles et des nappes en milieu urbain : cas de la zone industrielle de Douala-Bassa (Cameroun). *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 6 (4), 1838-1853.
- Ketchemen-Tandia, B., Boum-Nkot, S. N., Ebondji, S. R., Nlend, B. Y., Envoutou, H., & Nzegue, O. (2017). Factors influencing the shallow groundwater quality in four districts with different characteristics in urban area (Douala, Cameroon). *Journal of Geoscience and Environment Protection* 5 (08), 99.

- Kopa Njueya, A., Likeng, J. D. H., Nono, A., (2012). Hydrodynamique des eaux souterraines dans le bassin sédimentaire de Douala (Cameroun) : cas des aquifères sur formations Quaternaires et Tertiaires. *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 6 (4), 184-1894.
- Kouassy, K. P. S., Ndam Ngoupayou, J. R., Rakotondrabe, F., Mvondo Ondoua, J. (2020). Quantitative assessment of water resources by method of the hydrological balance in the Kadey catchment area (East-Cameroon). *Groundwater for Sustainable Development* 10, 1-8.
- Kouassy, K. P. S., Ndam Ngoupayou, J. R., Kpoumié, A., Fouepé Takoundjou, A., Mvondo Ondoua, J. (2016). Analysis of climate variability and its influence on the hydrological reponse of catchment area of Kadey (East-Cameroon). *International Journal of Geosciences* 7, 539-547.
- Langelier, W. F. (1946). Chemical equilibria in water treatment. *Journal of American Water Works Association*, 38, 169-178.
- Lawrimore, J. (2003). Aperçu historique du climat de la terre : un système en constante évolution. *Bulletin OM* 52 (3), 281-283.
- Lerner, D. N., Issar, A. S., Simmers, I. (1990). Recharge des eaux souterraines. Un guide pour comprendre et estimer la recharge naturelle. Contributions internationales à l'hydrogéologie. *Association internationale des hydrogéologues* 8, 59 p.
- Li, F., Fan, Z., Xiao, P., Oh, K., Ma, X., Hou, W. (2009). Contamination, chemical speciation and vertical distribution of heavy metals in soils of an old and large industrial zone in Northeast China. *Environmental geology* 57, 1815-1823.
- Lie, P., Wu, J., Qian, H. (2016). Hydrochemical appraisal of groundwater quality for drinking and irrigation purposes and the major influencing factors: a case study in and around Hua County, China. *Arabian Journal of Geosciences* 9, 1-17.
- Lienou, G. (2007). Impacts de la variabilité climatique sur l'évolution récente de quelques bassins versants représentatifs des unités climatiques au Cameroun. Thèse Doctorat. Ph.D. Yaoundé I, Cameroun, 205 p + annexes.
- Loule, J. P., S. E. Angoua Biouele, R., Seme Abomo, S., Tamfu, S. E. (1997). Timing of the communication between the South and central atlantic using palynological data from eight wells in the douala/kribi campo basin, Cameroon. Proceedings of the second Annual

- Conference of IGCP Project 381, South Atlantic Mesozoic Correlations, Mars. 8-13, Cameroon, Yaoundé.
- Lwimbo, Z. D., Komakech, H. C., Muzuka, A. N. N. (2019). Estimating groundwater recharge on the southern slope of Mount Kilimanjaro, Tanzania. *Environmental Earth Sciences* 78, 687.
- Magha, A. M., Awah, M. T., Tamfuh, P. A., Agendia, M. A., Ngambu, A. A., Kabeyene, V. K. (2021). Groundwater resources for domestic and irrigation purposes in Melong (Littoral Region, Cameroon) : Hydrogeochemical constraints. *African Journal of Environmental Science and Technology* 15 (7), 270-281.
- Mahir, A. T., Uddin, M. K., Nelson, L. J., Zahid, A., Sakib, N. (2023). Hydrochemical characterization and quality Assessment of groundwater in Hatiya Island, Southeastern Coastal region of Bangladesh. *Water* 15, 5905.
- Manga, C. S. (2008). Stratigraphy, structure and prospectivity of the southern onshore Douala Basin, Cameroon, Central Africa. *Africa Geosciences* 1, 13-37.
- Martin, G. (1979) Alimentation en eau de la ville de Douala à partir des eaux souterraines. Etudes et travaux. Rapport B.R.G.M. 79, 143 p.
- Marzoli, A., Piccirilo, Z. M., Renne, P. R., Bellieni, G., Iacuni, M., Nyobe, J. P., Tongwa, A. T. (2000). The cameroon volcanic line revisited. Petrogenesis of continental basaltic magmas from lithospheric and asthenospheric mantle sources. *Journal of petrology* 41 (01), 87-109.
- Mbesse, C. O. (2014). La limite Paléocène-Eocène dans le bassin de Douala. Biostratigraphie et essai de reconstitution des paléoenvironnements. Thèse de Doctorat Ph/D, Université de Liège, 221 p.
- Mfonka, Z., Morbe, M. C., Nsangou, D., Kpoumié, H., Kouassy Kaledjé, P. S., Zamnouri, M., Ndam Ngoupayou, J. R. (2024). Groundwater quality assessment for drinking and agricultural purposes under arid climate in N'Djamena, Tchad (Central Africa). *International journal of energy and water resources* 1-25 <https://doi.org/10.1007/s42108-024-00297-w>.
- MINEE, (2019). Politique nationale de l'eau au Cameroun, 122 p.
- MINEE, (2015). Etude en vue de l'élaboration du Plan d'Action National de Gestion Intégrée des Ressources en Eau (PANGIRE) du Cameroun, 96 p.

- MINEE-GWP, (2009). Plan d'Action National de Gestion Intégré des Ressources en Eau (PANGIRE) : Etat des lieux du secteur. Connaissance et usage des ressources en eau, 184 p.
- Mohan, S. V., Nithila, P., Reddy, S. J., (1996). Estimation of heavy metal in drinking water and development of heavy metal pollution index. *Journal of environmental science and health* 31, 283-289.
- Ndjama, J., Ako, A. A., Kuitcha, D., Tita, A. M., Fantong, W., Mafany G., Takem, E. G., Fopouo, M. C. Y., Kamgang, K. B. V. (2014). Ecohydrology of Surface and Underground Water of the Mgoua Drainage Basin in Douala (Cameroon). *Research in Chemistry and Environment* 4 (3), 156-162.
- Ndjama, J., Kamgang Kabeyene, B. V., Sigha Nkamdjou, L., Ekodeck, G. E., Tita, M. A (2008). Water supply, sanitation and health risks in Douala, Cameroon. *African. Journal of Environmental Science and Technology* 12, 422-429.
- Ndomè, E. P. E. (2010). Mineralogy, Geochemistry and Geotechnical Applications of Weathering Products of Sedimentary Rocks of Douala. Ph.D. Thesis, University of Yaoundé I, 212 p.
- Ngo Boum Nkot, S., Nlend, B., Komba, D., Nkoué Ndong, G. R., Bello, M., Fongoh, E. M., Ntamak-Nida, M. J., Etame, J. (2023). Hydrochemistry and assessment of heavy metal groundwater contamination in an industrialized city of Sub-Saharan Africa (Douala, Cameroon) implication of human health. *HydroResearch* 23, 1-15.
- Ngo Boum-Nkot, S., Ketchemen-Tandia, B., Ndje, Y., Envouttou, H., Ebonji, C. R., Huneau, F. (2015). Origin of mineralization of groundwater in the Tongo Bassa watershed (Douala-Cameroon). *Research Journal of Environmental and Earth Sciences* 7 (2), 29-41.
- Nguene, F. R., Tamfu, S. F., Loule, J. P., Ngassa, C., (1992). Paléoenvironments of the Douala and Kribi/Campo subbasins, in Cameroon, West Africa. In : Curnelle R (Ed.) Géologie Africaine. 1er Colloque de Stratigraphie et de Paléogéographie des Bassins Sédimentaires Ouest-Africains. 2ème Colloque Africain de Micropaléontologie, 6-8 Mai 1991, Libreville, Gabon. Bulletin du Centres de Recherche. *Exploration-Production, Elf Africaine*, 13, 129-139.
- Ngueutchoua, G. (1996). Etude des faciès et environnements sédimentaires du quaternaire supérieur du plateau continental camerounais. Thèse Doctorat, Université de Perpignan, 288 p.

- Njike Ngaha, P. R., (2004). Palynostratigraphie et Reconstitution des Paléo- environnements du Crétacé de l'Est du bassin Sédimentaire de Douala (Cameroun). Thèse Doctorat d'Etat, Université de Yaoundé I, 258 p.
- Njiké Ngaha, P. R. (1984). Contribution à l'étude géologique, stratigraphique et structurale de la bordure du bassin Atlantique du Cameroun. Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université de Yaoundé I, 133 p.
- Nkoué Ndong, G. R., Eyong, G. E. T., Ndjama, J., Komba, D. E., Boum, S. N., Nlend, B., Moukongo, P. M., Mfonka, Z., Ntamack Nida, M. J., Etame, J. (2021a). Behavior of major ions and heavy metals risk assessment in spring and surface water on the southwest slope of Mount Cameroon (Western Africa). *African Journal of Environmental Science and Technology* 15 (8), 303-319.
- Nkoué Ndong, G. R., Boum, S. N., Song, F., Eyong, G. E. T., Komba, D. E., Nlend, B., Etame, J. (2021b). Hydrogeochemical Characteristics and Quality Assessment of Surface Water in an Agricultural Area in Equatorial Africa : The Mungo River Basin, South West Cameroon, Central Africa. *Journal of Geoscience and Environment Protection* 9 (03), 164.
- Nlend, B., Huneau, F., Ngo Boum-Nkot, S., Song, F., Komba, D., Gwodog, B., Fongoh, E. (2023). Review of Isotope Hydrology Investigations on Aquifers of Cameroon (Central Africa) : What Information for the Sustainable Management of Groundwater Resources. *Water* 15 (23), 4056.
- Nlend, B., Celle-Jeanton, H., Huneau, F., Garel, E., Boum-Nkot, S. N., Etame, J. (2021). Shallow urban aquifers under hyper-recharge equatorial conditions and strong anthropogenic constrains. Implications in terms of groundwater resources potential and integrated water resources management strategies. *Science of the Total Environment* 757, 143887.
- Nlend, B. (2019). Processus hydrologiques dans une zone côtière hyperhumide sous forte influence anthropique (Douala, Cameroun). Une étude géochimique de la dynamique de l'eau de l'atmosphère au sous-sol. Thèse Doctorat, l'Université de Bourgogne Franche-Comté et Université de Douala, 177 p.
- Ntube, N. S., Nyangang, A. J., Agbor, M. E. N., Ayuk II, A. R. (2022). Trace Element Evaluation of Groundwater in Douala, Cameroon. *Open Access Library Journal* 9, e8267.
- Okanlawon, M. O., Waziri, N. M. (2017). Water Quality Determination around gold and manganese Mining Area Using Metal Pollution Index and Water Quality Index in South-

- western Part of Tegna Sheet 142, North Central Nigeria. *International Journal of Innovate Research and Development* 6 (11), 40-49.
- Olivry, J. C. (1986). Fleuves et rivières du Cameroun. Monographie hydrologique. ORSTOM, № 9. Ed. MESRES-ORSTOM. 733 p.
- OMS / UNICEF. (2007). Atteindre l'OMD relatif à l'eau potable et à l'assainissement. Le défi urbain et rural de la décennie.
- OMS. (2011). Guidelines for Drinking-Water Quality. Recommendations. 4th Edition, World Health Organization, Geneva.
- Piper, A. M. (1944). A Graphic Procedure in the Geochemical Interpretation of Water Analyses. Transactions. *American Geophysical Union* 25, 914-923.
- Porchet, M. (1931). Hydrodynamique des puits. *Annales du Genie Rural, FacSciences* 60 p.
- Prasanna, M. V., Praveena, S. M., Chidambaram, S., Nagarajan, R., Elayaraja, A. (2012). Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring : a case study from Curtin Lake, Miri City, East Malaysia. *Environmental Earth Sciences* 67, 1987-2000.
- Rajkumar, H., Naik, P. K., Rishi, M. S. (2020). A new indexing approach for evaluating heavy metal contamination in groundwater. *Chemosphere* 245, 125598.
- Rakotondrabe, F. (2018). Gestion des ressources en eau liées aux activités minières artisanales en Afrique : cas de Bétaré-Oya (Est du Cameroun) et de Vohibory (Sud-Ouest de Madagascar). Thèse Doctorat Ph/D, Université de Yaoundé I et Université d'Antananarivo 216 p + annexes.
- Rakotondrabe, F., Ndam Ngoupayou, J. R., Mfonka, Z., Rasolomanana, E. H., Abolo, A. J. N., Asone, B. L., Ako A.A., Rakotondrabe, M. H. (2017). Assessment of surface water quality of Bétaré-Oya gold mining area (East-Cameroon). *Journal of Water Resource and Protection* 9 (8), 960-984.
- Ramakrishnaiah, C. R., Sadashivaiah, C., Ranganna, G. (2009). Assessment of Water Quality Index for the GroundWater in Tumkur Taluk, Karnataka State. *India. E-Journal of Chemistry* 6, 523-530.
- Ramatlapeng, G. J., Atekwana, E. A., Ali, H. N., Njilah, I. K., Nkoue Ndong, G. R., (2021) Assessing salinization of coastal groundwater by tidal action : the tropical Wouri Estuary, Douala Cameroon. *Journal of Hydrological Regional Studies* 26 : 100842.

- Regnoul, M. (1986). Synthèse géologique du Cameroun-Ministère des Mines, de l'Eau et de l'Energie, 119 p.
- Reyre, D. (1964). Histoire géologique du bassin de Douala (Cameroun), in « Bassins sédimentaires cotiers post-cambrien de l'Ouest de l'Afrique » IIIème partie, colloque du Micropaléontologie de Dakar. Association des Services. Géologiques Africains, Paris, 18 p.
- Rezaei, A., Hassani, H., Tziritis, E., Mousavi, S. B. F., Jabbari, N. (2020). Hydrochemical characterization and evaluation of groundwater quality in Dalgan basin, SE Iran. *Groundwater for sustainable development* 10, 100353.
- Rezaei, A., Hassani, H., Hassani, S., Jabbari, N., Mousavi, S. B. F., Rezaei, S. (2019). Evaluation of groundwater quality and heavy metal pollution indices in Bazman basin, southeastern Iran. *Groundwater for sustainable development* 9, 100245.
- Rezaei, A., Hassani, H. (2018). Hydrogeochemistry study and groundwater quality assessment in the north of Isfahan, Iran. *Environmental Geochemistry and Health* 40, 583-608.
- Roche M. (1963). Hydrologie de surface. Paris, Edition Gauthier-Villars 432 p.
- Ruidas, D., Pal, S. C., Chowdhuri, I., Saha, A., Biswas, T., Islam, A. R. M., Shit, M. (2023). Hydrogeochemical evaluation for human health risk assessment from contamination of coastal groundwater aquifers of Indo-Bangladesh Ramsar site. *Cleaner Production* 399 13664.
- Rouiller, J., 1993. Techniques de laboratoire dans l'analyse des sols. Centre de Pédologie Biologique du CNRS, In *Note technique CPB-CNRS*. Vandoeuvre, Nancy, 43 p.
- Salem, A., Dezső, J., El-Rawy, M. (2019). Assessment of groundwater recharge, evaporation, and runoff in the Drava Basin in Hungary with the WetSpa Model. *Hydrology* 6 (1), 1-23.
- Samtio, M. S, Rajper, K. H., Mastoi, A. S., Sadaf, R., Rajper, R. H., Hakro, A. A. A. D., Agheem, M. H., Lanjwani, M. F. (2023). Hydrochemical assessment of groundwater from taluka Dahili, Thar Desert, Pakistan, for irrigation purpose using water quality indices. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 103 (10), 2368-2384.
- Satya, S. N., Syed, T. H., Kumar, A., Sinha, D. (2016). Hydrogeochemical characterization and quality assessment of groundwater in parts of Southern Gangetic Plain. *Environmental Earth Sciences* 75, 1-15.

- Sener, S., Sener, E., Davraz, A. (2017). Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). *Science of the Total Environment* 584, 131-144.
- Sighomnou, D. (2004). Analyse et redéfinition des régimes climatiques et hydrologiques du Cameroun : perspectives d'évolution des ressources en eau. Thèse Doctorat 3^e cycle, Université de Yaoundé I, 291 p.
- Sivakarun, N., Udayaganesan, P., Chidambaram, S., Venkatramanan, S., Prasanna, M. V., Pradeep, K., Panda, B. (2020). Factors determining the hydrogeochemical processes occurring in shallow groundwater of coastal alluvial aquifer, India. *Geochemistry* 80 (4), 125623.
- SNH. (2005). Synthèse sur le Bassin du Rio Del Rey et sur le bassin de Douala/Kribi-Campo. Rapport interne, 14 p.
- Sunkari, E. D., Abangba, T., Ewusi, A., Tetteh, S. E. K., Ofori, E. (2023). Hydrogeochemical evolution and assessment of groundwater quality for drinking and irrigation purposes in the Gushegu Municipality and some parts of East Mamprusi District, Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment* 195 (1), 165.
- Sunkari, E. D., Abu, M., Bayowobie, P. S., Dokuz, U. E. (2019). Hydrogeochemical appraisal of groundwater quality in the Ga west municipality, Ghana : implication for domestic and irrigation purposes. *Groundwater for Sustainable Development* 8, 501-511.
- Takem, G. E., Kuitcha, D., Ako, A. A., Mafany, G. T., Takounjou-Fouepe, A., Ndjama, J., Ntchancho, R., Ateba, B. H., Chandrasekharam, D., Ayonghe, S. N. (2015). Acidification of shallow groundwater in the unconfined sandy aquifer of the city of Douala, Cameroon, Western Africa: implications for groundwater quality and use. *Environmental Earth Sciences* 74, 6831-6846.
- Tamfu, S. F., Batupe, M., Pauken, R. J., Boatwright, D. C. (1995). Geological setting, stratigraphy and hydrocarbon habitat of the Douala Basin, Cameroon. *American Association of Petroleum Geologists Bulletin* 79-95.
- Tatou, R. D., Kabeyene, V. K., Ewodo Mboudou, G. (2017). Multivariate statistical analysis for the assessment of hydrogeochemistry of groundwater in upper Kambo watershed (Douala-Cameroon). *Journal of Geoscience and Environment Protection* 5 (03), 252.

- Tchouta, D. K. (2019). Etude hydrogéophysique de l'aquifère du quaternaire dans le bassin du Lac Tchad par les méthodes RMP-TDEM : Extrême Nord du Cameroun (Plaine de Piedmonts). Thèse Doctorat Ph/D, Université de Ngaoundéré, 181 p +annexes.
- Temgoua, E., Djeuda Tchapannga, H. B., Tanawa, E., Guenat, C., Pfeifer, H. R. (2005). Groundwater fluctuations and footslope ferricrete soils in the humid tropical zone of southern Cameroon. *Hydrological Processes: An International Journal* 19 (16), 3097-3111.
- Tening, A. S., Chuyong, G. B., Asongwe, G. A., Fonge, B. A., Lifongo, L. L., Tandia, B. K. (2013). Nitrate and ammonium levels of some water bodies and their interaction with some selected properties of soils in Douala metropolis, Cameroon. *African Journal of Environmental Science and Technology* 7 (7), 648-656.
- Tornthwaite, C. W., Mather, J. R. (1955). The water balance. *Centeron (N. J), Drexel Institute of Climatology, Laboratory of Climatology* 8 (1), 104.
- Totouom, A., Fouéka Tagne, S. R., Ngouhou Poufoun, J. (2018). Determinants of the avoidance behaviour of households to cope with unsafe drinking water: case study of Douala and Yaoundé in Cameroon. *Review of Agricultural, Food, and Environmental Study* 99, 121-148.
- Tziritis, E. P., Datta, P. S., Barzegar, R. (2017). Characterization and assessment of groundwater resources in a complex hydrological basin of central Greece (Kopaida basin) with the joint use of hydrogeochemical analysis, multivariate statistics and stable isotopes. *Aquatic Geochemistry* 23, 271-298.
- Wang, X., Zheng, W., Tian, W., Gao, Y., Wang, X., Tian, Y., Li, J., Zhang, X. (2022). Groundwater hydrogeochemical characterization and quality assessment based on integrated weight matter-element extension analysis in Ningxia, upper Yellow River, northwest China. *Ecological Indicators* 135, 108525.
- Wirmvem, M. J., Ohba, T., Nche, L. A., Kamtchueng, B. T., Kongnso, W. E., Mimba, M. E., Ako, A. A. (2017). Effect of diffuse recharge and wastewater on groundwater contamination in Douala, Cameroon. *Environmental Earth Sciences* 76, 1-23.
- Woldeamlak, S. T., Dams, J., Batelaan, O. (2007). Forecasting land-use change and its impacts on the groundwater system of the Kleine Neteband catchment, Belgium. *Hydrology and Earth System Sciences Discussion* 4, 4265-4295.

- Yao, M. Y, Kouamé, K., Adja, G. M, Loua, S., Kouame, JK et Jourda, R. P (2022). Estimation par approche géospatiale de la recharge des eaux souterraines à l'aide du SIG-Modèle WETSPASS-M en Milieu tropical : cas du bassin versant de la rivière M'Bé, Dabakala Centre Nord de la Côte d'Ivoire). *Journal européen de l'environnement et des sciences de la Terre* 3 (4), 7-14.
- Yari, A. R., Sobhanardakans S. (2016). Water Quality Assessment of Groundwater Resources in Qaleeh Shahin Plain Based on C d and HEI. *International Archives of Health Sciences* 3 (3) 101-106.
- Ye, X., Zhou, Y., Lu, Y., Du, X. (2022). Hydrochemical Evolution and Quality Assessment of Groundwater in the Sanjiang Plain, China. *Water* 14(8), 1265.
- Yousfi, S. (2015). Étude hydrodynamique et modélisation des écoulements souterrains dans les gouttières synclinales gréseuses du Barrémo-Albo-Aptien d'Aïn Séfra (partie centrale des Monts des Ksour-Atlas Saharien, Nord-Ouest Algérie). Thèse de doctorat Ph/D Université de d'Es-Sénia- Oran 83 p + annexes.
- Yu, F., Zhou, D., Li, Z., Li, X. (2022). Hydrochemical characteristics and hydrogeochemical simulation research of groundwater in the Guohe River Basin (Henan section). *Water* 14 (9), 1461.
- Zaki, S. R., Redwan, M., Masoud, A. M., Abdel Moneim, A. A. (2019). Chemical characteristics and assessment of groundwater quality in Halayieb area, southeastern part of the Eastern Desert, Egypt. *Geosciences Journal* 23, 149-164.
- Zhang, H., Bian, J., Wan, H. (2021). Hydrochemical appraisal of groundwater quality and pollution source analysis of oil field area: a case study in Daqing City, China. *Environmental Science and pollution Research* 28, 18667-18685.

ANNEXES

Tableau 1 : paramètres physico-chimiques des eaux souterraines du bassin versant de Ngoua pendant la saison de pluie

	Ph	T	EC	Sal	TDS	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Na ⁺	PO ₄ ³⁻	F ⁻
P1	6,01	27,10	675,00	0,30	468,00	1,06	1,34	17,56	17,78	0,02	52,02	33,97	4,60	13,47	0,48	0,02
P2	5,93	27,20	550,00	0,20	381,33	10,14	1,26	30,57	11,34	0,02	42,72	2,99	20,04	67,16	14,78	0,20
P3	5,76	27,30	593,00	0,20	411,15	2,63	2,36	20,67	15,56	0,03	48,95	18,88	11,55	26,83	0,00	0,03
P4	6,12	27,20	918,00	0,40	636,48	23,53	3,35	48,67	17,35	0,02	85,92	5,33	85,42	80,29	0,00	0,32
P5	5,72	27,00	430,00	0,10	298,13	8,23	0,71	25,34	11,24	0,03	45,87	1,37	44,62	37,02	0,00	0,17
P6	6,39	27,20	504,00	0,20	349,44	2,98	0,50	18,78	13,67	0,04	40,04	0,55	22,89	27,99	0,00	0,10
p7	6,37	27,30	815,00	0,30	565,07	7,65	0,41	38,67	18,67	0,03	72,41	0,69	53,17	65,73	0,00	0,21
p8	6,08	27,20	863,00	0,40	598,35	113,76	25,41	71,78	15,98	0,02	96,28	3,53	201,93	295,21	0,00	0,26
p9	5,75	27,10	463,00	0,20	321,01	4,29	1,66	21,20	16,84	0,01	66,44	17,72	10,92	4,33	0,00	0,14
p10	6,18	27,30	840,00	0,40	582,40	3,01	2,04	20,56	18,85	0,02	15,57	113,50	0,00	12,43	0,00	0,10
p11	5,36	27,40	356,00	0,10	246,83	4,75	0,48	18,93	18,57	0,02	57,06	7,87	8,05	31,79	0,00	0,03
p12	5,99	27,30	277,00	0,00	192,05	5,10	0,22	17,73	17,56	0,01	46,18	17,39	9,85	32,89	0,00	0,05
p13	4,15	27,20	253,00	0,00	175,41	74,44	23,80	203,80	17,75	0,02	96,74	47,16	856,60	275,72	0,00	0,14
P14	6,34	27,20	332,00	0,10	230,19	1,12	3,55	20,52	16,67	0,89	66,88	20,23	6,88	0,00	0,00	0,21
p15	6,41	27,40	433,00	0,00	300,21	2,03	2,36	23,67	15,89	0,02	76,46	2,58	5,97	0,00	1,85	0,08
p16	5,53	27,50	635,00	0,20	440,27	4,57	2,60	22,63	18,56	0,01	73,60	13,27	36,13	14,22	0,00	0,18
p17	5,82	27,60	477,00	0,20	330,72	31,67	15,67	74,56	15,45	0,02	98,07	2,36	445,70	153,92	0,00	0,20

Tableau 1 : paramètres physico-chimiques des eaux souterraines du bassin versant de Ngoua pendant la saison de pluie (suite et fin)

	Ph	T	EC	Sal	TDS	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	F ⁻
p18	6,20	27,50	418,00	0,20	289,81	2,67	0,99	18,34	19,89	1,30	33,05	8,65	66,02	0,00	0,09
p19	6,28	27,40	880,00	0,40	610,13	93,68	31,23	61,54	17,82	0,02	147,26	33,56	338,81	0,00	0,57
p20	5,62	27,30	717,00	0,30	497,12	36,13	12,97	92,45	17,67	0,01	71,93	11,90	189,04	0,00	0,29
P21	6,34	27,40	548,00	0,20	379,95	203,83	16,67	56,57	16,78	0,02	177,42	95,62	172,18	5,30	0,25
P22	5,15	27,30	223,00	0,00	154,61	5,78	1,89	19,68	17,72	0,02	75,23	9,67	7,96	0,00	0,01
P23	6,44	27,20	336,00	0,00	232,96	2,45	0,98	17,70	16,57	0,01	21,01	2,42	55,94	0,00	0,09
S1	4,73	27,20	203,00	0,00	140,75	20,23	0,45	21,45	19,67	0,01	86,14	0,29	6,11	0,00	0,05
S2	3,93	27,30	461,00	0,10	319,63	23,56	5,69	27,35	13,67	0,01	42,40	8,50	102,32	29,26	0,24
S3	4,05	27,30	617,00	0,20	427,77	0,41	1,89	20,56	22,56	0,00	37,70	5,10	41,84	0,00	0,12
S4	3,95	27,30	175,60	0,00	121,75	3,31	1,93	22,45	22,02	0,00	58,02	56,40	8,76	0,00	0,03
F1	3,67	27,20	187,30	0,00	129,86	8,11	0,98	18,78	13,34	0,00	43,75	5,30	54,88	0,00	0,09
F2	3,66	27,30	111,10	0,00	77,03	4,11	3,89	43,85	15,56	0,00	77,24	23,60	13,21	0,00	0,02
F3	5,77	27,20	744,00	0,30	515,84	10,21	4,89	32,65	14,67	0,00	68,74	2,24	44,24	0,00	0,25

Tableau 2 : paramètres physico-chimiques des eaux souterraines du bassin versant de Ngoua pendant la saison sèche

	pH	CE	TDS	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Fe	Cu	Zn	Pb
P1	7,57	841,00	501,45	10,29	2,52	28,45	18,43	60,14	49,24	8,29	14,61	0,12	0,00	0,11	0,04
P2	5,39	731,00	661,59	26,99	2,74	75,53	16,09	50,69	75,42	31,22	70,77	0,13	0,00	0,02	0,13
P3	7,73	646,00	512,00	19,06	3,34	52,45	16,56	50,47	85,72	10,20	30,04	0,05	0,00	0,03	0,15
P4	7,03	1294,00	755,44	47,14	6,26	66,10	25,56	98,72	19,22	93,39	87,02	0,07	0,00	0,01	0,06
P5	7,08	641,00	448,41	18,63	1,36	32,84	13,21	65,11	61,06	56,39	41,33	0,06	0,01	0,01	0,27
P6	7,52	754,00	687,55	12,53	1,35	36,09	18,42	53,70	60,49	34,67	30,02	0,11	0,00	0,32	0,23
P7	6,29	1074,00	701,54	43,23	0,71	84,67	14,80	83,22	78,77	50,88	0,93	0,11	0,00	0,02	0,72
P8	6,38	1183,00	787,65	182,97	10,50	120,51	24,52	101,44	75,41	223,01	38,32	0,21	0,00	0,21	0,22
P9	6,45	736,00	514,86	45,65	3,41	71,67	17,56	74,13	46,93	12,08	20,96	0,08	0,03	0,10	0,19
P10	6,24	1013,00	888,91	23,45	5,52	68,67	27,65	87,78	67,54	12,73	17,61	0,31	0,00	0,41	0,12
P11	7,48	637,00	532,12	66,83	17,83	53,22	20,80	72,35	54,13	22,28	34,19	0,03	0,00	0,13	0,08
P12	6,82	723,00	427,35	63,83	1,20	48,31	19,56	72,29	24,25	14,23	45,82	0,17	0,03	0,31	0,01
P13	7,92	823,00	392,23	198,81	31,38	273,33	31,56	106,23	41,35	934,82	20,28	0,14	0,00	0,06	0,32
P14	5,89	512,00	519,24	13,92	7,51	95,92	19,51	63,43	53,71	21,73	8,73	0,07	0,00	0,11	0,51
P15	6,82	821,00	612,83	24,83	3,92	76,92	21,71	62,34	32,81	18,12	10,28	0,09	0,03	0,14	0,38
P16	7,92	843,00	521,83	12,01	4,82	92,38	15,32	87,23	38,24	20,17	13,22	0,09	0,02	0,21	0,05

Tableau 2 : paramètres physico-chimiques des eaux souterraines du bassin versant de Ngoua pendant la saison sèche (suite et fin)

	pH	CE	TDS	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Fe	Cu	Zn	Pb
P18	6,63	652,00	532,23	16,81	0,18	262,92	24,83	59,27	43,94	23,24	73,22	0,06	0,02	0,25	0,07
P19	7,12	1221,00	781,23	143,03	41,83	128,93	25,93	186,23	32,82	18,32	153,92	0,04	0,02	0,41	0,24
P20	7,52	974,00	543,22	68,92	17,39	119,90	34,22	58,03	53,27	185,72	81,23	0,16	0,00	0,12	0,04
P21	7,19	732,00	721,82	121,99	21,00	83,29	17,83	203,12	43,13	230,32	175,72	0,27	0,03	0,20	0,19
P22	6,83	632,00	428,13	42,91	0,20	89,32	18,98	59,44	40,84	24,81	8,32	0,02	0,00	0,05	0,27
P23	7,34	532,00	431,34	46,33	3,49	51,43	20,85	48,28	49,73	65,32	62,73	0,04	0,00	0,21	0,07
P24	8,10	1742,00	938,78	65,08	0,74	93,56	18,03	97,23	57,59	47,34	7,31	1,28	0,03	0,72	0,06
S1	6,48	577,00	433,68	74,27	9,34	90,67	25,83	54,01	34,46	7,08	121,49	0,19	0,01	0,14	0,22
S2	7,23	875,00	639,56	5,15	3,26	63,67	30,84	71,06	15,42	38,98	57,10	0,21	0,00	0,21	0,03
S3	5,93	401,00	465,24	17,72	3,32	70,22	20,82	57,77	32,28	7,32	6,32	0,22	0,00	0,02	0,10
S4	7,10	621,00	387,24	52,81	2,40	65,31	17,82	65,24	30,33	11,62	68,43	0,15	0,03	0,03	0,04
F1	7,20	740,00	517,66	48,03	11,36	65,67	19,81	96,35	12,95	43,55	16,97	0,18	0,00	0,03	0,01
F2	5,11	924,40	766,04	27,06	10,35	65,40	18,93	70,33	37,35	57,32	52,73	0,22	0,02	0,25	0,34
F3	6,67	532,00	632,13	13,82	2,30	20,22	13,72	58,37	21,23	17,12	32,93	0,22	0,04	0,06	0,28

PUBLICATION



Hydrogeochemical appraisal of groundwater quality in Ngoua watershed (Douala-Cameroon): Implication for domestic purposes

Pauline Totancine Ngo Billong, Roger Feumba, Paul-Désiré Ndjigui *

Department of Earth Sciences, Faculty of Science, University of Yaounde I, P.O. Box 812, Yaoundé, Cameroon

ARTICLE INFO

Editor: Edited by DR B Gyampoh

Keywords:

Hydrochemistry

WQI

Domestic purposes

Anthropogenic activities

Douala (Cameroon)

ABSTRACT

Groundwater has been used for many purposes like domestic, agriculture, and industrialization in many regions of the world. Assessing groundwater quality and identifying pollutant risks are essential for managing groundwater resources. Ngoua watershed is located in sedimentary coastal zone of Douala. Groundwater is the major source of water for domestic purposes. Thus, the objective of this work is to assess groundwater chemistry and identify hydrochemical processes affecting groundwater quality of Ngoua catchment and its implication for domestic use. 30 groundwater samples were collected (23 wells, 4 springs and 3 boreholes) and physical-chemical parameters were analysed (T° , pH, TDS, EC), cations (Na^{+} , K^{+} , Ca^{2+} ; Mg^{2+} NH_4^{+}) and anions (Cl^{-} , HCO_3^{-} , SO_4^{2-} NO_3^{-} , PO_4^{3-} , and F^{-}) and calculation of groundwater quality index (WQI). The pH indicates that the groundwater in the study area is acidic to neutral. The temperature is similar to the ambient temperature of the study area ($27^{\circ}C$). The EC and TDS of the study area are average and the water are moderately mineralized. The order of mean abundance of the cation concentrations is as follows $Ca^{2+} > Na^{+} > Mg^{2+} > K^{+} > NH_4^{+}$ and the order of increasing classification of the anions is as follows $NO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-} > HCO_3^{-} > PO_4^{3-} > F^{-}$. The distribution of chemical facies of groundwater in the study area is as follows: 63.33 % Ca-HCO₃, 23.33 % Ca-Mg-Cl and finally 13.33 % Na-Cl. The factors controlling groundwater chemistry are rock-water interaction, cation exchange, dissolution and anthropogenic activities may affect groundwater chemistry. Water Quality Index on this study varies between 2.12 and 187.21 with average of 29.67 and the majority of groundwater in the study area is acceptable in quality and can be used for domestic purposes such as drinking and irrigation. Nitrate and sulfate are the main contaminants of groundwater in the area. However, the high concentrations of NO_3^{-} in groundwater suggests than human activities (industrial and domestic activities) is intense and responsible factors for groundwater pollution in study area. Results of this study indicate importance of preventive measures to control groundwater contamination in Ngoua watershed.

Introduction

Groundwater is the world's most important source of water supply. However, groundwater is under pressure not only from population growth but also from pollution [1–11]. Thus, the increase in population, the expansion of urban areas, and human activities contribute to the deterioration of groundwater quality. Pollutants present in domestic, industrial and agricultural water constitute high

* Corresponding author.

E-mail address: Indjigui@yahoo.fr (P.-D. Ndjigui).

<https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2023.e01910>

Received 30 March 2023; Received in revised form 22 July 2023; Accepted 20 September 2023

Available online 25 September 2023

2468-2276/© 2023 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

environmental and health risks. For vital purposes, the assessment of groundwater quality requires special attention. Groundwater quality depends on natural factors (lithology, degree of rock alteration, chemical composition of aquifers, quality of recharge water, climatic conditions at the time of formation, amount of water available in the aquifer, topography of the region, saline water intrusion in coastal areas, ambient temperature and pH) and anthropogenic factors [2,5,12–22]. The characterisation and monitoring of the quality of this resource requires knowledge of hydrochemistry. Thus, some calculations such as statistics of hydrogeochemical parameters and water quality index and SAR are important tools [5,9,21,22]. Optimal management of groundwater resources requires an understanding of aquifer systems. The assessment of physicochemical parameters is important for environmental management. For domestic use of groundwater, it is important to monitor and assess pollution and prevent its spread. Thus, a city like Douala where industrial activities are growing considerably is exposed to health risks and environmental degradation due to poor water resource management [21–23].

Groundwater (wells, springs and boreholes) is the main source of water supply in the city of Douala. They are used in the industrial, agricultural and domestic sectors. Natural factors (geology, degree of chemical weathering of different rock types, quality of recharge

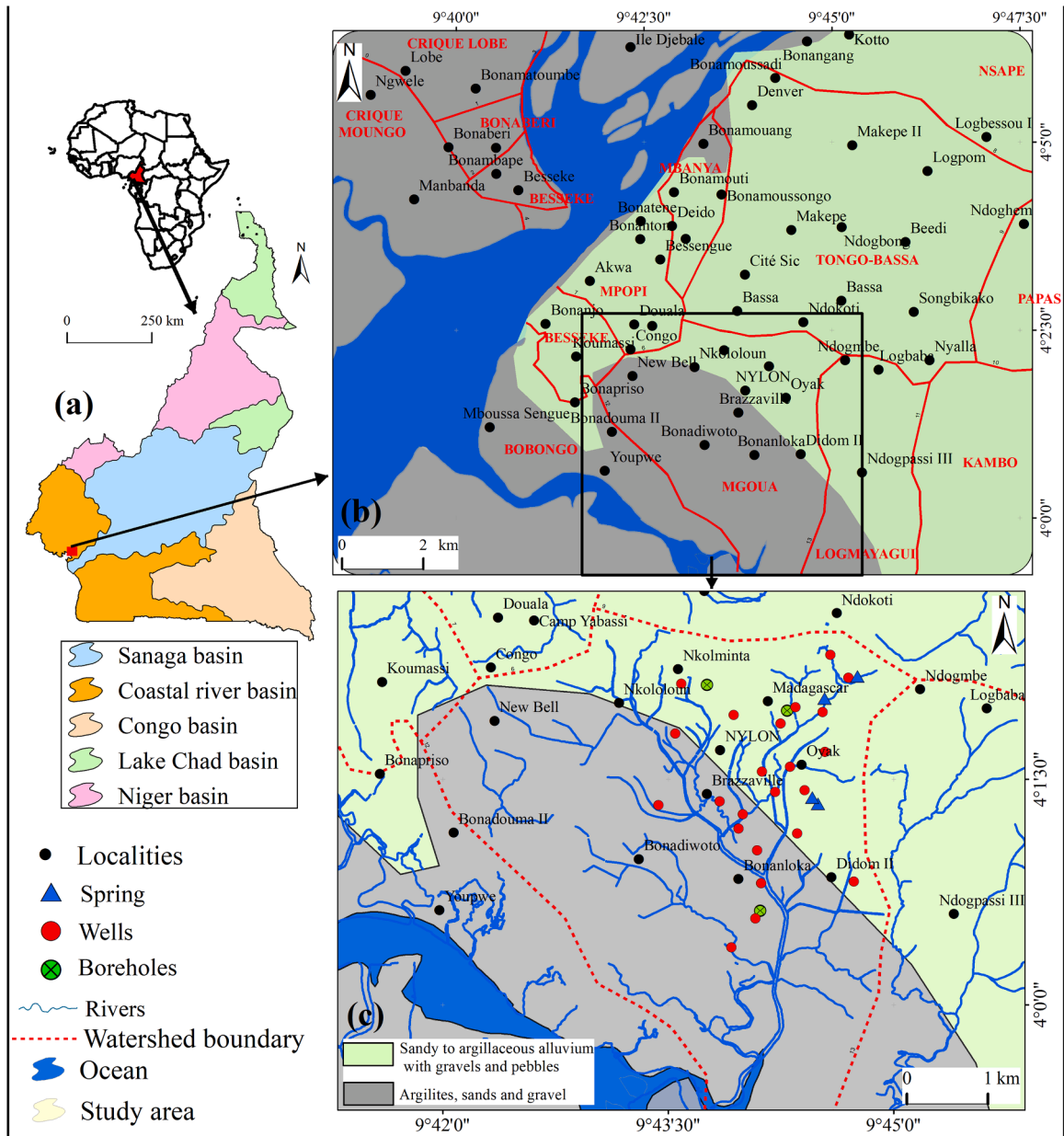


Fig. 1. Location of the study area (a) Cameroon in Africa and Douala in Cameroon (b) Ngoua watershed in the city of Douala (c) Watershed of Ngoua showing geological features and samples sites.

water, saline intrusion, residence time of water in the host rock, ambient temperature, and pH) and water from anthropogenic activities control groundwater quality [7,12–15,20,24]. These factors and their interactions result in complex groundwater quality.

Hydrogeochemical investigation is a technique to identify the hydrogeochemical processes responsible for water chemistry and the sources of major ions. For optimal exploitation of groundwater resources, it is important to understand the physicochemical variations [25–28]. Several studies have been carried out to assess the hydrogeochemical quality of groundwater and its implication for domestic, industrial and irrigation use as well as health and environmental risks. These studies have shown the hydrochemical processes controlling groundwater quality, the sources of pollutants in water for drinking, industrial and irrigational purposes [7,9,15,18,21,22,28,29]. Techniques such as PCA (Principal Component Analysis), WQI (Water Quality Index) SAR (Sodium Absorption Ratio) and others are methods used to assess the suitability of groundwater for various activities.

The present work was carried out in the Ngoua catchment located in the South-East of Douala city. It aims at studying physicochemical parameters such as pH, temperature, total dissolved solids (TDS), electrical conductivity (EC), cations (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) and major anions (Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_3^-). This work deals with an integrated approach by considering the general hydrochemistry, hydrochemical facies, groundwater quality index in order to identify the major hydrochemical processes affecting water chemistry as well as the origin of ions and pollutants in the groundwater of the study area. The main objective of this study is to assess the

CHRONOSTRATIGRAPHY		LITHOLOGY	FORMATIONS	HYDROSTRATIGRAPHICAL FORMATIONS
QUATERNARY	Actual Pleistocene	Alluviums sands		Quaternary alluviums
TERTIARY	Pliocene	Sands Shales	WOURI	Mio-Pliocene sands aquifer
	Miocene	Fine to coarse-grained Grave Channel-filled sands Lenses Volcanic rock		
	Oligocene	Shales	MATANDA	Aquiclude
		Sands and gravels Clayed sands Shales Sands Maris	SOUELABA	Aquiclude/Aquitard
	Eocene	Sandstones Maris	NKAPPA	Paleocene sands
	Paleocene	Shales Calcareous Sandstones		
LATE CRETACEOUS	Maastrichtian	Sandstones Clays with intercalation of sands Limestones Fossiles shales	LOGBABA	Aquiclude /Aquitard
	Cenomanian	Sandstones	MOUNDECK	Basal sandstones
EARLY CRETACEOUS	Albian	Conglomerate		
	Aptian			
PRECAMBRIAN		Crystalline basement		Crystalline basement

Fig. 2. Chronostratigraphic column of the Douala-Kribi-Campo sedimentary basin and major aquifer units [32].

hydrogeochemical quality of groundwater in the Ngoua catchment and its implication for domestic use. To assess the suitability of this resource for domestic use, parameters such as WQI and SAR were determined. In addition, spatial distribution diagrams of WQI, SAR, NO_3^- and SO_4^{2-} were made using ArcGIS software to assess the degree of pollution and vulnerability of the groundwater. This study will be crucial in the optimal and sustainable management of groundwater resources in this locality.

Study area

The study area is located in the lowlands of Cameroonian coast. It is one of the sub watersheds of Douala city (Fig. 1). The Ngoua watershed with its main NE-SW extension covers an area of 24.5 km^2 . Including neighbourhoods New Bell, Nkololoun, Nylon, Brazzaville, Oyack, Soboum, Song Mahop, Bilongue, 'Cité des Billes', Bonaloka and Bassa industrial zone plateau. In addition, this watershed with its 213 inhabitants/ha is one of most densely populated in the city of Douala and represents nearly 12 % of the demographic weight of the city. The climate is equatorial, Cameroonian type, subcoastal type, characterized by average annual rainfall of 4000 mm record for long term of 42 years (1978–2020). The average annual temperature is around 27°C . It varies between 25.1°C in August and 28.4°C in February. The winds are rarely violent there: the average speed is around 1 m/s while the maximum speed does not exceed 14 m/s.

The Ngoua River which receives the waters of the Ngoua watershed is formed of two main arms on either side of the NE. The arm on the West side has seven main tributaries. It measures about 5 km. The arm on the East side is subdivided into two drains, the first of which has its source south of the railway line. The second drain which flows parallel to the first takes its source on the mission of development and management of industrial zones (MAGZI) side. The first drain measures about 4 km up to its confluence with west tributary. The Ngoua River is 7 km long from the source of its main path to the confluence with Bobongo River which empties to Doctor Creek. This watercourse drains discharges from several industries and is therefore subjected to significant industrial pollution.

Geology and hydrogeology

Geology

The study area is located inside the Douala-Kribi-Campo sedimentary basin. The latter is separated from the Rio Del Rey basin by the horst of the Mount Cameroon-Bioko volcanic axis. It is located on the edge of the Gulf of Guinea. In this coastal basin, the deposits are divided into coastal sand, black mangrove muds and fluvial alluvium accumulated over a large thickness in continuity with the Pliocene to present deposits.

The geological formations encountered in the study area are Quaternary sediments. They represent the Wouri formation (Pliocene-Pleistocene). It consists of three levels: a coarse level, a gravelly level, and a sandy level with a more or less kaolinitic clay matrix [30]. The alluvial sediments are between 50 and 60 m thick [31] and are mainly composed of quartz and kaolinite [32–34].

The soils identified in the study area are ferrallitic and hydromorphic soils [35,36]. The mineralogy of ferrallitic soils indicates that the most abundant mineral is quartz followed by kaolinite, haematite, goethite and traces of illite, gibbsite and anatase [36]. In addition to the above mineral phase, the work of [37] also found smectite, halloysite, chlorite, feran hydrite, calcite ilmenite, muscovite, K-feldspar, gypsum, pyrite, and corundum in the paleocene-Eocene formation.

Hydrogeology

Several works [32,38–40] showed that the Douala-Kribi-Campo sedimentary basin is made up of three major aquifers according to the geological context (Fig. 2).

The upper aquifer consisting of Quaternary/Mio-Pliocene sand, gravel, sand-clay corresponds to the Wouri Formation [31,41]. These formations are found in the southern part of the basin. The alluvium is between 0 and 60 cm thick and consists mainly of fluvial and marine sand located on the West and South-East of the Wouri River. The aquifer here is unconfined with a depth to the water table of less than 1 m in the vicinity of the Wouri River and up to 20 m in the northern part of the basin. The sand table has a maximum thickness of 70 m to the SE of the Wouri and 200 m to the NW, consisting of sand, clay-sand and clay lenses. The hydraulic structures catching the aquifer are targeted at different depths from 60 to 180 m due to the multi-layer characteristics of the aquifer: the recorded pumping rate reaches $250 \text{ m}^3/\text{h}$.

The intermediate semi-confined to confined aquifer consists of sandy lenses, sandy clays, clayey sand and clays from the Upper Eocene to the Oligocene. Many authors have considered this aquifer as belonging to the Mio-Pliocene part SE of the basin [15,14,20,31,33,41–49]. In this area, most of the targeted boreholes are deeper than 70 m.

The deep sandy aquifer of the paleocene consists of sediments of the Nkappa Formation and the basal sandstones of the Moundeck Formation which are separated by the low permeability sediments of the Logbaba Formation. This aquifer outcrops in the NE part of the basin.

This study is limited to the Upper aquifer with depth ranging from 1 to 22 m.

Materials and methods

Samples collection and analyses

The sampling was carried out during the rainy season (September 2021). Natural water samples were collected from wells, springs and boreholes. Thirty representative groundwater samples were collected using the global positioning system (GPS) (Fig. 1). Samples

were collected in polyethylene plastic bottles. Thus, the *in situ* physical parameters (T °C, pH, EC, TDS) were determined using Hanna brand water test.

Afterwards, the collected samples were sent to the Laboratory of Geochemical and Water Analysis (LAGE/IRGM) in Nkolbisson (Cameroon) where chemical analyses were carried out. Some cations and anions were analysed. Cations analysed are calcium, magnesium, sodium, potassium, and hydronium and anions such as bicarbonate, chloride, sulphate, nitrate, phosphate and fluoride. These major cations were performed by Dionex ICP-90 ion chromatography and major anions (Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, and F⁻) by Dionex ICP-1100 ion chromatography. Alkalinity (HCO₃⁻) was determined after each daily sampling event by automatic titration with an 862 Compact Metrohm model.

Data treatment and water quality assessment method

All the data collected both in the field and in laboratory were processed with soft wares such as Excel, Surfer and ArcGIS. The values obtained at each sampling location were compared with the World Health Organization [50] standards for drinking water. From each sample, mean value, variance, standard deviation are determined. The mean values of these measured parameters obtained from the results of the statistical analysis were plotted into geochemical diagrams.

The illustrations of ionic signature helped us in revealing the principal ions controlling the water Piper diagram is used to determine the hydrogeochemical facies [51], Gibbs diagram and scatter plot were used to determine the origin of ions of groundwater [52] Water Quality Index was used to assess the portability, suitability and overall water quality of the groundwater for domestic purposes. Sodium adsorption ratio (SAR) and Soluble Sodium Percentage were used to assess water quality for agricultural irrigation.

The water quality index (WQI) is a useful tool to reduce many groundwater quality variables into a single representative value to effectively reflect water quality information [53]. Therefore, the water quality index (WQI) shows the impact of natural and anthropogenic activities on the quality of water for domestic purposes. The principle of calculation of WQI to assess overall water quality is the following: twelve water quality parameters were selected and weight (wi) was assigned to individual parameters The relative weight F (Wi) of the selected parameters was calculated using the following (Eq. (1)).

$$W_i = \frac{A_{wi}}{\sum_{i=1}^n A_{wi}} \tag{1}$$

Where Wi: relative weight, Awi: weight assigned to each parameter, and n number of total selected parameters. The quality rating (Qi) for each parameter is calculated according to Eq. (2):

$$Q_i = C_i/S_i \times 100 \tag{2}$$

Where Qi: quality rating, Ci: concentration of each specific chemical parameter in a groundwater sample (mg/L), and Si: drinking water standards determined by [50]. For the last step, the computing of overall WQI, the sub index for each parameter is determined using the following Eqs. (3) and (4)

$$S_i = W_i \times Q_i \tag{3}$$

$$WQI = \sum S_i \tag{4}$$

Where Sii sub-index of the ith parameter, Qi: rating based on the concentration of ith parameter, and n: total number of parameters. The overall water quality classification criteria show in (Table 1).

For estimation of the Sodium adsorption ratio (SAR) the following formula is used [54] (Eq. (5))

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Na^+ + Ca^{2+}}{2}}} \tag{5}$$

Soluble sodium percentage (%Na⁺) of water was determined using the equation given by [55] (Eq. (6))

$$\%Na = \frac{(Na^+ + K^+) \times 100}{Na^+ + K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}} \tag{6}$$

Table 1
Overall water quality classification.

WQI	Rank	Water quality
<25	I	Excellent quality
25–50	II	Good quality
50–100	III	Medium quality
100 –150	IV	Poor quality
>150	V	Very poor quality

Table 2Descriptive statistics of water chemical parameters for groundwater samples of Ngoua watershed (Douala-Cameroun) (units of parameters are mg. L⁻¹).

Types	Projects	pH	T	EC	Sal	TDS	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	F ⁻
Wells	Min	4.15	27.00	223.00	0	154.61	1.06	0.22	17.56	11.24	0.01	15.57	0.55	0.00	0.00	0.00	0.01
	Mean	5.91	27.29	545.04	0.19	377.90	28.06	6.63	41.82	16.70	0.11	69.87	20.49	113.13	85.61	0.97	0.16
	Max	6.44	27.60	918.00	0.40	636.48	203.83	31.23	203.80	19.89	1.30	177.42	113.50	856.60	338.81	14.78	0.57
	SD	0.52	0.14	214.24	0.14	148.54	49.52	9.36	41.64	2.18	0.32	37.25	29.29	119.20	101.54	3.22	0.13
Springs	Med	6.01	27.03	504.0	0.2	349.44	5.10	2.04	44,979	17.35	0.02	66.66	9.66	20.04	37.02	0.00	0.14
	Min	3.93	27.20	175.60	0.00	121.75	0.41	0.45	20.56	13.67	0	37.70	0.29	0.00	6.11	0.00	0.03
	Mean	4.16	27.28	364.15	0.08	252.48	11.88	2.49	22.95	19.48	0.01	56.06	17.57	20.89	39.76	7.31	0.11
	Max	4.73	27.30	617.00	0.20	427.77	23.56	5.69	27.35	22.56	0.01	86.14	56.40	41.92	102.32	29.26	0.24
Boreholes	SD	0.38	0.05	212.00	0.10	146.98	11.71	2.24	3.03	4.07	0.01	21.85	26.10	20.98	44.76	14.63	0.10
	Med	4.00	27.30	332.00	0.05	230.19	11.77	1.91	21.95	20.85	0.01	50.21	6.80	20.81	25.30	0.00	0.09
	Min	3.663	27.2	111.1	0	77.03	4.11	0.983	18.782	13.342	0	43.745	2.241	2.676	13.21	0	0.016
	Mean	4.37	27.23	347.47	0.10	240.91	7.48	3.26	31.76	14.53	0	63.24	10.38	27.56	37.44	0.00	0.12
WHO	Max	5.77	27.30	744.00	0.30	515.84	10.21	4.89	43.85	15.56	0	77.24	23.60	48.33	54.88	0.00	0.25
	SD	1.22	0.06	345.52	0.17	239.56	3.10	2.03	12.56	1.12	0	17.41	11.55	23.10	21.65	0.00	0.12
	Med	3.67	27.20	187.30	0.00	8.11	32.65	3.89	32.65	14.67	0	68.73	5.30	31.67	44.24	0.00	0.09
	WHO		6.5–8.5	28	1000	–	500	200	12	75	125	0.5	250	59	250	50	–

Results and interpretation

Groundwater quality

The chemical characteristic of wells, spring and boreholes are essential to the best comprehension of shallow aquifer. Groundwater quality determines its suitability for different purposes depending upon specific standards. The data of the physicochemical parameters of groundwater in the study area are presented in Table 2.

The pH of water from wells varies from 4.15 to 6.44 for an average of 5.91 ± 0.52 . For the springs it oscillates between 3.93 and 4.73 with an average (av) of 4.16 ± 0.38 . As for that of the boreholes, it fluctuates between 3.66 and 5.77 for an average of 4.37 ± 1.22 . This pH indicates that the groundwater in the study area is acidic to neutral. The samples having pH less than 7.0 are acidic and unsuitable for drinking. But the range for domestic water is 6.5–8.5. Temperature fluctuates from 27 to 27.60 °C (av. = 27.29 ± 0.14 °C); 27.20–27.30 °C (av. = 27.28 ± 0.05 °C) and 27.2–27.30 °C (av. = 27.23 ± 0.06 °C) respectively for water from wells, springs and boreholes. Groundwater temperature of the study area is lower than that recommended by WHO. The electrical conductivity (EC) values vary between 223 and 918 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (av. = 545.04 ± 214.14 $\mu\text{S}/\text{cm}$) in the wells; 175.60 and 617 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (av. = 364.14 ± 212 $\mu\text{S}/\text{cm}$) in the springs, and between 111.1 and 744.52 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (av. = 347.47 ± 345.52 $\mu\text{S}/\text{cm}$) in the boreholes. The electrical conductivity of the study area is average and the waters are moderately mineralized. It should also be noted that the EC of well water is slightly higher than that of spring and borehole water. Conductivity values of groundwater of Ngoua watershed are low than WHO standards. The TDS of water from wells, springs and boreholes in the study area varies respectively between 154.61 and 636.48 mg/L (av. = 377.90 ± 148.54 mg/L); 121.75–427.77 mg/L (av. = 252.48 ± 146.98 mg/L) and 77.03–515.84 mg/L (av. = 240.91 ± 239.56 mg/L). TDS values of 20 % of samples exceeded the acceptable drinking water quality standard. The EC and TDS values in the waters indicate the sources of the mineralization. The most abundant cation in all the sample points is calcium. Its values in groundwater in the study area are variable. They oscillate between 17.56 and 203.80 mg/L (av. = 81.82 ± 2.18 mg/L) in the wells. At the level of the springs, the Ca^{2+} varies between 20.56 and 27.35 mg/L (av. = 22.95 ± 3.03 mg/L). As far as drilling is concerned, its Ca ion values fluctuate between 18.78 and 43.85 mg/L (av. = 31.76 ± 12.56 mg/L). Several groundwater samples are within the permissible limit of [50] ($\text{Ca} > 200$ mg/L), except sample P12 whose concentration slightly exceeds standard limit. The values of the Na, K, and Mg ions vary respectively between 1.06 and 203.83 mg/L (av. = 28.06 ± 49.52 mg/L), 0.22–31.23 mg/L (average 6.63 ± 9.36 mg/L) and 11.24 and 19.89 mg/L (av. = 16.70 ± 2.18 mg/L) for wells. As for the springs, these ions vary respectively from 0.41 to 23.56 mg/L (av. = 11.88 ± 11.71 mg/L), 0.45–5.69 mg/L (av. = 2.49 ± 2.24 mg/L) and 13.67–22.56 mg/L (av. = 19.48 ± 4.07 mg/L) for the boreholes. Na, K, and Mg values of groundwater of Ngoua watershed are low than WHO standards. But sample P21 has a high concentration of Na. The NH_4^+ ion is less representative and fluctuates between 0.01 and 1.30 mg/L for an average of 0.11 ± 0.32 mg/L for the wells; of 0–0.01 mg/L (av. = 0.01 ± 0.01 mg/L) for the springs and its NH_4^+ ion concentration is absent in the boreholes. The order of abundance of the cation concentrations is as follows $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+$.

The distribution of anions shows that the most abundant anion is SO_4^{2-} . Its values vary between 0 and 856.60 mg/L (av. = 113.13 ± 119.20 mg/L) for the wells. At the sources, its values oscillate between 6.11 and 102.32 mg/L (av. = 39.76 ± 44.76 mg/L). For boreholes this anion varies between 3.21 and 54.88 mg/L (av. = 37.44 ± 21.65 mg/L). The concentration of SO_4^{2-} in 13.33 % of groundwater samples exceeded stipulated limits (250 mg/L). NO_3^- values of groundwater ranged from 0 to 338.81 mg/L (av. = 85.61 ± 37.02 mg/L) in wells. At the level of the springs, the NO_3^- varies between 26.11 and 102.32 mg/L (av. = 39.76 ± 25.81 mg/L). As far as drilling is concerned, its NO_3^- ion values fluctuate between 13.21 and 54.8 mg/L (av. = 37.44 ± 44.23 mg/L). The average concentration of nitrate in the groundwater of the Ngoua watershed is higher than the standard prescribed by the WHO in wells and moderate in springs and boreholes. The samples having NO_3^- high than 50 mg/L are unsuitable for drinking and domestic purposes. In this study, the exceeding nitrate was 40 %.

The concentration of Cl, HCO_3^- , PO_4 and F ions varies respectively between 15.57 and 177.42 mg/L (av. = 69.87 ± 37.25 mg/L), 0.55–113.50 mg/L (av. = 20.49 ± 29.29 mg/L), 0–14.78 mg/L (av. = 0.97 ± 3.22 mg/L) and 0.01–0.57 mg/L (av. = 0.16 ± 0.13 mg/L) for the wells. The variations of these anions in spring water are as follows 37.70–86.14 mg/L (56.06 ± 21.85 mg/L); 0.29–56.40 mg/L (av. = 17.57 ± 26.10 mg/L); 0–29.26 mg/L (av. = 7.31 ± 14.63 mg/L) and 0.03–0.24 mg/L (av. = 0.11 ± 0.10 mg/L). The anions Cl, HCO_3^- , PO_4 and F vary respectively between 43.75 and 77.24 (av. = 63.24 ± 17.24); 2.24–23.60 (av. = 10.38 ± 11.55); 0.02–0.25 (av. = 0.12 ± 0.12) for fluorine and absence of phosphate in boreholes. The Cl, HCO_3^- , PO_4 and F values of groundwater of Ngoua watershed are low than WHO standards. It should be noted that the presence of high concentrations of nitrate and sulphate ions in the waters of the study area compared to the guide values is a proof of industrial and domestic pollution origin. The order of increasing classification of the anions is as follows $\text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{PO}_4^{3-} > \text{F}^-$.

The abundance of major ions of groundwater in the Ngoua watershed is as follows $\text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{HCO}_3^- > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$

Hydrogeochemical facies

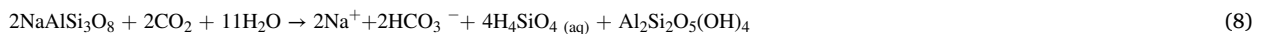
The Piper diagram [51] explains the hydrogeochemical variations of groundwater and the chemical facies. The cation distribution in the Piper diagram shows that the majority of the samples fall in the $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ domain in the cation triangle. NO_3^- , Cl, and SO_4 ions are the most abundant (Fig. 3). Thus, the distribution of chemical facies of groundwater in the study area is as follows: 63.33 % Ca- HCO_3^- , 23.33 % Ca-Mg-Cl and finally 13.33 % Na-Cl (Fig. 3).

Hydrogeochemical processes

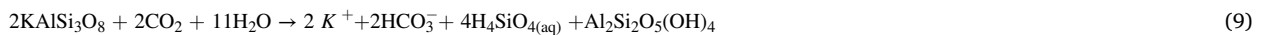
Several diagrams and the calculation of some ratios make it possible to determine the origin or the source of the ions and the geochemical processes which control them.

The Na^+/Cl^- ratio varies between 0.01 and 1.18 and the Na^+/Na^++Cl^- ratio oscillates between 0.01 and 0.54. These ratios being weak to moderate indicate that one part of the Na^+ and Cl^- ions would come from the dissolution of the halite (Eq. (7)). The high values of the Na^+/Cl^- ratio are probably linked to interaction between water and rock. Indeed, the alteration of the feldspars following the reaction (Eq. (8)) produces kaolinite, coming from the alteration of the rocks of the Mio-Pliocene.

The low values of the Na^+/Cl^- ratio indicate the processes of ionic exchange between Na^+ and Ca^{2+} on the one hand and on the other hand between Na^+ and Mg^{2+} are another source of Na^+ . Nevertheless, these ions can also have an anthropogenic origin associated with the return of wastewater (industrial and domestic). The Na^+ vs. Cl^- diagram (Fig. 4a) shows a strong positive correlation with the correlation coefficient $R^2 = 0.718$. Thus confirming that part of the Na^+ and Cl^- ions come from the dissolution of the halite. Nevertheless, the Na vs. HCO_3 binary diagram shows that



The $Na^+ + K^+$ vs $Cl^- + SO_4^{2-}$ relationship shows that salts such as sodium sulphate or potassium chloride could be one of the sources of potassium ions present in the aquifer (Fig. 4b). This is confirmed by the Na^+ vs SO_4^{2-} diagram (Fig. 4c). However, potassium ions also come from the weathering of silicate minerals such as potassium feldspars (Eq. (9)).



The Ca/Mg (0.09–11.48), Ca/HCO_3 (0.18–72.96), $Ca/ Ca+Mg$ (0.48–0.91) $Ca+Mg/Na+K$ (0.33–18.72), Mg/Ca (0.08- 1.09), $Mg/ Ca+Mg$ (0.08–0.52), Ca/SO_4 (0–7.02), $Ca/Ca+SO_4$ (0.2–1.2), $Ca+Mg/SO_4$ (0–12.00), These average ratios to high show that the Ca^{2+} ,

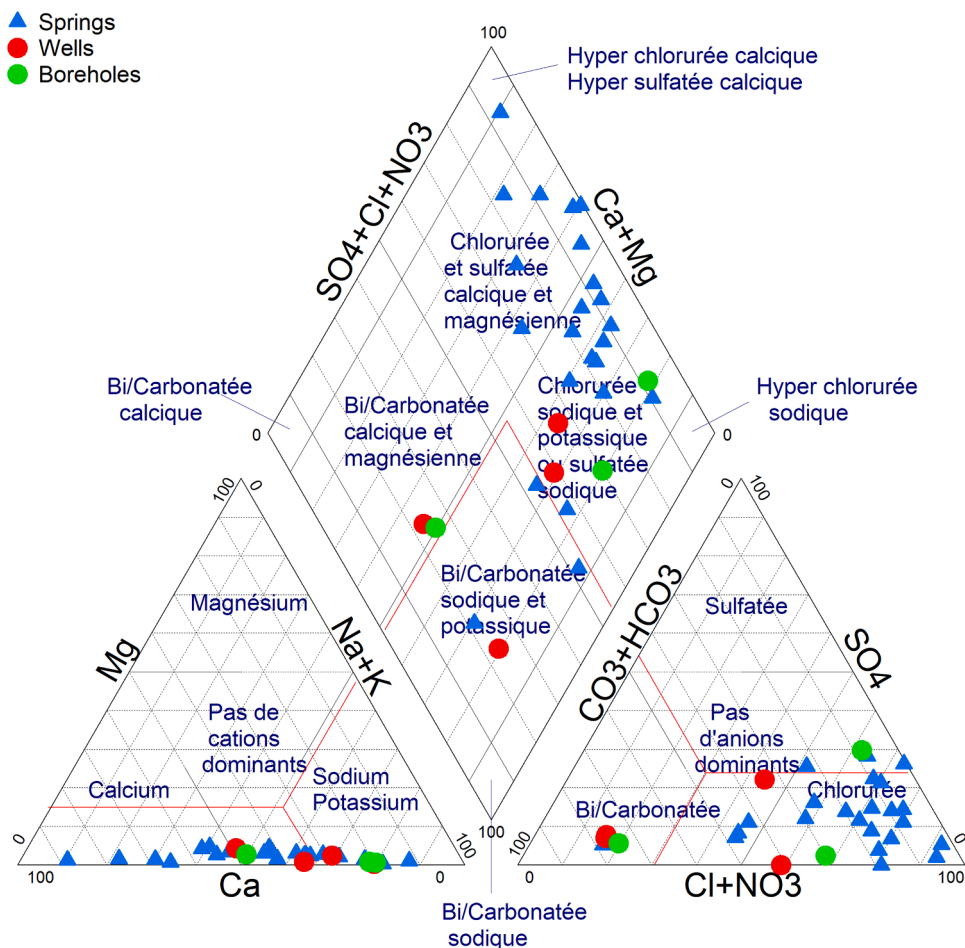


Fig. 3. Hydrochemical facies of Ngoua groundwater according to Piper [51].

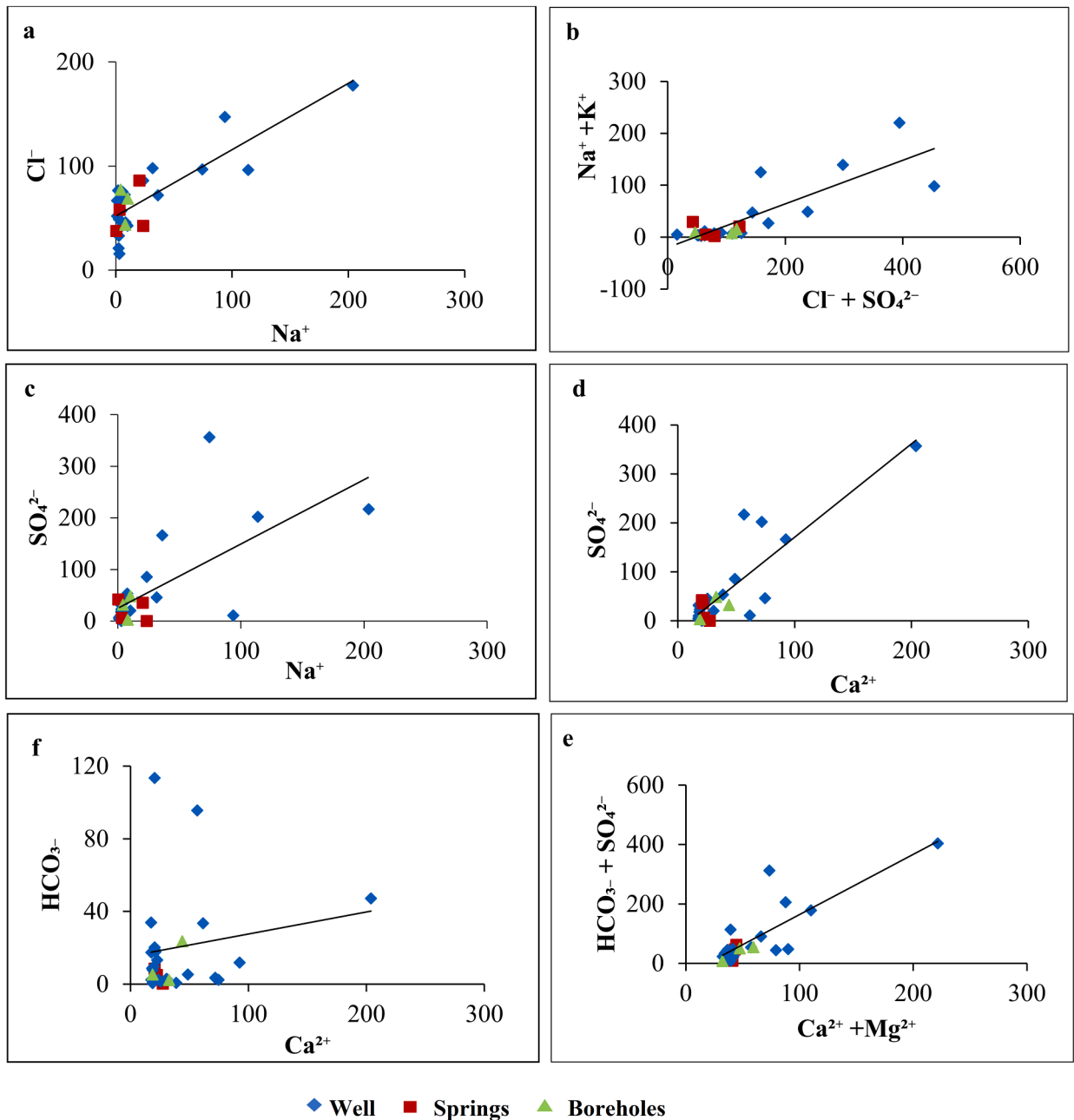


Fig. 4. Diagram of relationships between major ions: (a) Na vs Cl; (b) $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$ vs. $\text{Na}^+ + \text{K}^+$; (c) Na vs. SO_4^{2-} (d) Ca^{2+} vs. SO_4^{2-} ; (e) $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ vs. $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$; (f) Ca^{2+} vs. HCO_3^- .

Mg^{2+} , HCO_3^- and SO_4^{2-} ions derive mainly from the dissolution of dolomites, crystalline limestones and calc magnesian silicates. Most of these ions come from the dissolution of calcite, gypsum and plagioclase. The dissolution of gypsum leads to the release of ions into groundwater (Eq. (10)). The carter diagram of Ca^{2+} vs SO_4^{2-} presents a good positive correlation with a correlation coefficient $R^2 = 0.776$ affirming that part of these ions would come from the dissolution of gypsum (Fig. 4d). Some of these plotted samples move away from the 1:1 line suggesting that the presence of these ions in groundwater in the study area might have another source.



Ca^{2+} ion concentrations in almost all the samples analysed in the study area implies that these ions would have another source such as the weathering of carbonate minerals. The dissolution of dolomite and calcite plays a critical role in the enrichment of groundwater with Ca^{2+} , Mg^{2+} and HCO_3^- ions. Thus, the dissolution of dolomite releases Ca^{2+} , Mg^{2+} and HCO_3^- ions in the groundwater of the study

area with the acid pH of these waters (Eq. (11)). The correlation diagram Ca+Mg vs HCO₃ +SO₄ (Fig. 4e) shows a strong positive correlation (R² = 0.7). Upon analysis of this diagram, the dissolution of carbonate minerals is the main dominant process that supplies Ca²⁺ and Mg²⁺ ions in the groundwater of the study area. In addition, the dissolution of silicate minerals contributes to increase the quantity of Ca²⁺ and Mg²⁺ ions. This fact corroborates with the values of rMg /Ca where nearly 70 % of the groundwater samples of the study area analysed present ratios lower than 0.9, thus suggesting the origin of dolomites or limestones.



The dissolution of calcite leads to the discharge of Ca²⁺, HCO₃⁻ ions (Eq. (12)). The Ca vs HCO₃ diagram (Fig. 4f) shows that the Ca and HCO₃ ions do not only come from the dissolution of calcite. Groundwater samples are scattered across the trend line. But the majority of these samples fall back to Ca. This indicates that alternating adsorption of Ca and Na may occur in the study area, which could decrease HCO₃ and increase Ca.



The Gibbs diagram [43] used in this study aims to evaluate the functional sources between the composition of groundwater and the processes controlling the chemical variation. Thus, the geochemical data of the sampling points of the Ngoua watershed have been plotted in this diagram (Fig. 5). The majority of the plotted samples are located in the Rock-Water Interaction and freshening domains. The analysis of Fig. 5, (Na⁺/(Na⁺+Ca²⁺)) vs TDS) shows that TDS increases with (Na⁺/(Na⁺+Ca²⁺)) ratio suggesting that cations exchange would affect groundwater hydrochemistry of study area. Nevertheless, it should be noted that the Gibbs diagram takes into account the natural factors that influence the hydrochemistry of groundwater but cannot identify the impacts of anthropogenic activities in water quality.

Suitability for domestic purposes

Groundwater quality for drinking purpose

The comparison of hydrochemical parameters of groundwater with standard limits proposed by WHO to assess their suitability for drinking was determined. As shown in Table 1, NO₃⁻ is most prevalent contaminant in groundwater of study area. 36 % (11 samples over 30) of groundwater have NO₃⁻ concentration higher than WHO drinking limit 09 groundwater samples for wells, 01 for spring and 01 to borehole. The high concentrations of NO₃⁻ in groundwater suggest that human activities (industrial activity) is intense and responsible factors for groundwater pollution in study area. Concentrations of TDS, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, NH₄⁺, SO₄²⁻ and HCO₃⁻ in some of the samples are higher than World Health Organization (WHO). Six samples have TDS concentration higher than WHO drinking standard. Three samples contain high concentration of SO₄²⁻ compared to the limit values of WHO. In this study the physicochemical parameters were compared with the quality standard by WHO. But it does not give the overall water quality, hence the need for the notion of water quality index. Water quality index (WQI) is a method which gives an appropriate idea about the overall quality of water.

The overall water quality assessment results in study area are shown in (Table 3). The analysis of (Table 3) shows that of the 30 samples, 20 are of excellent quality (66.66 %), 3 are of good quality (10 %) 4 are of medium (13.33 %) 2 are of poor quality (6.66 %) and 1 sample is of very poor quality (3.33 %).

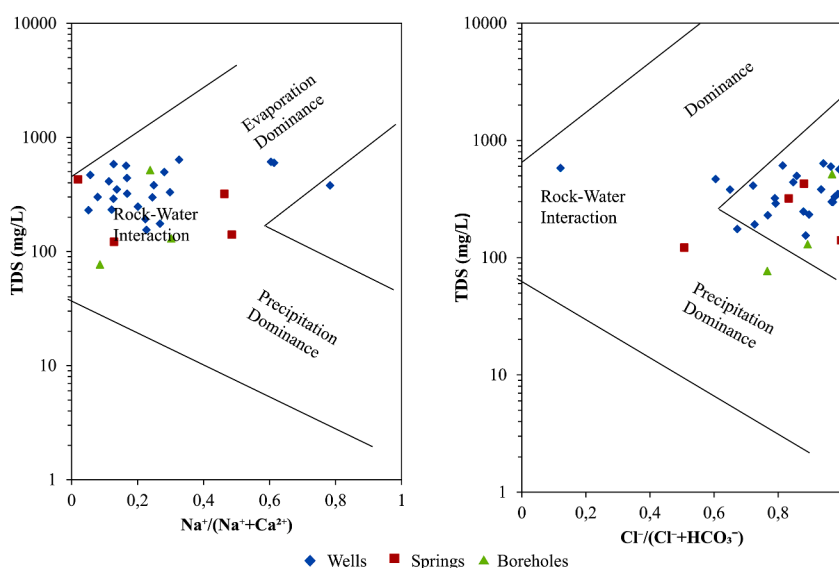


Fig. 5. Origin and source of elements in groundwater of Ngoua according to Gibbs [52].

Table 3
Overall water quality and possible use of groundwater in Ngoua watershed.

codes	WQI	WQI	possible use
P1	4.91	Excellent quality	potable water, irrigation, industry
P2	7.11		
P3	5.84		
P6	8.13		
p7	9.69		
p9	5.07		
p10	6.27		
p11	3.84		
p12	3.29		
p15	4.83		
p16	5.83		
p17	13.09		
p20	13.14		
P22	3.66		
P23	4.29		
S2	38.52		
P5	63.66	medium quality	irrigation, industry
p8	73.44		
p13	58.13		
F3	65.27		
P14	130.88	poor quality	irrigation
P21	105.87		
p18	187.21	very poor quality	treatment before use

Groundwater quality for irrigation

In this study to assess water quality for agricultural irrigation, it necessary to calculate sodium adsorption ratio and soluble sodium percentage

Sodium adsorption ratio (SAR)

The SAR value is the capacity of soils to adsorb Na⁺ from irrigation water and the possibility of sodium hazard to soils posed by

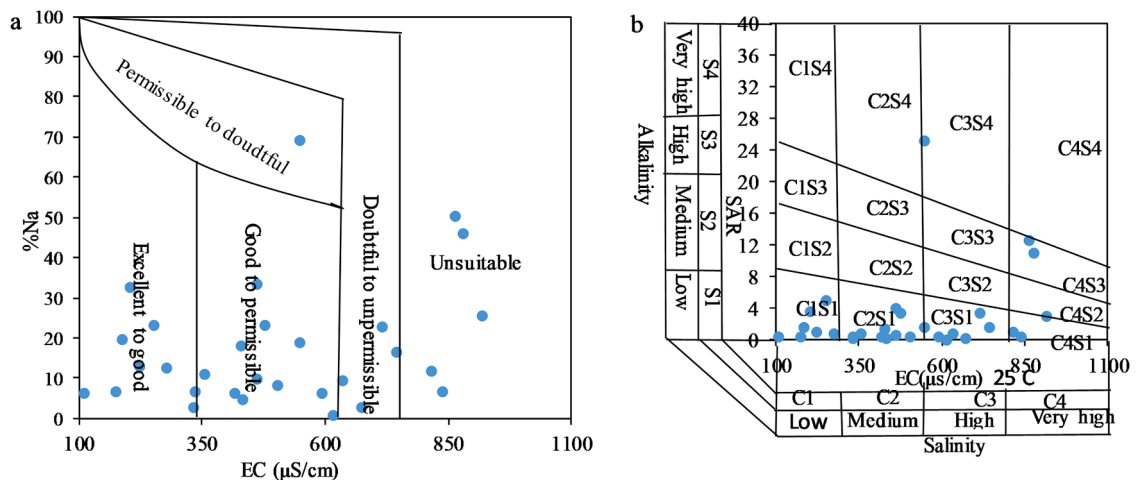


Fig. 6. a. Classification of groundwater quality based on SAR and conductivity by USSS and b. Irrigation water quality assessment based on Wilcox diagram.

irrigation with water containing large amounts of sodium

Classification of water sodium hazard based on SAR Values are excellent (<10), good (10–18), fair (18–26), and poor (>26). In this study SAR values ranged to 0.21–25.29, with average of 3.3. All the samples are associated with low sodium except sample (P21) and can be classified as an excellent category for irrigation

The US Salinity Laboratory (USSL) diagram [56] considers the alkalinity and salinity of irrigation water simultaneously. The majority of samples are plotted in CS1 except 03 samples in C4S1, 02 in C4S3 and 01 in C3S4 indicating an excellent to acceptable quality for irrigation (Fig. 6a). The samples plotted in C4S1 (sample 11) and C4S3 (samples 18) contain high salinity and are not suitable for irrigation. The samples plotted in C3S4 (sample 23) contains high alkalinity and is not acceptable to irrigation.

Soluble sodium percentage

Soluble sodium percentage (%Na) is furthermore another indicator of sodium hazard posed by poor irrigation water quality.

Alkali hazards could be separated into suitable ($<30\%$), marginally suitable (30%–60%), and unsuitable ($>60\%$). The %Na in this study area ranged to 0.91%–69.36% with average of 17.49%. The high values of Na% (36.67%) of the groundwater were unsuitable for irrigation (Fig. 6b).

Anthropogenic activities

Several studies conducted in the city of Douala have shown that variations in hydrogeochemical properties of groundwater such as TDS, major ions and nitrates can come from inputs from anthropogenic activities. In fact, industrial activity is the main practiced in the city of Douala. However, the discharge of domestic and industrial effluents without any prior treatment constitutes a threat to water resources. The most exploited free aquifer is the most vulnerable or even polluted [14,15,20,23,45–48,57,58]. In this study, the relationship between SO_4^{2-} and NO_3^- has an index showing that anthropogenic input partially controls groundwater chemistry (Fig. 7).

Discussion

In this study, the standards of drinking water [50] form the basis for the evaluation of groundwater quality for drinking purpose. The acid to neutral pH obtained in the study area corresponds to that of groundwater in the Douala sedimentary zone. These results are consistent with those of several works [7,12,13,14,15,20,24,58]. The temperature of the study area is similar to the ambient temperature of the study area (27 °C). The rapid infiltration of water and the shallow flow path could be the cause of these low temperatures. The electrical conductivity of the study area is average and the waters are moderately mineralized. The EC and TDS values in the waters indicate the sources of the mineralization.

Ion origins and natural processes of groundwater

Gibbs

Gibbs diagram indicates that the chemical weathering of minerals and cations exchange will be the chemical processes involved in regulating the composition of the ionic charge of groundwater in the study area (Fig. 5). These results are in agreement with those of several authors [1,11,17,20,22,59–61].

Ion ratio

The results of this study indicated that dissolution of silicates (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ and HCO_3^-) and carbonate (gypsum and salt rock) is natural source of mineralization in groundwater of study area [3,7,15,20,24,48,59,61–65].

About Na^+ and Cl^- ion, results suggested that dissolution of halite, cations exchange and the dissolution of silicates are also the

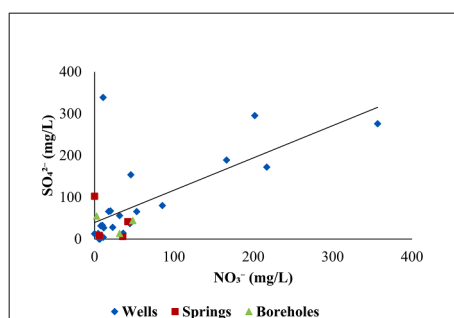


Fig. 7. Binary diagram SO_4^{2-} versus NO_3^- .

processes that control the presence of these ions in groundwater [20,22,24,59,65,61,66,67].

This study reveals that dissolution of gypsum, dissolution of dolomite and calcite associated with dissolution of silicate minerals are the processes release Ca^{2+} , SO_4^{2-} and HCO_3^- in groundwater of study area [3,11,15,24,29,48,59,61,62,64,67,68]

Groundwater pollutants

Sulfate and nitrate are the two main contaminants of groundwater of study area. The SO_4^{2-} vs NO_3^- diagram shows that these ions could be come from anthropogenic activities (Fig. 7).

The sulphates present naturally in water (concentration less than 1 g/l) can bind with many cations (calcium, magnesium, sodium, lead, barium, strontium, aluminium, etc.). The origin of these sulphates can also be human: pollution from the paper, textile, mining industries or treatment for water purification (aluminium and iron sulphates used for flocculation). However, the high concentrations of SO_4^{2-} ions in the underground passages of the study area would have an anthropogenic origin [12,48,69,70]. Indeed, the study area is located in the heart of the Douala Bassa industrial zone.

The spatial distribution values of SO_4^{2-} are presented in (Fig. 8). Sulfate concentration in 30 groundwater samples (13.33 %) exceeds the maximum allowable sulfate concentration limit for drinking purpose. The high value of sulfate is locally in middle and northeast of study area.

As for NO_3^- ions, their high values in the groundwater of Ngoua watershed are linked to pollutants deriving from industrials effluents. As far as the ion NO_3^- is concerned, more than 50 % of the samples have concentrations higher than those recommended by the WHO.

The high values of NO_3^- in groundwater were covered in the middle, west and southwest areas where industrial activities are concentrated (Fig. 9). Intensive industrial activities such as releasing NO_3 and other human activities such as domestic sewage discharge may be the major factors leading to groundwater nitrate contamination. Globally, groundwater pollution of the water table would be due to anthropogenic activities. These anthropogenic activities are the main source of high NO_3^- value [11,12,22,48,70]. Groundwater polluted in nitrate is responsible for health problems affected by population of study area and environmental degradation.

Quality of groundwater for drinking (water quality index (WQI))

The results of WQI indicate that most part of study area is occupied by excellent, good and medium quality water. Thus, the majority of groundwater in the study area is acceptable in quality and can be used for drinking, domestic use, industrial activities and irrigation [22,24,27,67,69,70]. But the studies of [1,6,11] show that WQI of groundwater of each locality is medium and good quality water respectively and not suitable for drinking.

The spatial distribution values of WQI are presented in (Fig. 10). The most of the study area is covered by excellent and good groundwater quality type. The medium, poor, and extremely poor qualities are observed in centre and northeast of the basin. The variation of groundwater quality from excellent to extremely quality could be caused by anthropogenic activities.

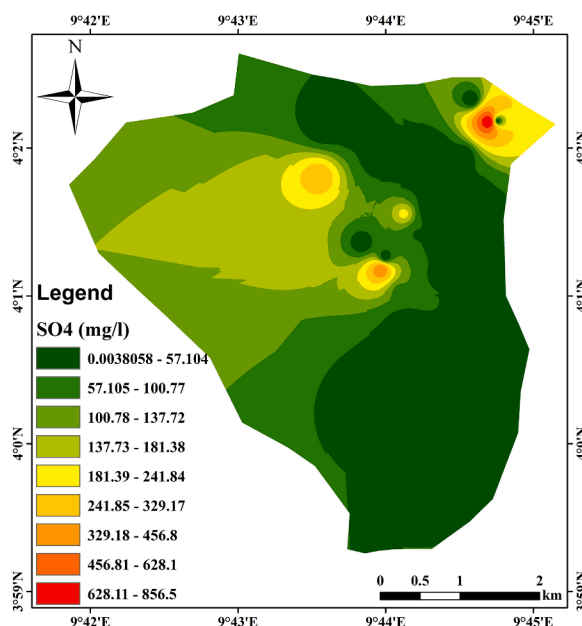


Fig. 8. Spatial distribution of SO_4^{2-} .

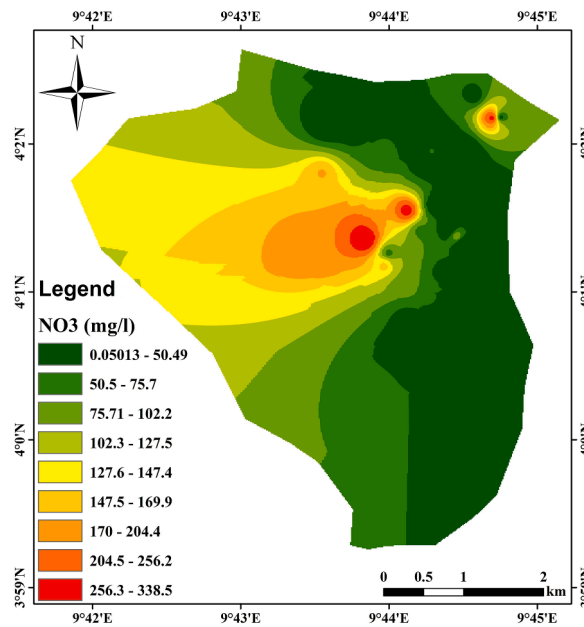


Fig. 9. Spatial distribution of NO₃⁻.

Groundwater quality for irrigation

SAR is the main factors to determinate the suitability of water for agricultural purposes. Sensibly, 90 % of samples with low SAR pose almost no risk of exchangeable sodium and excellent water quality for irrigation. The %Na is also used to determinate quality of water for agricultural irrigation. The results indicate that approximately 90 % of samples of study area is excellent and can be used for irrigation purposes according to several authors [1,11,22,69].

Also, the spatial distribution value of SAR is presented in (Fig. 11). This figure confirms that almost the entire of the study area is covered by excellent and good groundwater quality for irrigation purpose. Fair quality of groundwater is only locally distributed in mid-centre.

Conclusion

The city of Douala is the economic capital of Cameroon where the majority of industries are located. Ngoua watershed is the site chosen for this study. It is located in the Bassa industrial area. Human activities (industrial and domestic) contribute to the deterioration of groundwater in this area. However, groundwater is mainly the first source of water supply whether for industrial or domestic use. This study presents the hydrogeochemical quality of groundwater to rationalise the development of groundwater resource utilisation and protection in Ngoua catchment

The Results have shown that the pH of groundwater in the study area is acidic to neutral. Several factors may be responsible for the acidic nature of groundwater in the study area (the silicate nature of the aquifer, the dissolution of the soil and anthropogenic activities (industrial and domestic wastewater; solid waste) would also be the cause of the acid character of these waters). Ngoua watershed is moderately mineralized. The abundant cation is calcium and anion sulfate Nitrate is the main contaminant. Chemical parameters distribution is as follows: NO₃⁻>SO₄²⁻>Cl⁻>Ca²⁺>Na⁺>HCO₃⁻>Mg²⁺>K⁺>PO₄³⁻>F⁻>NH₄⁺. Three hydrogeochemical facies have been identified in the Piper diagram: Ca-HCO₃ (> 60 %) as dominant types, Ca-Mg-Cl (> 20 %) and Na-Cl (>10 %). Na⁺ and Cl⁻ ions would come from the dissolution of the halite, the water-rock interaction and processes of ionic exchange between Na⁺ and Ca²⁺ on the one hand and on the other hand between Na⁺ and Mg²⁺. The Ca²⁺, Mg²⁺, HCO₃⁻ and SO₄²⁻ ions derive mainly from the dissolution of dolomites, crystalline limestones and calcium magnesian silicates.

Globally, water chemistry is predominantly controlled by weathering of the host rock through mineral dissolution and ion exchange processes as well as anthropogenic sources. The results of WQI indicate that most part of study area is occupied by excellent, good and medium quality water. Thus, the majority of groundwater in the study area is acceptable in quality and can be used for drinking, domestic purpose, industrial activities and irrigation. The variation of groundwater quality from excellent to extremely quality could be caused by anthropogenic activities. The results of SAR and %Na indicate that groundwater of study area is excellent and can be used for irrigation purposes. The mains contaminants on groundwater are NO₃⁻ and SO₄²⁻. It should be noted that the presence of high concentrations of nitrate and sulphate on the groundwater of the study area could be come from industrial and domestic pollution origin. Intensive industrial activities such as releasing NO₃ and other human activities such as domestic sewage discharge may be the major factors leading to groundwater nitrate contamination. Thus, geological processes and anthropogenic activities are

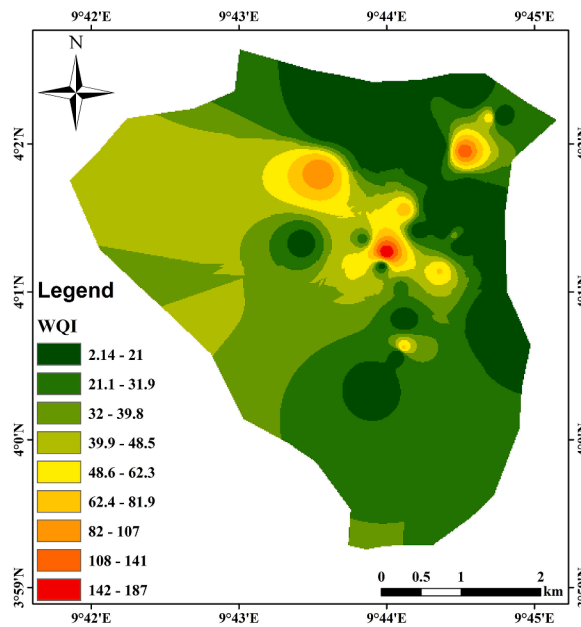


Fig. 10. Spatial distribution of WQI.

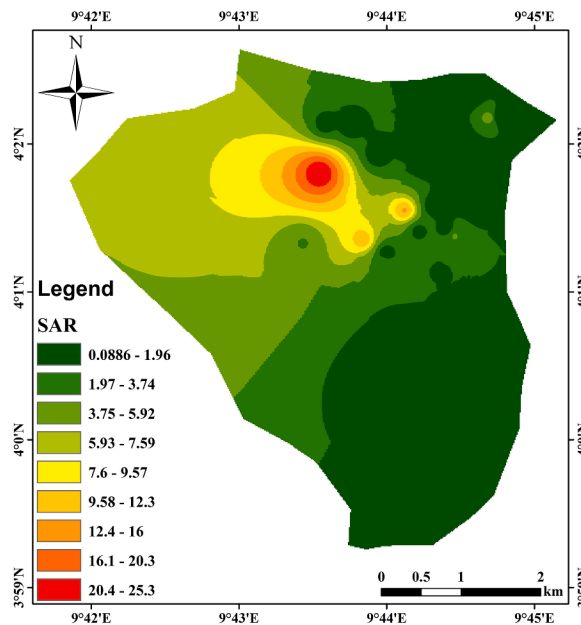


Fig. 11. Spatial distribution of SAR.

the major cause of deterioration of groundwater quality.

The results of the present study are important in the assessment of groundwater quality for domestic purposes and can be used to assure the quality of groundwater used for domestic, irrigation and industrial purposes in others regions. For rational and optimal management of groundwater in the area, it would be wise to assess the bacteriological quality on the one hand and the metallic trace elements on the other. Then, to treat the wastewater before it is discharged into the environment in order to limit possible contamination. It would also be important to apply preventive measures to protect and control the contamination of this resource.

Declaration of Competing Interest

The authors declare no conflict of interest. The funders have no role in the design of the study; in the collection, or interpretation of

the data; in writing the manuscript, or in the decision to publish the results.

Acknowledgements

The authors thank the Laboratory of Geochemical and Water Analyses of the Hydrology Research centre of Yaounde (Cameroon) for their support and the University of Yaounde I for the administrative facilitation. Furthermore, anonymous reviewers are thanked for their very helpful remarks and useful comments.

References

- [1] P. Li, J. Wu, H. Quian, Hydrochemical appraisal of groundwater quality for drinking and irrigation purpose and the major influencing factors: a case study in and around Hua County, China, *Arab. J. Geosci.* 9 (2016) 1–17, <https://doi.org/10.1007/s12517-015-2059-1>.
- [2] P.S. Chetan, S.S. Ahadal, Hydrochemistry of groundwater in North Rajasthan, India: chemical and multivariate analysis, *J. Environ. Earth Sci.* 76 (2017) 203, <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6496-x>.
- [3] M.J. Wirmvem, O. Takeshi, L.A. Nche, K.B. Tchakam, W.E. Kongso, M.E. Mimba, T.G. Bafon, M. Yaguchi, G.E. Takem, W.Y. Fantong, A.A. Ako, Effect of diffuse recharge and wastewater on groundwater contamination in Douala, Cameroon, *J. Environ. Earth Sci.* 76 (354) (2017) 1–23, <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6692-8>.
- [4] X. He, J. Wu, S. He, Hydrochemical characteristics and quality evaluation of groundwater in terms of health risks in Luohe aquifer in Wuqi County of the Chinese Loess Plateau, northwest China, *Hum. Ecol. Risk Assess. Int. J.* 1080-7039 (2018) 1549–7860, <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1531693>. Print.
- [5] H. Alidadi, B.T. Sany, B.Z.G. Oftadeh, T. Mohamad, Health risk assessments of arsenic and toxic heavy metal exposure in drinking water in northeast Iran, *J. Environ. Health Prev. Med.* 24 (59) (2019) 1–17, <https://doi.org/10.1186/s12199-019-0812-x>.
- [6] A. Rezaei, H. Hassan, E. Tziritis SBF Mousavi, N. Jabbari, Hydrochemical characterization and evaluation of groundwater quality in Dalgan basin, SE Iran, *J. Groundw. Sustain. Dev.* 10 (100353) (2020) 1–13, <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100353>.
- [7] A.M. Mufur, T. Awah, P.A. Tamfuh, M.A. Agendia, A.A. Ngambu, V.K. Kabeyene, Groundwater resources for domestic and irrigation purposes in Melong (Littoral Region, Cameroon): hydrochemical constraints, *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* 15 (7) (2021) 270–281, <https://doi.org/10.5897/AJEST2021.3027>.
- [8] M.S. Samtio, K.H. Rajper, A.S. Mastoi, R. Sadaf, R.H. Rajper, A.A.A.D. Hakro, M.H. Agheem, M.F. Lanjwani, Hydrochemical assessment of groundwater from taluka Dahili, Thar Desert, Pakistan, for irrigation purpose using water quality indices, *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 103 (10) (2023) 2368–2384, <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.189370>.
- [9] S. Barua, B.P. Mukhopadhyay, A. Bera, Hydrochemical assessment of groundwater for irrigation suitability in the alluvial aquifers of Dakshin Dinajpur district, West Bengal, India, *Environ. Earth Sci.* 80 (514) (2021) 1–14, <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09832>.
- [10] Z. Gao, C. Han, Y. Xu, Z. Zhao, Z. Luo, J. Liu, Assessment of the water quality of groundwater in Bohai Rim and the controlling factors—a case study of northern Shandong Peninsula, north China, *J. Environ. Pollut.* 285 (117482) (2021) 1–10, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117482>.
- [11] X. Wang, W. Zheng, W. Tian, Y. Gao, X. Wang, Y. Tian, J. Li, X. Zhang, Groundwater hydrogeochemical characterization and quality assessment based on integrated weight matter-element extension analysis in Ningxia, upper Yellow River, Northwest China, *Ecol. Indic.* 135 (2022), 108525, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108525>.
- [12] G.T. Eneke, S.N. Ayonghe, D. Chandrasekharan, R. Ntchancho, A.A. Ako, O.F. Mouncherou, P. Thambidurai, Controls on groundwater chemistry in a highly urbanised coastal area, *Int. J. Environ. Res.* 5 (2) (2011) 475–490.
- [13] E.R. Wotany, S.N. Ayonghe WY, M.J.W. Fantong, T. Ohba, Hydrogeochemical and anthropogenic influence on the quality of water sources in the Rio del Rey Basin, South Western, Cameroon, Gulf of Guinea African, *J. Environ. Sci. Technol.* 7 (12) (2013) 1053–1069, <https://doi.org/10.5897/AJEST2013.1578>.
- [14] R.D. Tatou, V.K. Kabeyene, G.E. Mboudou, Multivariate statistical analysis for the assessment of hydrogeochemistry of groundwater in Upper Kambo Watershed (Douala-Cameroon), *J. Geosci. Environ. Prot.* 5 (2017) 252–264, <https://doi.org/10.4236/gep.2017.53018>.
- [15] T.B. Ketchemen, N.S. Ngo Boum, S.R. Ebonji, B.Y. Nlend, H. Emvoutou, O. Nzegue, Factors influencing the shallow groundwater quality in four districts with different characteristics in urban area (Douala, Cameroon), *J. Geosci. Environ. Prot.* 5 (2017) 99–120, <https://doi.org/10.4236/gep.2017.58010>.
- [16] J.Y. Hwang, S. Park, H.K. Kim, M.S. Kim, H.J. Jo, J.I. Kim, M.G. Lee, I.K. Shin, T.S. Kim, Hydrochemistry for the assessment of groundwater quality in Korea, *J. Agric. Chem. Environ.* 6 (2017) 1–29, <https://doi.org/10.4236/jacen.2017.61001>.
- [17] F. Rakotondrabe, J.R. Ndam Ngoupayou, Z. Mfonka, E.H. Rasolomanana, A.J.N. Abolo, B.L. Asone, A.A. Ako, M.H. Rakotondrabe, Assessment of surface water quality of Bétaré-Oya gold mining area (East-Cameroon), *J. Water Resource Prot.* 9 (2017) 960–984, <https://doi.org/10.4236/jwarp.2017.98064>.
- [18] H.C. Emvoutou, B. Ketchemen Tandia, S. Ngo Boum Nkot, R.C.S. Ebonji, G.E.E. Nlend, Y.B. Stumpp, C. Malozewski FP Serigne, Geologic factors controlling groundwater chemistry in the coastal aquifer system of Douala/Cameroon: implication for groundwater system functioning, *J. Environ. Earth Sci.* 77 (219) (2018) 1–23, <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7400-z>.
- [19] S. Sudip, A.H.M. Selim Reza, R. Mrina, Hydrochemical evaluation of groundwater quality of the Tista floodplain, Rangpur, Bangladesh, *J. Appl. Water Sci.* 9 (198) (2019) 1–12, <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1085-7>.
- [20] R.A. Akoachere, S.E. Egbe, T.A. Eyong, S.N. Edimo, S.N. Longonje, D.B. Tamba, N.B. Nelly, Seasonal variations in groundwater of the phreatic aquiferous formations in Douala city-Cameroon: hydrogeochemistry and water quality, *Open Access Libr. J.* 6 (e5328) (2019) 1–25, <https://doi.org/10.4236/oalib>.
- [21] T. Biswas, S.C. Pal A Saha, D.T. Islam, M. Shit, Hydro-chemical assessment of groundwater pollutant and corresponding health risk in the Ganges delta, Indo-Bangladesh region, *J. Clean. Prod.* 188 (2023), 114618, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135229>.
- [22] X. Ye, Y. Zhou, Y. Lu, X. Du, Hydrochemical evolution and quality assessment of groundwater in the sanjiang plain, China, *Water* 14 (1265) (2022) 1–16, <https://doi.org/10.3390/w14081265>.
- [23] J. Ndjama, A.A. Ako, D. Kuitcha, A.M. Tita, W. Fantong, G. Mafany, E.G. Takem, K.B.V.K. Popouo, Ecohydrology of surface and underground water of the Mgoua drainage basin in Douala (Cameroon), *Int. J. Res. Chem. Environ.* 4 (2014) 156–162.
- [24] O.A. Al-Khashman, A.Q. Jaradat, Assessment of groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural uses in arid environment, *Stoch. Environ. Res. Risk* (2014) 743–753, <https://doi.org/10.1007/s00477-013-0787-x>, ess 2Ass8.
- [25] N.S. Satya, H.S. Tajdarul, K. Alok, S. Debanjan, Hydrogeochemical characterization and quality assessment of groundwater in parts of Southern Gangetic Plain, *J. Environ. Earth Sci.* 75 (2016) 232, <https://doi.org/10.1007/s12665-015-5049-4>.
- [26] R. Barzega, A.A. Moghaddam, E. Tziritis, Hydrogeochemical features of groundwater resources in Tabriz plain, northwest of Iran, *J. Appl. Water Sci.* 7 (2017) 3997–4011, <https://doi.org/10.1007/s13201-017-0550-4>.
- [27] M.E.N. Agbor, N.S. Ntube, A.J. Nyangang, AR Ayuk II hydrogeochemical and biological evaluation of packaged groundwater sold in Douala City, Cameroon, *Open Access Libr. J.* 8 (2021) 1–19, <https://doi.org/10.4236/oalib.110822>, e8227.
- [28] A. Lawal, M. Tijani, D. Snow, M. D'Alessio, Quality and hydrochemical assessment of groundwater in geological transition zones: a case study from N.E. Nigeria, *Environ. Sci. Pollut.* 30 (4) (2023) 10643–10663, <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1561340/v1>.
- [29] D. Ruidas, S.C. Pal, I. Chowdhuri, A. Saha, T. Biswas, A.R.M. Islam M Shit, Hydrogeochemical evaluation for human health risk assessment from contamination of coastal groundwater aquifers of Indo-Bangladesh Ramsar site, *J. Clean. Prod.* 399 (2023) 13664, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136647>.
- [30] G.T. Mafany, Impact of the geology and seawater intrusion on groundwater quality in Douala. M Sc. Thesis. Buea University, Cameroon, (1999) 1–100.
- [31] T.H.B. Djeuda, E. Tanawa, E. Ngnikam, L. Cameroun, Tome I: Approvisionnement en Eau Potable. Collection Connaissances Des Presses, Universitaires de Yaoundé, 2001, pp. 1–359.
- [32] M. Regnault, Synthèse géologique du Cameroun, MINMIDT Cmr Ydé (1986) 1–119.

- [33] G.E. Takem, D. Chandrasekharam, S.N. Ayonghe, P. Thambidurai, Pollution characteristics of alluvial groundwater from springs and bore wells in semi-urban informal settlements of Douala, Cameroon, Western Africa, *J. Environ. Earth Sci.* 61 (2010) 287–298, <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0342-8>.
- [34] A.N. Sonfack, G. Ngueutchoua, Y.S. Ngagoum Kontchipe, F. Temgo Sophie, D.G. Nkouathio, A.S.L. Wouatong, R. Tchatchueng, G.R. Kenfack Nguemo, T. Njanko, Mineralogical and geochemical signatures of surface stream sediments from Dibamba River basin, SW Cameroon: implications for provenance, weathering, and tectonic setting 2021, *J. Afr. Earth Sci.* 181 (2021) 1–21, <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2021.104255>.
- [35] E.P.E. Ndome, Mineralogy, geochemistry and geotechnical applications of weathering products of sedimentary rocks of Douala. Ph.D. Thesis, Univ. Yaoundé I, Yaoundé, (2010) 1–212.
- [36] E.P.E. Ndome, V.L. Onana, L. Boubakar, V.K.K. Beyala, G.E. Ekodeck, Relationships between major and trace elements during weathering processes in a sedimentary context: implications for the nature of source rocks in Douala, Littoral Cameroon, *Chem. Erde Geochem.* 74 (4) (2014) 765–781, <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2014.05.003>.
- [37] G.F. Ngon Ngon, M.J.N.N. JEtame, O.C. Mbese, J.S. Mbai, E.C. Bayiga, M. Gerard, Geochemical and palaeoenvironmental characteristics of Missole I iron duricrusts of the Douala sub-basin (Western Cameroon), *C.R. Geosci.* 348 (2016) 127–137, <https://doi.org/10.1016/j.crte.2015.10.006>.
- [38] JD Dumort Notice Explicative Sur La Feuille Douala-Ouest carte Géologique De Reconnaissance (1/500 000), Publication Direction des Mines et de la Géologie du Cameroun, 1968, pp. 1–69.
- [39] G. Martin, Alimentation en eau de la ville de Douala à partir des eaux souterraines. Etudes et travaux. Rapport B.R.G.M. 79 Age 021 (1979) 1–143.
- [40] SNEC, Rapport Technique Sur Les Forages De Massoumbou, Société Nationale des Eaux du Cameroun, 1988, pp. 1–122.
- [41] F.G.A. Kamtan, Contribution à L'étude Hydrogéologique Du Bassin De Douala: Essai de Corrélation Des Niveaux Captés Dans L'aquifère Quaternaire, *Mémoire de Maîtrise. Université de Douala*, 1999, pp. 1–36.
- [42] G.E. Takem, D. Kuitcha, A.A. Ako, G.T.M. afany, A. Takounjou-Fouepe, R.N. JNdjama, B.H. Ateba, D. Chandrasekharam, S.N. Ayonghe, Acidification of shallow groundwater in the unconfined sandy aquifer of the city of Douala, Cameroon, Western Africa: implications for groundwater quality and use, *J. Environ. Earth Sci.* 74 (2015) 6831–6846, <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4681-3>.
- [43] T.B. Ketchemen Tandia, Déterminants hydrogéologiques de la complexité du système aquifère du bassin sédimentaire de Douala (Cameroun). Thèse doctorat d'Etat, Faculté des Sciences et Techniques, Univ. Cheick Anta Diop de Dakar, (2011) 1–211.
- [44] N.A. Kopa, H.D.J. Likeng, A. Nono, Hydrodynamique et qualité des eaux souterraines dans le bassin sédimentaire de Douala (Cameroun): cas des aquifères sur formations quaternaires et tertiaires, *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 6 (4) (2012) 1874–1894. ISSN 1991-8681.
- [45] A.S. Tening, G.B. Chuyong, G.A. Asongwe, B.A. Fonge, L.L. Lifongo, Ketchemen B Tandia, Nitrate and ammonium levels of some water bodies and their interaction with some selected properties of soils in Douala metropolis, Cameroon, *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* 77 (2013) 648–665, <https://doi.org/10.5897/AJEST12.082>.
- [46] R. Feumba, Hydrogéologie et évaluation de la vulnérabilité des nappes dans le bassin versant de Besseké (Douala-Cameroun). Thèse de Doctorat PhD, Département de Sciences de la Terre, Faculté des Sciences. Université de Yaoundé I, (2015) 1–226.
- [47] S. Ngo Boum-Nkot, B. Ketchemen-Tandia, Y. Ndje, H. Emvoutou, C.R. Ebonji, F. Huneau, Origin of mineralization of groundwater in the Tongo Bassa Watershed (Douala-Cameroun), *Res. J. Environ. Earth Sci.* 7 (2) (2015) 29–41, <https://doi.org/10.4172/2325-9647.1000117>.
- [48] W.Y. Fantong, B.T. Kamtchoung, B. Ketchemen-Tandia, D. Kuitcha, J. Ndjama, A.T. Fouepe, G.E. Takem, I.J. Wirmvem, L. Bopda Djomou, A.A. Ako, G.E. Nkeng, M. Kusakabe, T. Ohba, Variation of hydrogeochemical characteristics of water in surface flows, shallow wells, and boreholes in the coastal city of Douala (Cameroon), *Hydrol. Sci. J.* (2016) 2916–2929, <https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1173789>. ISSN: 0262:6667.
- [49] S. KoaH Na Lebogo, Sedimentologie et stratigraphie séquentielle du Paleocene-Eocene dans la partie Onshore du bassin côtier de Douala. Implications sur la prospection hydrogéologique. Thèse de Doctorat PhD, Département de Sciences de la Terre, Faculté des Sciences. Université de Yaoundé I, (2021) 1–131.
- [50] World Health Organization (WHO) Guidelines for Drinking-Water Quality, 4th ed., World Health Organization, Geneva, 2011. Recommendations.
- [51] A.M. Piper, Graphic procedure in the geochemical interpretation of Wat Anal US Geological Surv, Washington DC 1944.
- [52] R.J. Gibbs, Mechanisms controlling world's water chemistry, *Sciences* 170 (1970) 1088–1090, <https://doi.org/10.1126/science.170.3962.1088>.
- [53] A. Rezaei, H. Hassani Hydrogeochemistry study and groundwater quality assessment in the north of Isfahan, Iran, *J. Environ. Geochem. Health* 40 (2018) 583–608, <https://doi.org/10.1007/s10653-017-0003-x>.
- [54] L.A. Richards, Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils. U.S Department Agriculture HandBook, Washington (1954) 1–60.
- [55] DK Todd Groundwater Hydrology, 2nd ed., Wiley, New York, 1980, pp. 1–70.
- [56] US Salinity Laboratory Staf (USSL) Diagnosis and Improvement of Saline and Alkalis soil, US Depart Agric Handbook, Washington, D.C. 60 (1954) 1–160.
- [57] J. Ndjama, K.B.V. Kamgang, L. Sigha Nkamdjou, G. Ekodeck, M.A. Tita, Water supply, sanitation and health risks in Douala, Cameroon, *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* 2 (12) (2008) 422–429. ISSN 1991-637X.
- [58] M. Tajwar, A. Uddin, M.K. Lee, J. Nelson, A. Zahid, N. Sakib, Hydrochemical characterization and quality assessment of groundwater in Hatiya Island, Southeast. Coast. Reg. Bangladesh Water 15 (5) (2023) 905, <https://doi.org/10.3390/w1505090>.
- [59] E.D. Sunkari, M. Abub, P.S. Bayowobieh, U.E. Dokuza, Hydrogeochemical appraisal of groundwater quality in the Ga West municipality, Ghana: implication for domestic and irrigation purposes, *Groundw. Sustain. Dev.* 8 (2019) 501–511, <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.02.002>.
- [60] G.J. Ramatlapang, E.A. Atekwana, H.N. Alib, I.K. Njilah, G.R. Nkoue Ndong, Assessing salinization of coastal groundwater by tidal action: the tropical Wouri Estuary, Douala, Cameroon, *J. Hydrol. Reg. Stud.* 36 (2021), 100842, <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100842>.
- [61] G.R. Nkoue Ndong, S. Ngo Boum Nkot, F.T.E. Song, G. Eneke, D.E. Komba, B. Nlend, J. Etame, Hydrogeochemical characteristics and quality assessment of surface water in an agricultural area in equatorial Africa: the Mungo river basin, South West Cameroon, *Cent. J. Geosci. Environ. Prot.* 9 (2021) 164–181, <https://doi.org/10.4236/gep.2021.93010>.
- [62] A. Rouabhia, L. Djabri, R. Hadji, F. Baali, Ch Fehdi, A. Hani, Geochemical characterization of groundwater from shallow aquifer surrounding Fetzara Lake N. E. Algeria, *Arab. J. Geosci.* 5 (2012) 1, <https://doi.org/10.1007/s12517-010-0202-6>.
- [63] N. Al Farrah, K. Martens, K. Walraevens, Hydrochemistry of the Upper Miocene-Pliocenequaternary Aquifer Complex of Jifarah Plain, 14/3, NW-Libya, *Geologica Belgica*, 2011, pp. 159–174.
- [64] G.D. Moukandi N'kaya, Etude hydrogéologique, hydrochimique *in situ* et modélisation hydrodynamique du système aquifère du bassin sédimentaire côtier de la région de Pointe-Noire. Thèse Doctorat Ph/D Univ Marien Ngouabi (2012) 1–126.
- [65] J.R. Goabaone, A.A. Eliot, N.A. Hendratta IK Njilah, G.R. Nkoue Ndong, Assessing salinization of coastal groundwater by tidal action: the tropical Wouri Estuary, Douala, Cameroon, *J. Hydrol. Reg. Stud.* 36 (2021) 1–12, <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100842>.
- [66] G.P. Pencetti-Zuniga, L.A. Richards, I. Daniel, A.J. Boyce, D.A. Polya, Hydrochemical characterization, spatial distribution, and geochemical controls on arsenic and boron in waters from arid Arica and Parinacota, northern Chile, *Sci. Total Environ.* 806 (2021), 150206, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150206>.
- [67] J. Liu, M. Wang, Z. Gao, Q. Chen, G. Wu, F. Li, Hydrochemical characteristics and water quality assessment of groundwater in the Yishu River basin Acta Geophysica, 68(2020) 877–889 10.1007/s11600-020-00440-1.
- [68] E.P. Tziritis, P.S. Datta. R Barzegar, Characterization and assessment of groundwater resources in a complex hydrological basin of central Greece (Kopaida basin) with the joint use of hydrogeochemical analysis, multivariate statistics and stable isotopes, *Aquat. Geochem.* 23 (2017) 261–298, <https://doi.org/10.1007/s10498-017-9322-x>.
- [69] O.A. Akintunde, C.V. Ozebo, K.F. Oyedele, Groundwater quality around upstream and downstream area of the Lagos lagoon using GIS and multispectral analysis, *Sci. Afr. J. I* (16) (2022) 2468, <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2022.e01126>. -2276.
- [70] X. He, J. Wu, S. He, Hydrochemical characteristics and quality evaluation of groundwater in terms of health risks in Luohe aquifer in Wuqi County of the Chinese Loess Plateau, northwest China, *Hum. Ecol. Risk Assess. Int. J.* 25 (12) (2019) 31–51, <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1531693>.