

REPUBLIQUE DU CAMEROUN

Paix-Travail-Patrie

\*\*\*\*

UNIVERSITE DE YAOUNDE I

\*\*\*\*

FACULTE DES SCIENCES

\*\*\*\*

DEPARTEMENT DE CHIMIE

INORGANIQUE

\*\*\*\*



REPUBLIC OF CAMEROON

Peace-Work-Fatherland

\*\*\*\*

UNIVERSITY OF YAOUNDE I

\*\*\*\*

FACULTY OF SCIENCE

\*\*\*\*

DEPARTMENT OF INORGANIC

CHEMISTRY

\*\*\*\*

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

*POSTGRADUATE SCHOOL OF SCIENCE, TECHNOLOGY AND GEOSCIENCES*

UNITE DE RECHERCHE ET FORMATION DOCTORALE CHIMIE ET APPLICATIONS

*RESEARCH AND POSTGRADUATE TRAINING UNIT IN CHEMISTRY AND ITS APPLICATIONS*

LABORATOIRE DE CHIMIE PHYSIQUE ET ANALYTIQUE APPLIQUÉE

*LABORATORY OF APPLIED PHYSICAL AND ANALYTICAL CHEMISTRY*

**Étude de la qualité des ressources en eau destinées à la consommation humaine dans les sous-bassins versants du secteur aval du barrage de Lagdo (Régions du Nord et de l'Adamaoua-Cameroun)**

“ THÈSE ”

Présentée et soutenue en vue de l'obtention du **Doctorat/ Ph.D** en Chimie Inorganique

Option : Chimie Physique et Théorique

Par

**DAMMI DJIMI Estelle Gaëlle**, (Matricule 03Q038)

Master ès Sciences en Chimie

Sous la Direction de :

**GHOGOMU Julius NUMBONUI**

Professeur, Université de Dschang

**KETCHA Joseph MBADCAM**

Professeur, Université de Yaoundé I

Année académique : 2022-2023



REPUBLIQUE DU CAMEROUN

Paix – Travail – Patrie

UNIVERSITÉ DE YAOUNDE I

FACULTÉ DES SCIENCES

B.P. 812 Yaoundé

Département de Chimie Inorganique

Tel: (237) 677807132 / 695913937



REPUBLIC OF CAMEROUN

Peace – Work - Fatherland

UNIVERSITY OF YAOUNDE I

FACULTY OF SCIENCE

P.O. Box 812 Yaoundé

Department of Inorganic Chemistry

Phone: (237) 677807132 / 695913937

ATTESTATION DE CORRECTION DE THÈSE

DE DOCTORAT/Ph.D DE

Mademoiselle DAMMI DJIMI Estelle Gaëlle

Nous soussignés, **GHOGOMU Paul MINGO**, Professeur ; **KETCHA Joseph MBADCAM**, Professeur ; **NJOYA Dayirou**, Professeur ; **NDI Julius NSAMI**, Maître de Conférences ; enseignants de l'Université de Yaoundé I, respectivement Président, Rapporteur et Examineurs du Jury de soutenance de thèse de Doctorat/Ph.D de Mlle **DAMMI DJIMI Estelle Gaëlle**, Matricule **03Q038**; attestons que ladite thèse a été effectivement corrigée conformément aux recommandations du Jury devant lequel le travail intitulé: « *Étude de la qualité des ressources en eau destinées à la consommation humaine dans les sous-bassins versants du secteur aval du barrage de Lagdo (Régions du Nord et de l'Adamaoua-Cameroun)* » a été soutenu le **Vendredi 12 Mai 2023 à 10 heures**, dans la salle **Multimédia** du nouveau Bloc Pédagogique de l'Université de Yaoundé I.

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

Fait à Yaoundé le 15 Mai 2023

Le Jury

Président

Pr GHOGOMU Paul MINGO

Rapporteur

Pr KETCHA Joseph Mbadcam

Examineurs

Pr NJOYA Dayirou

Pr NDI Julius NSAMI

# Dédicace

*Je dédie ce travail à*

*Ma chère maman **TCHETMY Jacqueline***

*Pour tout son amour, ses conseils, son oreille attentive et sa tolérance aux multiples et divers manquements qui ont été les miens tout au long de Ce travail ; accepte ici, la marque réelle de mon infinie reconnaissance.*

*A ma fille **NZALLI JOUEGOUO Elisabeth Kayzie**, longuement sevrée de mon attention maternelle, mais qui a pu être résiliente à cette longue attente, patiente et brave pendant toutes ces années de travail, et n'a eu de cesse de m'encourager. Puisse cette œuvre être pour toi un aiguillon pour ton succès.*

# Remerciements

Mes sincères remerciements au Chef du département de Chimie Inorganique, **Pr. NDI Julius NSAMI** ainsi qu'à ses prédécesseurs, pour m'avoir offert l'opportunité de réaliser mon rêve et cursus doctoral jusqu'à son terme, pour sa rigueur scientifique et administrative, les échanges édifiants, sa patience et ses encouragements ;

Je remercie le **Pr. KETCHA MBADCAM Joseph** et le **Pr. GHOGOMU NUMBONUI Julius** pour avoir accepté de diriger ce travail ; leur rigueur, encouragements et disponibilité m'ont fortement éclairée dans ce long et difficile exercice, mais combien exaltant ;

Ma profonde gratitude au **Pr. GHOGOMU Paul MINGO** qui a œuvré matériellement pour l'échantillonnage et le démarrage opérationnel de ce travail. Je remercie le Grand homme, un papa au grand cœur et un homme de science dévoué et passionné de la recherche, et attentif aux soucis des apprenants qui ont pu le côtoyer ;

Mes remerciements spéciaux au **Pr. AKEBE Luther King Abia** pour son mentorat et sa contribution financière à la publication issue de ce travail. Pour sa rigueur et sa maturité scientifique, puisse les générations futures continuer à profiter de son expérience ;

Mes remerciements au **Pr. SIELIECHI Joseph-Marie** de l'Université de Ngaoundéré, laboratoire de substances actives et de pollution pour m'avoir accueillie dans son laboratoire et fourni les matériels et réactifs pour quelques analyses après l'échantillonnage ;

Ma sincère gratitude au **Pr. AYISSI Raoul Domingo**, chef de département de Mathématique pour m'avoir recommandée au **Pr. TAKAM SOH Patrice** à qui j'adresse ma profonde reconnaissance pour m'avoir acceptée dans son équipe, pour sa volonté à me guider dans le cadre du traitement statistique des données récoltées après caractérisation des eaux, et pour toute la confiance qui m'a été accordée ;

Ma reconnaissance est adressée au **Pr. NTAMACK** et **M. LINJOUR Antoine** du MINEE qui ont facilité ma collaboration avec l'UNICEF dans l'accord d'un financement en matériels et réactifs via l'ONG Première Urgence Internationale (PUI) ;

Je remercie très sincèrement :

Le responsable WASH, **M. BOUBAKAR** et au chef de laboratoire **Dr. NANA Gladys** de PUI d'avoir mis à ma disposition tout le nécessaire pour réaliser quelques analyses physico-chimiques ;

**Pr. AKO AKO Andrew**, hydrogéologue, pour sa contribution à la partie de ce travail qui a fait l'objet d'une participation orale et écrite lors de la 3<sup>ème</sup> conférence de « Arabian Journal of Geosciences » ;

**Pr. NOAH** et sa collègue **Dr. Claire** pour m'avoir accompagnée et assistée dans les analyses des paramètres bactériologiques dans leur laboratoire d'hydrobiologie et environnement de l'Université de Yaoundé I ;

**M. EBOUME BOUNTSEBE**, Spécialiste en Eau et Assainissement au Bureau de la Banque africaine de développement (BAD) au Cameroun, pour avoir apporté des réponses à mes préoccupations d'ingénierie de l'eau, ce qui a contribué à l'amélioration de la section discussion de cette thèse ;

**M. NANA OUMAROU** et **M. LOKODJE Benjamin** pour avoir été disponible pour l'élaboration de toutes les cartes qui ont été réalisées dans ce travail ;

**Pr. BELIBI BELIBI Placide** et au **Pr. KOUOTOU DAOUDA**, responsables du laboratoire de Chimie Physique et Théorique, pour leurs encouragements ;

**M. NYAMSI Max**, technicien du laboratoire de Chimie Appliquée de l'ENSAI de l'Université de Ngaoundéré pour sa disponibilité ;

Toute l'équipe de recherche de Chimie Physique et Théorique de l'Université de Yaoundé I à laquelle j'appartiens, pour m'avoir supportée pendant toutes ces années de déroulement de ma thèse, spécifiquement **Dr. ANKORO Naphtali ONDOGU'S** et le **Dr. NANGA CHE Randy**. Aux cadets du laboratoire, puisse ce travail stimuler en vous le désir de progresser en permanence dans vos travaux de recherches ;

Ma grande sœur **DJIMI Paule Aurélie**, pour sa modeste contribution financière et la confiance qu'elle m'a toujours accordée.

Mes remerciements distinctifs et ma profonde gratitude à **M. MANGELE Sébastien Théophile** pour ses multiples contributions, notamment le financement à ma participation à la 3<sup>ème</sup> conférence de « Arabian Journal of Geosciences » ;

Ma profonde gratitude à **Me MOUNTANA Josué** et sa famille pour m'avoir abritée dans leur demeure à Ngaoundéré, qui a servi de point focal lors de la période de collecte des échantillons et de certaines analyses ;

Ma profonde reconnaissance à tous les **chefs des arrondissements cibles** pour l'accueil chaleureux, l'hébergement et la sécurité qu'ils m'ont tous accordés pendant la période d'échantillonnage. Sans oublier **les populations cibles** qui ont été très coopératives et disponibles pour m'aider et m'assister dans les zones difficilement accessibles ;

Je remercie le **Centre d'Information des Nations Unies (CINU)**, et le **Centre International de Référence Chantal Biya (CIRCB)** pour m'avoir donné accès à leur bibliothèque de lecture équipée de documents de recherche et d'ordinateurs avec accès gratuit à internet ;

Je veux enfin remercier tous ceux qui de près ou de loin ont contribué à la réalisation de ce travail et dont les noms n'ont pas été ici mentionnés.

# Sommaire

Dédicace .....	i
Remerciements .....	ii
Sommaire .....	v
Résumé .....	viii
Abstract .....	x
Abréviations .....	xi
Liste des tableaux .....	xiii
Liste des figures .....	xiv
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	7
I-1 État des lieux du barrage de Lagdo .....	7
I-1.1 Construction du barrage de Lagdo le long du fleuve Bénoué au Nord-Cameroun .....	7
I-1.2 Rôles et avantages du barrage de Lagdo dans la croissance économique .....	8
I-1.3 Limites du potentiel du barrage de Lagdo .....	9
I-1.4 Répercussions de la construction du barrage de Lagdo sur les écoulements .....	9
I-1.5 Répercussions de la construction du barrage de Lagdo sur l'écologie (population, cultures, forêt, pâturages et sols).....	10
I-1.6 Effets du changement climatique autour et en aval du barrage de Lagdo sur le fleuve Bénoué, en particulier ceux des fortes crues .....	11
I-1.7 Effets sanitaires de la construction du barrage de Lagdo sur le fleuve Bénoué .....	14
I-1.8 Sources de pollution des eaux du réservoir de Lagdo .....	15
I-1.9 Le barrage de Lagdo en voie de réhabilitation sur le fleuve Bénoué .....	16
I-2 Etat des lieux des ressources en eau, au Cameroun, et en particulier en aval du barrage de Lagdo dans le septentrion.....	17
I-2.1 Eaux de surface.....	17
I-2.2 Eaux souterraines.....	18
I-3 Les paramètres de contrôle de la qualité des ressources en eau de boisson .....	20
I-3.1 Paramètres bactériologiques .....	20
I-3.2 Paramètres physico-chimiques .....	23

I-4 Maladies hydriques.....	31
I-4.1 Définition.....	31
I-4.2 Exemples de Maladies hydriques au Cameroun.....	31
I-5 Méthodes de traitement des données sur la qualité des ressources en eau.....	32
I-5.1 Statistique descriptive univariée et statistique inférentielle.....	32
I-5.2 Corrélation de Spearman.....	35
I-5.3 Calcul des indices de qualité de l'eau (IQEs).....	36
I-5.4 Méthodes statistiques multivariées.....	38
I-5.5 Méthodes hydrochimiques.....	39
CHAPITRE II : ZONE D'ÉTUDE ET MÉTHODES EXPÉRIMENTALES.....	42
II-1 Cadre naturel de la zone d'étude.....	42
II-1.1 Localisation.....	42
II-1.2 Climat.....	44
II-1.3 Paysage.....	44
II-1.4 Orographie (Relief).....	45
II-1.5 Pédologie (Sols).....	45
II-1.6 L'utilisation des terres.....	46
II-1.7 Cadre géologique.....	47
II-1.8 Cadre hydrogéologique.....	48
II-1.9 Cadre administratif.....	51
II-2 Déroulement de la collecte des données à analyser.....	51
II-2.1 Échantillonnage.....	51
II-2.2 Justification de la taille de l'échantillon.....	62
II-2.3 Transport et conservation des échantillons d'eau.....	62
II-2.4 Analyses bactériologiques des échantillons d'eau.....	63
II-2.5 Analyses physico-chimiques des échantillons d'eau.....	69
II-3 Analyse des données sur la qualité de l'eau des R-NO et R-AD.....	77
II-3.1 Analyse statistique des données sur la qualité de l'eau des R-NO et R-AD.....	77
II-3.2 Analyse des données par le calcul des indices de qualité de l'eau (IQEs).....	79

II-3.3 Analyses exploratoire et chimique des données physico-chimiques des eaux des R-NO et R-AD.....	81
II-4 Méthodologie générale de l'étude .....	84
CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION .....	85
III-1 Résultats du diagnostic des ressources en eau des sous-bassins versants en aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo .....	85
III-1.1 Comparaison de la qualité des ressources en eaux entre deux environnements hétérogènes (R-NO et R-AD) et entre différents types de sources d'eau qu'ils regorgent .....	85
III-1.2 Relation entre les paramètres bactériologiques et physico-chimiques.....	120
III-1.3 Indices de qualité de l'eau : IQE-NSF et IQEO.....	124
III-2 Recherche de l'origine d'une éventuelle pollution et compréhension de la variation de la qualité chimique de l'eau .....	132
III-2.1 Approche par les méthodes de statistiques multivariées.....	132
III-2.2 Approche par les méthodes hydrochimiques .....	159
CONCLUSION GÉNÉRALE .....	181
PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS.....	183
Références .....	185
Annexes.....	223
Annexe 1 : Carte topographique de localisation général de la zone d'étude .....	223
Annexe 2 : Photos des activités de terrain.....	224
Annexe 3 : Photos des activités de laboratoire.....	227
Annexe 4 : Résultats.....	228
Annexe 5 : Article scientifique issu des travaux de cette thèse .....	236
Annexe 6 : Présentation orale et écrite (résumé étendu) à la 3 <sup>ème</sup> Conférence de « Arabian Journal of Geosciences » (CAJG) issues de cette thèse .....	162
Annexe 6-1 Communication orale à la 3 <sup>ème</sup> Conférence AJG.....	162
Annexe 6-2 Résumé étendu accepté et publié dans le cadre de la 3 <sup>ème</sup> Conférence AJG .....	163

## Résumé

Au-delà du manque d'assainissement et d'accès à l'eau potable, la qualité de l'eau est un déterminant de santé publique dont le suivi et l'évaluation pourraient réduire significativement le taux de mortalité des populations de façon générale, celles des zones rurales, des enfants de moins de cinq ans, en particulier. Cependant, les fortes pluies de 2012 et 2014 ont provoqué le débordement des eaux dans le réservoir du barrage de Lagdo, entraînant de graves inondations. Ces inondations ont causé de nombreux et divers dommages dans la vie des populations en aval, et constitué un défi sur le plan sanitaire. C'est ainsi que notre thèse s'est appesantie sur l'étude de la qualité des ressources en eau dans les sous-bassins versants en aval du barrage de Lagdo, en vue d'identifier les principales causes des maladies hydriques. Entre fin Septembre et début Octobre 2017 (saison des pluies), période de résurgence des maladies hydriques, 40 et 34 échantillons d'eau ont été collectés respectivement dans la Région du Nord (R-NO) et dans la Région de l'Adamaoua (R-AD) venant des types de sources d'eau tels que les forages (BH), les puits protégés (PW), les puits non protégés (UW) et les eaux de surface (SW). Ensuite, les eaux ont été soumises à l'analyse de six paramètres bactériologiques et vingt paramètres physico-chimiques. Les données récoltées ont été évaluées par les méthodes statistiques, le calcul des Indices de Qualité de l'Eau (IQEs), et les méthodes hydrochimiques. Les résultats du diagnostic ont révélé que l'état des eaux est statistiquement semblable entre les régions (test U de Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ), au vu de leur contenu en bactéries qui ne respecte pas les normes. La stratification des échantillons d'eau par types de sources d'eau a dévoilé que le BH est plus pollué dans la R-NO tandis que le BH et UW sont plus pollués dans la R-AD, et a aussi conduit aux causes sous-jacentes des maladies hydriques. L'évaluation par le calcul de l'Indice de Qualité de l'Eau de la « National Sanitation Foundation » (l'IQE-NSF) a classé 63% (R-NO) et 97% (R-AD) des eaux dans la catégorie de "qualité mauvaise", indicatrice des causes immédiates des maladies hydriques. La combinaison ACP/AF a dévoilé les sources de pollution des eaux, tandis que la CAH a classé les eaux faiblement, modérément et très polluées dans la R-NO ; et les eaux non polluées, faiblement et modérément polluées dans la R-AD. Les résultats hydrochimiques ont révélés le caractère entartrant de la plupart des eaux ; un faciès Mg-Ca-HCO<sub>3</sub> pour 85% (R-NO) et 79% (R-AD) des échantillons d'eau ; et une composition chimique principalement contrôlée par la dissolution des silicates, l'échange cationique inverse, et la précipitation de la calcite. Les résultats de la présente étude révèlent que pendant la saison des pluies, les eaux souterraines dans la R-AD sont plus affectées par la pollution diffuse, tandis qu'à celles de la R-NO s'ajoute la pollution ponctuelle. Ce qui devrait être l'objectif des décideurs politiques lors de la planification et de la mise en œuvre des

mesures visant à protéger les sources d'eau potable, la santé humaine et à réduire les coûts de traitement de l'eau.

**Mots clés :** Sous-bassins versants ; barrage de Lagdo ; Qualité des eaux de consommation ; Pollution diffuse ; Pollution ponctuelle ; Maladies hydriques ; Risque sanitaire.

## Abstract

Beyond the lack of sanitation and access to drinking water, water quality is a public health determinant whose monitoring and evaluation could significantly reduce the mortality rate of populations in general, those in rural areas, particularly children under five. However, heavy rain in 2012 and 2014 caused water to overflow into the Lagdo Dam reservoir, leading to severe flooding. These floods caused severe damage to the lives of populations downstream and constituted a health challenge. Thus, this thesis focused on studying the quality of water resources in sub-watersheds downstream from the Lagdo Dam, to identify the main causes of waterborne diseases. Between late September and early October 2017 (rainy season), a period of resurgence of waterborne diseases, 40 and 34 water samples were collected respectively in the North Region (R-NO) and in the Adamawa Region from water source including boreholes (BH), protected wells (PW), unprotected wells (UW) and surface water (SW). From samples, six bacteriological and twenty physico-chemical parameters were analysed. The collected data were evaluated by statistical methods, calculation of Water Quality indices (WQIs), and hydrochemical methods. The results revealed a statistically similar state of water between the regions (Mann-Whitney U test,  $p > 0.05$ ) regarding their bacterial content, which did not meet the standards. The stratification of water samples by types of water sources revealed that BH was more polluted in the R-NO while BH and UW were more polluted in the R-AD, and also led to the underlying causes of waterborne diseases. The assessment by calculation of the National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSF-WQI) classified 63% (R-NO) and 97% (R-AD) of the waters in the "poor quality" category, indicative of the immediate causes of waterborne diseases. The PCA/FA combination revealed the sources of water pollution. The HCA classified low, moderate, and highly polluted waters in the R-NO; and unpolluted, low and moderately polluted waters in the R-AD. The hydrochemical results revealed the scaling nature of most waters; a Mg-Ca-HCO<sub>3</sub> facies for 85% (R-NO) and 79% (R-AD) of the water samples; and a chemical composition mainly controlled by silicate dissolution, reverse cation exchange, and calcite precipitation. The results of the present study reveal that during the rainy season, groundwater in the R-AD was mainly affected by diffuse pollution, whereas in the R-NO it was point and diffuse pollution. This should be the goal of policymakers when planning and implementing measures to protect drinking water sources, human health and reduce water treatment costs.

**Keywords:** Sub-watersheds; Lagdo Dam; Drinking water; Diffuse pollution; Point pollution; Waterborne diseases; Health risk.

## Abréviations

<b>ACP :</b>	Analyse en Composante Principale
<b>AF :</b>	Analyse Factorielle
<b>ANOR :</b>	Agence des Normes et de la Qualité du Cameroun
<b>BAD :</b>	Banque Africaine de Développement
<b>BHAM :</b>	Bactéries Hétérotrophes Aérobie et Mésophiles
<b>BH :</b>	Forages
<b>CAH :</b>	Classification Ascendante Hiérarchique
<b>CE :</b>	Conductivité Électrique
<b>CF :</b>	Coliformes Fécaux
<b>CT :</b>	Coliformes Totaux
<b>DGW :</b>	Eaux souterraines profondes
<b>GWP :</b>	« Global Water Partnership »
<b>INS :</b>	Institut National de la Statistique
<b>IQEC :</b>	Indice de Qualité de l'Eau de Consommation
<b>IQE-NSF :</b>	Indice de Qualité de l'Eau de la « National Sanitation Foundation »
<b>IQEO :</b>	Indice de Qualité de l'Eau de l'Oregon
<b>ISL :</b>	Indice de Saturation de Langelier
<b>ISR :</b>	Indice de Stabilité de Ryznar
<b>MINEE :</b>	Ministère de l'Eau et de l'Energie du Cameroun
<b>ODD :</b>	Objectifs de Développement Durable
<b>OMS :</b>	Organisation Mondiale de la Santé
<b>ONG :</b>	Organisation Non Gouvernementale
<b>ONU :</b>	Organisation des Nations Unies
<b>PNUD :</b>	Programme des Nations Unies pour le Développement
<b>PW :</b>	Puits protégés
<b>R-AD :</b>	Région de l'Adamaoua
<b>R-NO :</b>	Région du Nord
<b>SDT :</b>	Solides Dissous Totaux
<b>SF :</b>	Streptocoques Fécaux
<b>SGW :</b>	Eaux souterraines peu profondes
<b>SW :</b>	Eaux de surface

<b>TAC :</b>	Titre Alcalimétrique Complet
<b>TH :</b>	Titre Hydrotimétrique
<b>UFC :</b>	Unités Formant Colonies
<b>UNESCO :</b>	Organisation des Nations Unies pour l'Education la Science et la Culture
<b>UNICEF :</b>	Fonds des Nations Unies pour l'enfance
<b>UTN :</b>	Unité de Turbidité Néphélométrique
<b>UW :</b>	Puits non protégés
<b>V. Cholerae :</b>	<i>Vibrio Cholerae</i>
<b>WASH:</b>	« Water Sanitation and Hygiene »

## Liste des tableaux

<b>Tableau I</b> : Importance de deux agents pathogènes véhiculés par l'approvisionnement en eau	.22
<b>Tableau II</b> : Formules des indicateurs chimiques des ressources en eau naturelles	40
<b>Tableau III</b> : Répartition et caractéristiques des points d'eau échantillonnés dans la R-NO	54
<b>Tableau IV</b> : Répartition et caractéristiques des points d'eau échantillonnés dans la R-AD	58
<b>Tableau V</b> : Nouveau score de poids ( $W_i$ ) pour sept paramètres utilisés sur l'IQE-NSF et six paramètres utilisés sur l'IQEO	79
<b>Tableau VI</b> : Classement de la qualité de l'eau selon l'IQE-NSF et de l'IQEO	80
<b>Tableau VII</b> : Résumé statistique décrivant les données bactériologiques et physico-chimiques	87
<b>Tableau VIII</b> : Estimation du niveau de risque de Choléra sur les humains dans le Septentrion Cameroun	88
<b>Tableau IX</b> : Synthèse des points d'eau souterrains les plus contaminés dans la R-NO, les contaminants, et leurs sources de pollution par type de captage	106
<b>Tableau X</b> : Synthèse des points d'eau souterrains les plus contaminés dans la R-AD, les contaminants, et leurs sources de pollution par type de captage	118
<b>Tableau XI</b> : Corrélation de Spearman dans la R-NO	121
<b>Tableau XII</b> : Corrélation de Spearman dans la R-AD	123
<b>Tableau XIII</b> : Comparaison des IQEs donnant la qualité des eaux échantillonnées dans la R-NO (saison de pluies, 2017)	125
<b>Tableau XIV</b> : Comparaison des IQEs donnant la qualité des eaux échantillonnées dans la R-AD (saison de pluies, 2017)	128
<b>Tableau XV</b> : Matrice des composantes pivotées (rotation varimax avec normalisation de Kaiser) de l'ACP pour les paramètres de qualité de l'eau dans la R-NO	135
<b>Tableau XVI</b> : Matrice des composantes pivotées (rotation varimax avec normalisation de Kaiser) de l'ACP pour les paramètres de qualité de l'eau dans la R-AD	139
<b>Tableau XVII</b> : Propriétés physico-chimiques des ressources en eau naturelles dans les sous-bassins versants de la R-NO	160
<b>Tableau XVIII</b> : Propriétés physico-chimiques des ressources en eau naturelles dans les sous-bassins versants de la R-AD	162
<b>Tableau XIX</b> : Dissolution des minéraux, réactions et ratio d'ions dans les eaux souterraines issues des bassins versants en aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo	177

## Liste des figures

<b>Figure 1 :</b> Carte montrant le bassin versant de la Bénoué, y compris le barrage de Lagdo le long de la rivière Bénoué au Nord-Cameroun .....	7
<b>Figure 2 :</b> Des victimes d'inondations d'Août/Septembre 2012, se déplaçant pour s'abriter dans des écoles et des zones moins inondées de la Région du Nord (a) , et le Lagdo inondé et partiellement détruit entre Août et Octobre 2019 (b) .....	12
<b>Figure 3 :</b> Sources de pollution des eaux du lac de Lagdo.....	15
<b>Figure 4 :</b> Aperçu de la relation entre les statistiques descriptives, les statistiques inférentielles, la population et l'échantillon .....	33
<b>Figure 5 :</b> Carte topographique de la Région du Nord (R-NO) et sites d'échantillonnage.....	43
<b>Figure 6 :</b> Carte topographique de la Région de l'Adamaoua (R-AD) et sites d'échantillonnage .....	43
<b>Figure 7 :</b> Principales formations hydrogéologiques du Cameroun .....	49
<b>Figure 8 :</b> Carte des réseaux hydrographiques de la zone d'étude.....	53
<b>Figure 9 :</b> Etalement des échantillons d'eau sur boîtes de Pétri.....	64
<b>Figure 10 :</b> Concentration des échantillons d'eau sur membranes filtrantes .....	65
<b>Figure 11:</b> Isolement et dénombrement des BHAM sur boîtes de Pétri .....	66
<b>Figure 12 :</b> Isolement et dénombrement des CT et CF sur boîtes de Pétri.....	66
<b>Figure 13 :</b> Isolement et dénombrement des SF sur boîtes de Pétri .....	67
<b>Figure 14 :</b> Isolement et dénombrement des salmonella sur boîtes de Pétri .....	67
<b>Figure 15 :</b> Isolement et dénombrement des Vibrio cholerae sur boîtes de Pétri .....	68
<b>Figure 16 :</b> Photo du photomètre multiparamétrique 7500 Bluetooth .....	70
<b>Figure 17 :</b> Photo de la solution caractéristique de la présence des ions chlorure .....	71
<b>Figure 18 :</b> Photo de la solution caractéristique de la présence des ions sulfate.....	72
<b>Figure 19 :</b> Photo de la solution caractéristique de la présence des ions phosphate .....	72
<b>Figure 20 :</b> Photo de la solution caractéristique de la présence des ions nitrate .....	73
<b>Figure 21 :</b> Photo de la solution caractéristique de la présence des ions nitrite.....	73
<b>Figure 22 :</b> Photo de la solution caractéristique de la présence des ions potassium .....	74
<b>Figure 23 :</b> Photo de la solution caractéristique de la présence des ions ammonium .....	74
<b>Figure 24 :</b> Photo de la solution caractéristique de la présence des ions fer II .....	75
<b>Figure 25 :</b> Photo de la solution caractéristique de la présence des ions manganèse II .....	75

<b>Figure 26</b> : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions aluminium .....	76
<b>Figure 27</b> : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions fluorure .....	76
<b>Figure 28</b> : Représentation d'une boîte à moustache ou boîte à distribution .....	78
<b>Figure 29</b> : Organigramme de la méthodologie de l'étude .....	84
<b>Figure 30</b> : Boîtes à moustaches montrant la distribution spatiale des paramètres bactériologiques (BHAM, CT, CF, SF, salmonella spp et vibrio cholerae) en fonction des types de sources d'eau dans la R-NO matérialisés par BH-N, PW-N, UW-N et SW-N (a-f)..	91
<b>Figure 31</b> : Boîtes à moustaches montrant la distribution spatiale des paramètres physico-chimiques (température, CE, turbidité, pH, SDT, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ), en fonction des types de sources d'eau dans la R-NO matérialisés par BH-N, PW-N, UW-N et SW-N (g-m) .....	99
<b>Figure 32</b> : Boîtes à moustaches montrant la distribution spatiale des paramètres bactériologiques (BHAM, CT, CF, SF, salmonella spp et vibrio cholerae), en fonction des types de sources d'eau dans la R-AD matérialisés par BH-A, PW-A, UW-A et SW-A (a-f). .....	108
<b>Figure 33</b> : Boîtes à moustaches montrant la distribution spatiale des paramètres physico-chimiques (température, CE, turbidité, pH, SDT, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ), en fonction des types de sources d'eau dans la R-AD matérialisés par BH-A, PW-A, UW-A et SW-A (g-m) .....	114
<b>Figure 34</b> : Variation spatiale des IQEs en fonction des points d'eau situés en aval proche du barrage de Lagdo (R-NO).....	130
<b>Figure 35</b> : Variation spatiale des IQEs en fonction des points d'eau situés en aval éloigné du barrage de Lagdo (R-AD).....	130
<b>Figure 36</b> : Représentation des éboulis de la R-NO (a) et de la R-AD (b) .....	133
<b>Figure 37</b> : Cercle de corrélation des variables suivant les axes factoriels un et deux dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b) .....	142
<b>Figure 38</b> : Cercle de corrélation des variables suivant les axes factoriels un et trois dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b) .....	143
<b>Figure 39</b> : Cercle de corrélation des variables suivant les axes factoriels deux et trois dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b) .....	143
<b>Figure 40</b> : Représentation graphique des individus suivant les axes factoriels un et deux dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b) .....	144
<b>Figure 41</b> : Représentation graphique des individus suivant les axes factoriels un et trois dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b) .....	144

<b>Figure 42</b> : Représentation graphique des individus suivant les axes factoriels deux et trois dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b) .....	145
<b>Figure 43</b> : Biplot montrant la variation générale des variables et des individus (a) et leurs contributions respectives (b-e) au sein des sous-bassins versants étudiés dans la R-NO .....	150
<b>Figure 44</b> : Biplot montrant la variation générale des variables et des individus (a) et leurs contributions respectives (b-e) dans les sous-bassins versants étudiés dans la R-AD .....	152
<b>Figure 45</b> : Dendrogramme de l'analyse de cluster hiérarchique basé sur des points d'eau au sein des bassins versants dans la R-NO .....	154
<b>Figure 46</b> : Dendrogramme de l'analyse de cluster hiérarchique basé sur des points d'eau au sein des bassins versants dans la R-AD .....	156
<b>Figure 47</b> : Diagrammes des boîtes à moustaches des anions et cations majeurs des DGW, SGW et SW issues des bassins versants des R-NO (a-c) et R-AD (d-f).....	166
<b>Figure 48</b> : Diagramme de Piper montrant les faciès hydrochimiques des eaux souterraines (DGW, SGW) et des eaux de surface (SW) dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b) .....	167
<b>Figure 49</b> : Graphiques de Durov étendus des échantillons d'eau issus des bassins versants des R-NO (a) et R-AD (b) .....	168
<b>Figure 50</b> : Diagrammes de Gibbs relatifs à la composition en ions majeurs des eaux souterraines issues des bassins versants de la R-NO (a) et de la R-AD (b).....	171
<b>Figure 51</b> : Diagrammes de dispersion montrant les relations entre les concentrations en ions majeurs des échantillons d'eau souterraine de la R-NO pour distinguer les processus hydrogéochimiques : (a) $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) / HCO_3^-$ , (b) $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) / (HCO_3^- + SO_4^{2-})$ , (c) $Mg^{2+} / Ca^{2+}$ , (d) $Mg^{2+} / HCO_3^-$ , (e) $Ca^{2+} / HCO_3^-$ , (f) $K^+ / HCO_3^-$ , (g) $(K^+ / Cl^-) / Cl^-$ , (h) $(Ca^{2+} / Ca^{2+} + SO_4^{2-}) / pH$ .....	173
<b>Figure 52</b> : Diagrammes de dispersion montrant les relations entre les concentrations en ions majeurs des échantillons d'eau souterraine de la R-AD pour distinguer les processus hydrogéochimiques : (a) $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) / HCO_3^-$ , (b) $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) / (HCO_3^- + SO_4^{2-})$ , (c) $Mg^{2+} / Ca^{2+}$ , (d) $Mg^{2+} / HCO_3^-$ , (e) $Ca^{2+} / HCO_3^-$ , (f) $K^+ / HCO_3^-$ , (g) $(K^+ / Cl^-) / Cl^-$ , (h) $(Ca^{2+} / Ca^{2+} + SO_4^{2-}) / pH$ .....	174

# INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'eau est une ressource vitale à usage industriel, agricole, domestique, et essentielle pour la santé de tous. Chaque être humain a besoin pour vivre en bonne santé d'une quantité minimale de 3 à 5 litres d'eau potable par jour <sup>1</sup>, et dont la qualité ne devrait pas être douteuse. Toutefois, l'eau de boisson contaminée dans le monde est à l'origine de nombreuses maladies hydriques à transmission féco-orale telles que la diarrhée, la typhoïde, le choléra, l'hépatite virale A, etc <sup>2, 3</sup>. Ces maladies et les infections cutanées et oculaires se répandent davantage lorsque la propreté des mains, du corps, de l'environnement domestique ne peut être assurée due au manque d'eau <sup>2</sup>. Au Cameroun par exemple, parmi les 82% de la population rurale couverte en termes d'approvisionnement en eau, 23% des ménages ont un accès direct à l'eau potable <sup>4</sup>. En 2016, le taux de mortalité au Cameroun estimé à 45,2% par l'OMS était attribué à l'eau insalubre, l'assainissement inadéquat et à une mauvaise hygiène <sup>5</sup>. Ce qui sous-entend que l'eau non potable serait également une cause majeure de mortalité, et par conséquent devrait figurer parmi les priorités des politiques.

Les Nations-Unies reconnaissent que l'eau est au cœur du développement socio-économique et que l'accès à l'eau potable non discriminatoire de la population contribue à l'objectif de lutte contre la pauvreté <sup>6</sup>, conformément aux Objectives de Développement Durable (ODD) <sup>7</sup>. Cependant, les autorités (gouvernementales et locales) n'accordent pas une attention suffisante à l'amélioration de la gestion de l'eau <sup>8</sup>, notamment les autorités des pays en développement. D'après la Banque Africaine de Développement (BAD), 62% des populations africaines vivent en zones rurales et souffrent de maladies évitables liées à l'eau et à l'assainissement, problème qui accentue la pauvreté <sup>9</sup>. En zones rurales, d'autres problèmes de santé publique sont liés à la contamination de l'eau due au fait que les gens se lavent, se baignent, défèquent et urinent dans des sources d'eau telles que les rivières et les ruisseaux <sup>10</sup>.

La profondeur de la pauvreté au Cameroun est surtout rurale, et se manifeste à plus de 80% par des difficultés d'accès à l'eau potable, à l'électricité et au réseau de communication <sup>11</sup>. Plusieurs autres facteurs de risques majeurs de pauvreté tels que le développement humain, la croissance démographique, les déplacements de populations et le changement climatique, l'hygiène et l'assainissement de l'environnement de proximité, exercent des pressions sur les ressources en eau. Ce qui contribue à la réapparition des épidémies dans certaines localités du Cameroun en 2017 <sup>12</sup>. Face à cette situation liée à la pauvreté, le Cameroun devra relever

d'énormes défis s'il veut atteindre ses propres objectifs sur les ODD en 2030, particulièrement dans le suivi des ressources en eau qui, font déjà partie des opérations qui doivent être exécutées par le MINEE dans le cadre de sa stratégie nationale de développement (SND30) <sup>13</sup>.

D'après Sighomnou <sup>14</sup>, les informations sur la qualité de l'eau restent très parcellaires au Cameroun. Par exemple, la méconnaissance de l'état de l'eau et des facteurs affectant la qualité de l'eau demeure un problème <sup>15</sup>. Cependant, plusieurs études sur la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau de boisson ont été réalisées dans la partie urbaine de quelques régions du Cameroun, renseignant sur les risques sanitaires. Les travaux de Youmbi et al. <sup>16</sup>, de Moussina et al. <sup>17</sup> et de Nola et al. <sup>18</sup> dans la Région du Centre, de Djuikom et al. <sup>19</sup> dans la Région du littorale, de Wotany et al. <sup>20</sup> et de Agbor et al. <sup>21</sup> dans la Région du Sud-Ouest, de Magha et al. <sup>22</sup> dans la Région du Nord-Ouest, et de Mabvouna et al. <sup>23</sup> dans la Région de l'Ouest, ont tous révélé les teneurs en éléments physico-chimiques et/ou bactériologiques supérieures aux normes de potabilité ; ce qui rend l'eau impropre à la consommation. Les sources de contamination identifiées dans les travaux précédents sont liées principalement à la mauvaise gestion des latrines à fond perdu et des dépôts sauvages des ordures ménagères situées à une distance de seulement 5 m des points d'eau non traités et creusés sur des nappes superficielles. D'ailleurs, plusieurs études dont celles menées par Tatou et al. <sup>24</sup>, Mandeng et al. <sup>25</sup>, Enyegue et al. <sup>26</sup> et Rakotondrabe et al. <sup>27</sup>, ont montré les facteurs qui influencent la chimie des eaux, les sources de pollution des eaux, les niveaux de minéralisation des eaux et les phénomènes responsables de la minéralisation des eaux dans les bassins versants situés dans le Sud-Cameroun. Toujours dans cette partie du Cameroun, Bon et al. <sup>28</sup> ont soulevé au terme de leur étude des caractéristiques hydrogéologiques dans le bassin versant d'Olézoa (Yaoundé), la nécessité d'y associer le volet chimique.

Malgré l'abondance et la diversité des ressources en eau au Cameroun, la partie septentrionale est généralement peu arrosée et dépend principalement des eaux souterraines <sup>29</sup>. Les femmes et les enfants en souffrent le plus, astreintes à faire des kilomètres à pied et passer de longues heures par jour en vue de s'approvisionner en eau dans les rivières, des puits, des forages et les sources pour la survie de la famille <sup>30, 31</sup>. Ces sources d'eau sont généralement partagées entre les riverains et les animaux en zone rurale. Les régions du Nord-Cameroun se caractérisent également par un taux de pauvreté élevé, avec 56 % de la population vivant sous le seuil de pauvreté <sup>32</sup>. Selon un rapport du PNUD en 2006, cette pauvreté est aggravée en période de pluie, en raison des nombreux dégâts qu'elle provoque <sup>33</sup>, notamment la pollution de

l'eau. Très souvent, la pollution des sources d'eau par le lessivage est due à la construction de latrines à fosse situées en amont et à proximité de celles-ci <sup>34</sup>.

D'ailleurs, les fortes pluies de 2012 et 2014 ont par exemple provoqué une augmentation importante du débit du fleuve Bénoué sous forme de crue, qui l'a fait déborder de son lit et a submergé des terres et des habitations dans les bassins de la haute et de la basse Bénoué <sup>35</sup>. Pour éviter par conséquent une rupture du barrage de Lagdo, son réservoir a été ouvert et l'eau déversée a été source des inondations <sup>36, 37</sup>. Ces inondations plus prononcées en aval ont impacté négativement sur la qualité des ressources en eau des petits bassins versants et les infrastructures existantes, entraînant une non-conformité des sources d'irrigation et d'eau potable <sup>38</sup>. Selon Waarde <sup>39</sup>, de tels petits bassins versants dont est constitué aussi le fleuve Sanaga, peuvent être gérés par les municipalités. A cet égard, les parties prenantes ont été invitées à établir d'urgence un référentiel de ressources techniques sur la protection des sources d'eau dans ces zones et dans d'autres zones à faible revenu au Cameroun <sup>40</sup>. Les autorités régionales de district ont alors renforcé leur collaboration (accords, protocoles, conventions etc.) avec les ONGs dans le secteur WASH, ce qui s'inscrit directement dans le cadre des ODD, précisément la cible 6.1, qui stipule d'assurer l'accès universel et équitable à une eau potable salubre et abordable pour tous d'ici à 2030 <sup>41</sup>. Par conséquent, il est nécessaire de combler les lacunes en matière de contrôle et de surveillance de la qualité <sup>42</sup>, bref mettre l'accent sur la gestion préventive des risques de maladies hydriques et corriger les déficiences, le cas échéant d'une pollution.

Concernant tout particulièrement notre zone d'étude en aval du barrage de Lagdo, plusieurs épidémies ont été enregistrées entre 2015 et 2016 : l'épidémie de choléra (1 décès sur 2 dans la R-NO) ; de diarrhée sanglante (231 à 233 cas dans la R-AD, 918 à 934 cas dans la R-NO) ; de fièvres typhoïdes (3289 à 3672 cas dans la R-AD, parmi lesquels 3 décès, 5280 à 5547 cas dans la R-NO)<sup>43</sup>. Ce qui laisse comprendre que dans la R-AD (Ngaoundéré), l'objectif de l'ONU de 1981 à 1990 qui consistait en la réduction du nombre de décès liés à la qualité de l'eau n'a jamais été atteint <sup>44</sup>, moins encore celle relative aux dégâts sanitaires que peuvent engendrer les fortes pluies. A cet effet, une étude réalisée dans la ville de Ngaoundéré en 1999 révèle que la lutte contre les dégâts des eaux de pluie est essentiellement individuelle, et que l'absence de caniveaux dans de nombreux quartiers est la principale cause de l'érosion intense qui endommage les maisons sur les pentes et les ensevelis en aval <sup>44</sup>. Les dommages causés par les eaux de pluie en zone urbaine sont plus récurrents en zone rurale, car plusieurs études ont

montré que le risque de contamination bactérienne est élevé en zone rurale pendant la saison des pluies <sup>45</sup>.

Cependant, peu de travaux ont été effectués sur la qualité des ressources en eau dans les R-NO et R-AD. Notamment, en 2007 Ngatcha et al. <sup>46</sup> ont reporté que les sources et les puits peu profonds qui étaient prédominants dans la ville de Ngaoundéré, traditionnellement mis en œuvre étaient de très mauvaise qualité. Les travaux d'Abai et al. <sup>47</sup> en 2014, ont également constaté que les eaux de surface de Ngaoundéré contenaient d'importantes communautés microbiennes parmi lesquelles les streptocoques fécaux et les vibrions, ainsi que de fortes teneurs en fer et de turbidité provenant de l'activité anthropique. Similairement, une étude menée en 2014 par Djaouda et al. <sup>48</sup> dans la R-NO (département de la Bénoué et les communes de Garoua) a révélé une contamination des puits par les bactéries <sup>48</sup>. Il a été tiré de cette étude que la source de contamination des puits par les bactéries pouvait être les déchets humains provenant du système traditionnel de latrines largement utilisé dans cette zone et le fumier animal <sup>48</sup>.

Bien que les travaux antérieurs élucidés précédemment aient renseigné sur l'état des eaux en aval du réservoir de Lagdo dans les R-NO et R-AD jusqu'en 2014, les inondations résultantes des pluies diluviennes ces dernières années font craindre l'augmentation des risques de transmission des maladies hydriques. Ce qui ramène le problème concernant la rareté des données sur la qualité de l'eau dans ces deux régions et pire encore l'absence des données pendant la saison des pluies en zone rurale, où le besoin est le plus pressant de par leur vulnérabilité socio-économique. C'est le cas en particulier dans les communes de Touboro, Tcholliré et Poli dans la R-NO et de Ngaoundéré 1<sup>er</sup>, Martap, Tibati, Ngaoundal, Dir et Meiganga dans la R-AD. Puisque le dérèglement climatique se manifeste d'une part par une irrégularité pluviométrique et par conséquent un risque plus élevé d'inondations, l'absence des données bactériologiques et physico-chimiques des eaux entraîne simultanément les effets sanitaires à grande échelle chez les consommateurs et une incertitude dans la gestion de la qualité des ressources en eau. De plus, le manque de données hydrochimiques dans les sous-bassins versants en aval du barrage de Lagdo est un frein aux solutions structurelles et à la résistance aux chocs sanitaires.

Fort de ce constat, nous nous posons la question de savoir : **Quelles seraient pendant la période post-crue les causes des maladies hydriques relatives à la qualité des ressources en eau en aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo ?** Pour ce faire, les

approches par les méthodes de calcul d'indices de qualité de l'eau (IQEs), les méthodes statistiques et hydrochimiques tentent de répondre aux questions subsidiaires suivantes : Quelles seraient les causes immédiates et sous-jacentes des maladies hydriques dans les communes des R-NO et R-AD ? Quelles seraient les causes structurelles des maladies hydriques dans cette zone d'étude sur le long terme ?

Pour répondre de manière prématurée à ces questions, il se pourrait que :

- Le diagnostic des ressources en eau en aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo, renseigne amplement sur les causes immédiates et sous-jacentes des maladies hydriques.
- Les analyses exploratoire et chimique des données physico-chimiques des eaux révèlent les causes structurelles des maladies hydriques.

Cette thèse a pour objectif principal **d'étudier la qualité des ressources en eau destinées à la consommation humaine des localités en aval du barrage de Lagdo (R-NO et R-AD) pendant la saison des pluies**, en vue d'apporter les informations dont peuvent se servir les décideurs politiques pour assurer la sécurité sanitaire des populations.

De manière plus spécifique, il est question :

- De mesurer les paramètres bactériologiques et physico-chimiques des eaux échantillonnées ;
- De comparer la qualité des eaux sur l'ensemble de deux régions distinctes par extrapolation des données d'un échantillon de chacune d'elles ;
- D'examiner la relation pouvant exister entre les paramètres bactériologiques et physico-chimiques ;
- D'évaluer la qualité globale des eaux échantillonnées par un indice facilement exploitable par les gestionnaires et les décideurs politiques (Indice de Qualité de l'Eau), afin de proposer les solutions appropriées ;
- D'identifier les sources potentielles de pollution de l'eau et les facteurs qui en sont responsables par la combinaison Analyse en Composante Principale/Analyse Factorielle ;
- De classer des eaux en fonction de leur niveau de pollution par la méthode de Classification Ascendante Hiérarchique ;
- De connaître les propriétés et les caractéristiques chimiques des eaux échantillonnées à travers l'étude hydrochimique ;

- D'identifier les processus hydrogéochimiques qui contrôlent la qualité des eaux souterraines dans la zone d'étude.

Ce travail est une contribution à la réduction de la prévalence des maladies hydriques et à la gestion durable de la qualité des ressources en eau dans les R-NO et R-AD. L'intérêt économique de cette étude est de minimiser les coûts liés au traitement des sources d'eau d'une part et à la santé des populations d'autre part. L'intérêt environnemental est de contribuer à la gestion opérationnelle et à la protection durable des ressources en eau, en fournissant les informations qui constituent un appui scientifique et qui serviront lors des actions menées par les organismes ou centres de recherches.

L'enjeu dans cette étude est de pouvoir récolter les informations pertinentes qui pourront servir aux parties prenantes, dans la prévention des effets des inondations à venir sur la qualité des ressources en eau en aval du barrage de Lagdo, et de stimuler les bailleurs de fonds dont l'objectif est de faire reculer la pauvreté, apporter une assistance technique et des politiques à mettre en œuvre dans le secteur de l'eau.

La présente thèse est structurée en trois chapitres. Le cadre est posé au départ par une introduction générale et à la fin par une conclusion générale.

**Le chapitre I** est centré sur la revue de littérature sur le barrage de Lagdo et les ressources en eau en aval, ainsi que sur les outils de contrôle et d'évaluation de la qualité des eaux de boisson.

**Le chapitre II** présente les outils qui ont servi à la collecte de l'information.

**Le chapitre III** présente les résultats et discussion du diagnostic des eaux et de l'évaluation quantitative des données sur la qualité de l'eau des R-NO et R-AD.

# **CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE**

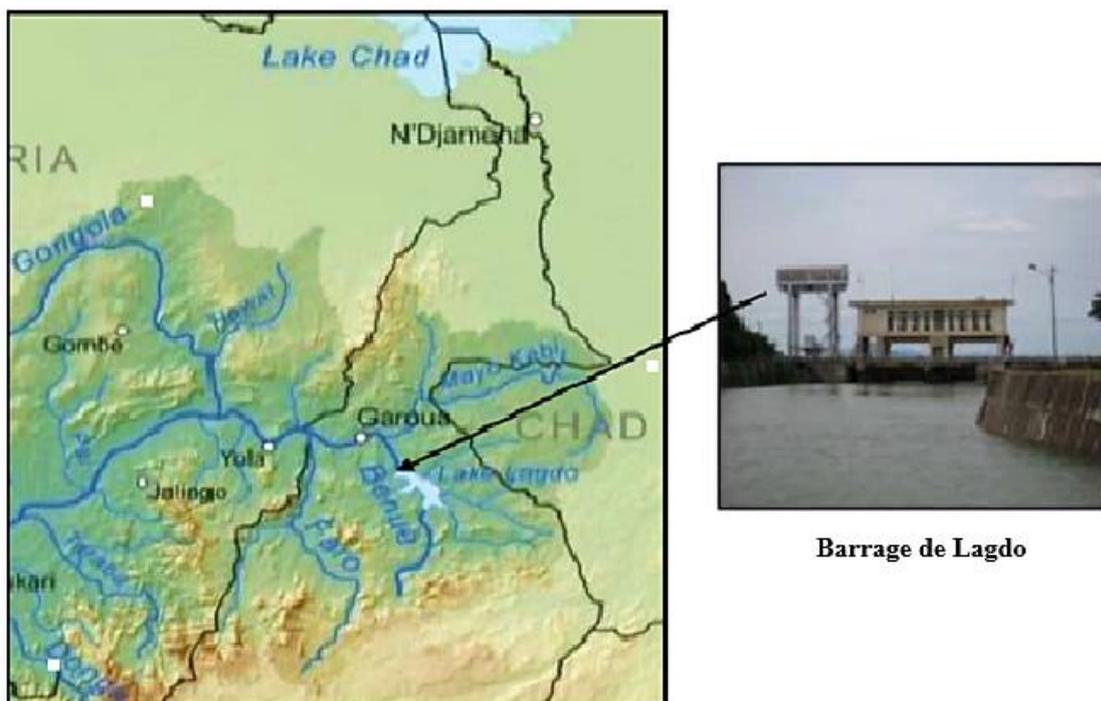
# CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE

L'objet de ce chapitre est de démontrer au travers d'anciens recueils consultés, l'impact de la présence du barrage de Lagdo sur l'environnement, en occurrence sur l'eau. L'enjeu ici est d'informer le lecteur sur les éléments justifiant le choix du sujet. Ce chapitre présente l'état des lieux du barrage de Lagdo et des ressources en eau autour, ainsi que la revue de la littérature sur les outils de contrôle qualité et d'évaluation des eaux de boisson.

## I-1 État des lieux du barrage de Lagdo

### I-1.1 Construction du barrage de Lagdo le long du fleuve Bénoué au Nord-Cameroun

Le barrage de Lagdo a été construit entre 1977 à 1982 le long du fleuve Bénoué sur le territoire du Cameroun, à 80 km au sud de Garoua <sup>49, 50</sup> et à environ 100 km en amont de la frontière nigériane <sup>51</sup>, ceci grâce à l'aide au développement chinois au Cameroun <sup>52</sup>. La Bénoué abrite le barrage de Lagdo qui est en terre de 27 km, avec une capacité de réservoir de 620 millions de mètres cubes (voir figure 1) <sup>53</sup>. Ce réservoir est un lac qui couvre une superficie de 586 km<sup>2</sup> <sup>50</sup>.



**Figure 1:** Carte montrant le bassin versant de la Bénoué, y compris le barrage de Lagdo le long de la rivière Bénoué au Nord-Cameroun <sup>53</sup>

### **I-1.2 Rôles et avantages du barrage de Lagdo dans la croissance économique**

La mise en eau du barrage de Lagdo en 1982, a permis la formation d'une retenue d'eau d'une capacité de 7,7 milliards de m<sup>3</sup> pour une superficie de 600 km<sup>2</sup> en vue d'une part, de la satisfaction des besoins d'alimentation électrique et d'autre part, du développement de l'agriculture et de la pêche, essentiel pour l'économie <sup>38, 54</sup>. Le barrage de Lagdo fait partie des trois centrales hydroélectriques du Cameroun et possède une puissance de 72 MW <sup>55</sup>. Le potentiel hydroélectrique du barrage de Lagdo, fait de lui un outil utile pour réduire les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère causées par les activités humaines <sup>56</sup>. Le Réseau Interconnecté du Nord (RIN) permet d'évacuer vers les centres de consommation (Garoua, Maroua, Ngaoundéré et Meiganga), l'énergie produite par la centrale hydraulique de Lagdo <sup>57</sup>.

Dès la mise en eau de ce barrage la pêche a été développée dans la retenue de Lagdo. Au vu de la crise écologique (sécheresse) dont souffraient d'autres bassins, cette ressource halieutique a attiré un flux migratoire de pêcheurs venant de l'Extrême-Nord Cameroun, Nigéria, Tchad et Mali (à un degré moindre), elle leur a aussi permis d'y intégrer des activités agricoles et/ou d'élevage traditionnelles <sup>38</sup>. C'est le seul barrage classique polyvalent du Cameroun, qui répond au besoin d'irrigation lorsque l'eau est insuffisante pour l'agriculture pluviale <sup>29</sup>. Malgré le déficit hydrique de la partie septentrionale du Cameroun et la pression foncière, le barrage de Lagdo a rendu possible les aménagements hydro agricoles (la riziculture irriguée en aval) et des points d'eau pour le bétail dans cette zone <sup>54</sup>.

Grâce au barrage de Lagdo, la navigation qui posait un problème d'amélioration depuis 1950 a été régulé <sup>38</sup>. Depuis la mise en service du barrage de Lagdo en 1983, la durée des inondations physiquement observée jusqu'aujourd'hui a été réduite à une moyenne de 3 à 15 jours seulement par rapport à la durée normale des inondations de 93 à 160 jours par an avant le barrage <sup>58</sup>. Car le barrage se trouve au bout d'un chemin étroit qui limite la quantité d'eau qui peut s'écouler de ce canal <sup>59</sup>. De plus, la priorité étant donnée à la production d'énergie hydroélectrique, le débit du barrage de Lagdo est réduit au minimum et le fleuve Bénoué ne déborde que lorsque de fortes pluies rendent obligatoire le lâcher d'eau du barrage <sup>60</sup>. En aval au Nigéria, le barrage de Lagdo a eu des avantages immédiats tels que : le contrôle des inondations, la régulation du fleuve Bénoué, et des économies dans les structures de régulation ultérieurement construites sur la rivière Bénoué <sup>61</sup>.

Les avantages d'un approvisionnement énergétique fiable pour le développement du Nord-Cameroun sont importants, tout comme la possibilité de contrôler le niveau des rivières, mais les effets négatifs du barrage ont été sous-estimés <sup>62</sup>.

### **I-1.3 Limites du potentiel du barrage de Lagdo**

Bien que le barrage de Lagdo soit la seule centrale hydroélectrique qui fournit de l'électricité au réseau interconnecté du Nord-Cameroun, il souffre de sécheresses récurrentes et a réduit le niveau d'eau du fleuve Bénoué nécessaire au fonctionnement des quatre générateurs hydroélectriques de 18 MW <sup>63</sup>. Ceci serait le fait de sa grande sensibilité au réchauffement de la planète, due au fait que le changement climatique affecte directement la qualité et la quantité des ressources en eau (débit et ruissellement), qui sont les principaux moteurs du potentiel hydroélectrique <sup>56</sup>. Par conséquent, le gouvernement Camerounais a récemment (en 2021) imposé le rationnement de l'électricité dans les villes du Nord, en raison de l'envasement du réservoir du barrage de Lagdo, de la vétusté des installations et des sécheresses récurrentes <sup>63</sup>. De plus, les attentes élevées en matière de développement de l'irrigation des plaines d'inondation n'ont pas été satisfaites, malgré la construction du barrage de Lagdo <sup>64</sup>.

### **I-1.4 Répercussions de la construction du barrage de Lagdo sur les écoulements**

La mise en place du barrage de Lagdo au Nord-Cameroun a provoqué une reconfiguration de l'hydrographie de la Bénoué supérieure et en même temps une restructuration fonctionnelle (modification du régime) du secteur aval <sup>65, 52</sup>. La modification radicale du régime de la Bénoué en aval du barrage Lagdo s'est manifestée dans les deux pays frontaliers. Au Cameroun, notamment par la suppression des crues ; la diminution de l'étendue des zones inondables ; l'assèchement de nombreuses cuvettes naturelles submersibles ; la baisse du plan d'eau qui laisse à découvert de grandes surfaces vaseuses ; et la diminution du transport solide dans les eaux <sup>38</sup>. Selon les autorités camerounaises le taux d'écoulement d'eau de pluie dans le barrage de Lagdo en 2012 a été de 6, 240 km<sup>3</sup>/sec <sup>66</sup>.

Dans la vallée de la Bénoué plus précisément, la construction du barrage de Lagdo a entraîné une augmentation du débit de la Bénoué pendant la saison sèche, ce qui maintient les eaux souterraines des aquifères alluviaux à un niveau artificiellement élevé en aval <sup>67</sup>. Cela facilite l'extraction en utilisant des techniques de forage manuel à faible coût <sup>67</sup>. L'impact du barrage de Lagdo a été significatif sur le régime de la Bénoué, grâce au caractère désormais

permanent de l'écoulement tout au long de l'année hydrologique et un important fléchissement de la crue d'Août à Octobre <sup>68</sup>. Toutefois, les écoulements de la saison des pluies et des maxima sont impactés par l'accroissement des espaces imperméabilisés dans le bassin de la Bénoué, qui n'est pas perceptible à cause de l'augmentation progressive du stockage dans la retenue de Lagdo, afin de fournir l'électricité et l'eau d'irrigation durant la saison sèche à une population grandissante <sup>68</sup>. Donc, ces formations imperméables agissent dans le sens d'un accroissement du ruissellement et, par conséquent, des écoulements <sup>68</sup>. L'écoulement total étant de 230 millimètres pour une pluviométrie de 1 240 millimètres, soit un coefficient de ruissellement de 18,6 % <sup>64</sup>.

### **I-1.5 Répercussions de la construction du barrage de Lagdo sur l'écologie (population, cultures, forêt, pâturages et sols)**

L'écologie de la plaine inondable en aval a été considérablement modifiée par le lac de Lagdo <sup>52</sup>. En aval du barrage, de grands changements écologique et socio-économique ont été observés, et se sont manifestés dans un premier temps par l'altération de l'hydrologie et l'écologie des plaines inondables <sup>60</sup>. La dégradation de l'écosystème entraînant une perte énorme des ressources naturelles dans le bassin de la Bénoué au Nord-Cameroun est due en majeure partie à une dérégulation du climat qui s'accroît au fur et à mesure que les années passent.

Quoique le secteur aval du barrage concentre à lui seul 51% des agriculteurs, 42% d'éleveurs et 62% de pêcheurs du bassin de la Bénoué, la population est préoccupée par ses activités morphogéniques, qui se révèlent à travers les pertes en terre de l'ordre de 0,62 ha en 2 ans <sup>65</sup>. En général, la forte anthropisation en amont du barrage s'observe par l'extension des surfaces agricoles, le surpâturage, la coupe des bois, ainsi que la présence des signes d'érosion, qui menace l'environnement lacustre du lac en aval <sup>69</sup>. Malheureusement, ces activités anthropogéniques ont modifié l'équilibre naturel, par exemple en intensifiant le lessivage des sols, en facilitant le transport de particules dans le lac, ce qui a entraîné l'envasement d'environ 815 000 tonnes de déchets, et sur 20 ans, environ 815 960 695 m<sup>3</sup> de dépôts <sup>70</sup>. De plus, plusieurs campements (une centaine environ) implantés tout au tour du lac le long de la rivière Bénoué (au Cameroun), constituent sa mise en péril et l'exploitation anarchique des ressources <sup>69</sup>. Donc, l'accroissement des surfaces imperméabilisées (zones où le ruissellement des eaux de pluie est prédominant et sa percolation très limitée), découlent immédiatement de l'accroissement de la population observée dans le bassin de la Bénoué <sup>68</sup>.

La construction du barrage de Lagdo a entraîné la perte de quelques terres de cultures <sup>38</sup>. La diminution des surfaces de pâturage (14 000 ha), la dégradation poussée des terres à vocation agricole dans le périmètre immédiat de Garoua, découlent toutes de l'augmentation de la population et des zones cultivées <sup>38</sup>. Néanmoins, 5 240 ha de vastes dépressions représentant les meilleures terres à mouskouari, ont été sauvegardées par le gouvernement Camerounais, en construisant des digues dimensionnées de manière à pouvoir évacuer et contenir des crues <sup>71</sup>. Ces crues correspondent à une pluie cinquantenaire, permettant de retenir les eaux des bassins versants latéraux (et non les eaux de la Bénoué) <sup>71</sup>. En amont du barrage de Lagdo et dans presque la Région intégrale du Nord, la déforestation contribue à dégrader le milieu naturel <sup>38</sup>. En effet, la plus grande partie de bois utilisé dans la zone provient des défriches du front cotonnier situées dans les aires protégées environnantes <sup>54</sup>. Sachant qu'environ 8000 t de bois sont coupées chaque année autour du lac, soit un équivalent de 3375 ha déboisés, l'absence d'un plan d'aménagement, sous-entend que la sédimentation du lac pourrait inhiber la production électrique d'ici à 2024 <sup>54</sup>.

L'élevage transhumant et l'influence des feux de brousse contribuent à dénuder le sol, qui, à épuisement reste abandonné et soumis à l'érosion <sup>38</sup>. Depuis la construction du barrage de Lagdo, les alluvions apportées autrefois lors des crues, et qui servaient à la conservation des sols exploités intensivement et continuellement ont quasiment disparu <sup>38</sup>. Également, la diminution de la fertilité du sol a été observée à raison de la réduction de la teneur en boue du fleuve Bénoué, qui a modifié l'équilibre alluvionnaire des plaines inondables <sup>38</sup>. L'exploitation des sols et les défrichements autour du lac de Lagdo entraînent la dégradation irréversible des sols. Cependant, plusieurs travaux ont montré que les problèmes écologiques causés par la présence du barrage de Lagdo, ont été accentués par d'autres problèmes environnementaux liés au climat comme les inondations dans les plaines inondables en aval de la Bénoué au Cameroun et au Nigeria.

### **I-1.6 Effets du changement climatique autour et en aval du barrage de Lagdo sur le fleuve Bénoué, en particulier ceux des fortes crues**

La construction du barrage de Lagdo est une cause humaine de la diminution du débit du fleuve Bénoué et de ses conséquences sur les populations et l'écosystème en aval. Cependant, le changement climatique (fortes crues et sécheresses) a des effets négatifs sur cette ressource artificielle. En 1988, Garoua a enregistré une crue maximale de 1 946 m<sup>3</sup>/s <sup>38</sup>. Ensuite en 1997, la pluviométrie a été plutôt très faible dans l'ensemble du bassin de la Bénoué (1 000 mm), et

le niveau de la retenue avait tellement baissé au point où la distribution de l'électricité a été réduite<sup>38</sup>. Plus tard, les fortes pluies de 2012 ont provoqué la fluctuation du fleuve Bénoué sous forme de crue et la libération de l'excès d'eau dans le réservoir de Lagdo<sup>36, 37</sup>. Dans le bassin de la Bénoué, l'inondation est provoquée principalement par de fortes crues, qui sont le risque climatique le plus élevé de nos jours<sup>72</sup>.

Un certain nombre d'épisodes d'inondation ont eu lieu au Nord-Cameroun, en particulier dans les basses terres<sup>58</sup>. Ces inondations ont affaibli le barrage de Lagdo de manière significative et diminué son efficacité opérationnelle, et pour éviter sa rupture, les eaux de crue ont été libérées, ce qui a exacerbé les inondations en aval (figure 2)<sup>53</sup>. L'inondation extrême de Septembre et Octobre 2012 a été causée par le déversement de volumes d'eau incontrôlables du barrage de Lagdo au Cameroun<sup>73</sup>. Ce qui a entraîné l'inondation des zones résidentielles, agricoles et industrielles dans la ville de Garoua et ses quatre divisions administratives, et plus en aval au Nigeria<sup>53, 72</sup>. En 2014, les inondations n'ont été observées que dans la commune de Bibémi, et cette fois-ci encore avec des dégâts très significatifs<sup>72</sup>. De plus, suite à la forte pluviométrie entre le mois d'Août et Octobre 2019, le lac de Lagdo a connu son plein comme en 2012. Le débordement des eaux a englouti les champs des abords de la Bénoué après le barrage et des riverains des arrondissements de Lagdo et de Rey-Bouba qui ont cultivé au bord du lac et de ses affluents, car depuis 2012 les eaux ne sont jamais montées comme en 2019 (figure 2)<sup>74</sup>. Cette autre catastrophe a entraîné la destruction de 80 localités soit 2824 ménages, avec en moyenne 07 personnes, 15 912 sinistrés et 11 834 hectares de champs de maïs, de sorgho, riz, coton, soja et arachide<sup>74</sup>.



**Figure 2** : Des victimes d'inondations d'Août/Septembre 2012, se déplaçant pour s'abriter dans des écoles et des zones moins inondées de la Région du Nord (a)<sup>53</sup>, et le Lagdo inondé et partiellement détruit entre Août et Octobre 2019 (b)<sup>74</sup>

Le débordement des cours d'eau entraîné par les inondations, a été aggravé par la rupture des réservoirs d'irrigation, ce qui a provoqué la destruction de routes, de ponts et d'autres infrastructures, la ruine de biens, la mort du bétail, l'inondation de maisons et le déplacement temporaire de personnes <sup>49, 75</sup>. De nombreuses familles (25,000) parmi lesquelles 52% de femmes et 20% d'enfants ont été victimes des inondations et d'autres ont dû se déplacer pendant plusieurs mois <sup>72</sup>. Les communes de Lagdo, Ngong, Bibémi, Garoua II et III ont été fortement touchées au point où les populations ont été réinstallées <sup>72</sup>. Ces inondations sont aussi à l'origine de l'érosion fluviale des berges qui exacerbe les populations en aval, et qui est observée continuellement le long du cour d'eau Bénoué, même si certains secteurs semblent plus exposés que d'autres du fait de l'organisation en méandres ou de la nature fortement sableuse des berges <sup>65</sup>. La flore et la faune ont aussi été affectées car le barrage de Lagdo a retenu des sédiments de la rivière (graviers lourds et galets) qui ont été les habitats de certains organismes environnementaux (les insectes, les malloités et les crustacés) <sup>58</sup>.

La libération de l'eau du barrage de Lagdo au Cameroun a aggravé les effets de la catastrophe et a rendu le rétablissement encore plus difficile <sup>75</sup>. Les inondations ont eu un effet plus important dans la région du cours inférieur de la rivière Bénoué <sup>50</sup>. En termes monétaires, l'étendue des dommages causés par les inondations dépend d'une part de l'étendue, de la profondeur et de la durée de l'inondation, et d'autre part des vitesses d'écoulement dans les zones <sup>37</sup>. Les crues soudaines, avec peu ou pas de temps d'avertissement, causent plus de décès que les crues fluviales lentes <sup>37</sup>. Cependant, les impacts des inondations sont plus prononcés dans les zones de faible altitude <sup>76</sup>. Les impacts immédiats des inondations incluent la perte de vies humaines, les dommages matériels, la destruction des récoltes, la perte de bétail, le non-fonctionnement des infrastructures et la détérioration de l'état de santé en raison des maladies d'origine hydrique <sup>37</sup>.

Les mêmes dommages sont bien visibles en aval du barrage dans l'État d'Adamawa (Nigéria) déconnectant la rivière Bénoué de ses plaines d'inondation, de ses terres humides et des étangs et lacs en aval, ajouté à cela une grave érosion des berges <sup>58</sup>. En aval de la Bénoué au Nigeria, la présence du barrage de Lagdo a entraîné non seulement l'inondation excessive des plaines inondables de la Bénoué en raison des décharges non régulées du réservoir de Lagdo, mais aussi de l'érosion des canaux de dérivation et un débit inadéquat et irrégulier de la rivière Bénoué <sup>58</sup>. Chaque année, une partie de la plaine inondable de l'Adamawa (Nigéria) est en proie à une sécheresse dévastatrice ou à la fureur d'une inondation, depuis la construction du

barrage de Lagdo au Cameroun <sup>58</sup>. Cette situation est longtemps passé inaperçu aux yeux du gouvernement Nigérian, mais risque de provoquer un conflit majeur entre le Cameroun et le Nigéria.

Plusieurs chercheurs ont conjointement observé des événements d'inondations au fil des ans en vue d'identifier ses causes. Il a été advenu que mise à part les causes sous-jacentes, la libération de l'eau du barrage de Lagdo au Cameroun et les pluies persistantes dues aux changements climatiques en sont largement responsables <sup>77, 35, 66</sup>. L'inondation désastreuse de 2012 par exemple, a été le résultat du déversement d'un excès d'eau du barrage de Lagdo au Cameroun et de précipitations excessives, ainsi que de mauvaises pratiques de gestion du barrage et d'une mauvaise communication entre les parties prenantes concernées <sup>66</sup>. De même, le gouvernement de l'État du Nigéria a attribué la cause des inondations de 2012, non seulement à de fortes précipitations, mais à l'ouverture des vannes du barrage de Lagdo <sup>78, 79</sup>.

### **I-1.7 Effets sanitaires de la construction du barrage de Lagdo sur le fleuve Bénoué**

La construction du barrage de Lagdo a engendré en second plan, les problèmes sanitaires à cause de l'existence d'une grande étendue d'eau stagnante, qui a favorisé la reproduction des moustiques et d'autres vecteurs de maladies (onchocercose, amibiase, paludisme, etc) <sup>70</sup>. Du fait que le canal d'irrigation principal reçoit son eau du réservoir de Lagdo, à grande échelle, le développement de l'irrigation a entraîné une augmentation de l'incidence de la malaria chez les humains <sup>80</sup>. Le paludisme reste endémique et présente le plus grand taux de morbidité (chez les enfants de moins de 5 ans), tandis que l'onchocercose est maintenant fréquente dans les eaux situées en amont de la retenue de Lagdo <sup>70</sup>. Le long des cours d'eau et des marres, la bilharziose à *Schistosoma haematobium* s'est révélée et les enfants qui jouent à l'intérieure sont les plus exposés <sup>70</sup>. Plus précisément en bordure de la retenue de Lagdo (à Djipordé), le manque d'eau potable, l'inexistence des latrines et des canaux de drainage des eaux, le système de ramassage des ordures, ainsi que tout autre service nécessaire à la cohabitation de milliers de personnes en un espace très restreint, déclenchent régulièrement de graves problèmes sanitaires (épidémies de choléra par exemple) <sup>70</sup>. Suite aux inondations de 2012 provoquées par la libération des eaux dans le réservoir de Lagdo, de nombreuses personnes ont été touchées par une épidémie de choléra et de rougeole dans la R-NO <sup>49</sup>.

### I-1.8 Sources de pollution des eaux du réservoir de Lagdo

La pollution des eaux de la retenue créée artificiellement par la construction du barrage de Lagdo est due aux déchets des matières plastiques, aux déchets d'animaux présents, aux activités ménagères, aux engrais chimiques ruisselés, tous provenant des activités pratiquées aux abords de la retenue <sup>69</sup>. De plus, l'aspect boueux de la rivière Bénoué dans la zone en aval est une preuve des changements de la qualité de l'eau <sup>58</sup>. La figure 3 en est une illustration, car, elle montre des débris dans l'eau et le changement de couleur de l'eau. Bien que le barrage de Lagdo fait partie des barrages qui ont été conçu pour la régulation de l'eau, mais son impact négatifs a compromis en aval, une gestion moderne des ressources en eau <sup>66</sup>.



**Figure 3** : Sources de pollution des eaux du lac de Lagdo<sup>69</sup>

La pollution anthropique s'est manifestée au travers l'augmentation de la pression humaine sur les ressources naturelles dans la plaine d'inondation en raison de l'immigration de personnes déplacées des zones inondées du lac de Lagdo <sup>52</sup>. Les activités anthropiques dans les zones en amont influencent grandement le statut des contaminants dans les cours d'eau en aval <sup>73</sup>. La redistribution des contaminants anthropiques peut être influencée par les processus de sédimentation et d'érosion des plaines inondables, qui sont principalement causés par les inondations <sup>73</sup>. Les couches de sédiments déposées dans les plaines lors du retrait des eaux de crue, sont constituées de nutriments, de particules de sol, de matière organique, des pesticides et des métaux, etc <sup>73</sup>.

La pollution naturelle est causée pendant la saison des pluies par l'érosion des berges abruptes de la rivière lorsque l'eau est libérée du lac Lagdo <sup>52</sup>, et par les inondations dans les vallées alluviales de la Bénoué en aval où il n'y a pas eu la protection des ressources <sup>81</sup>. Ces

phénomènes naturels ont entraîné le déplacement des animaux et des hommes vers les zones plus en aval, et un drainage des eaux emportant tout sur leur passage de l'amont vers l'aval <sup>81</sup>.

En revanche, le ruissellement de surface et les inondations peuvent contribuer à la réduction des polluants et des contaminants déposés sur le sol en raison de l'utilisation intensive de pesticides et d'engrais <sup>37</sup>. Ils permettent également d'évacuer les substances organiques accumulées par les eaux de drainage non traitées provenant des exploitations agricoles, des parcs à bestiaux, des usines et de l'usage domestique <sup>37</sup>. Seulement, l'absence des technologies appropriées pour mettre à contribution les nombreuses ressources en eau contenues dans l'espace et les nappes souterraines en est un autre problème <sup>72</sup>.

### **I-1.9 Le barrage de Lagdo en voie de réhabilitation sur le fleuve Bénoué**

En plus de la variabilité naturelle du débit d'une année à l'autre, il faut maintenant intégrer les changements dans la gestion du barrage, souvent effectués sans tenir compte des champs et des personnes en aval, tant au Cameroun qu'au Nigeria <sup>67</sup>. La réduction du débit de la rivière Bénoué et l'altération physique (changement négatif des écosystèmes et la perte de la biodiversité) viendraient aussi d'une mauvaise gestion du barrage de Lagdo <sup>82, 83, 69</sup>. Par conséquent, il a été suggéré de mettre en place une stratégie de curage du barrage de Lagdo pour résoudre le problème de degré d'ensablement assez élevé, en mettant l'accent sur la sécurisation des berges des plans d'eau qui sont des zones très fragiles susceptibles d'érosion <sup>54</sup>. De même, le fonctionnement et la sécurité du barrage doivent être améliorés, afin de pérenniser le réservoir de Lagdo <sup>71</sup>.

De ce fait, les projets de réhabilitation, de développement et d'entretien des infrastructures d'eau ont été initiés pour assurer le fonctionnement et la sécurité en aval de Lagdo et de permettre l'agriculture irriguée sur 11 000 ha, ce qui pourrait changer la donne pour l'économie rurale du Nord-Cameroun <sup>71</sup>. Le gouvernement Camerounais prévoit la réhabilitation et une éventuelle surélévation du barrage de Lagdo dans ses projets de SND 30 du cadre macroéconomique et budgétaire, avec pour objectif d'augmenter la capacité installée de 1 650 MW en 2019 à plus de 5 000 MW en 2030 <sup>84, 78</sup>. En général, chaque bassin versant doit faire l'objet d'un plan d'aménagement (accent sur le bassin de la Sanaga et des fleuves côtiers) <sup>54</sup>. Il va sans dire qu'en modifiant le cours d'eau naturel d'un fleuve ou d'une rivière par la construction d'un barrage, sa biodiversité est perturbée, et le barrage doit par conséquent être solidifié pour éviter qu'une rupture ne mette en danger les populations en contre bas.

Bien que plusieurs projets concernant la réhabilitation du barrage de Lagdo continuent à être proposés du côté du Cameroun comme du Nigeria, rien ne garantit que les problèmes dérivés soient pris en compte, en occurrence le problème de la dégradation de la qualité des ressources en eau en aval.

## **I-2 Etat des lieux des ressources en eau, au Cameroun, et en particulier en aval du barrage de Lagdo dans le septentrion**

L'Organisation Météorologique Mondiale (OMM) et l'UNESCO dans leur manuel en 1997, définissent les ressources en eau comme « l'ensemble des eaux disponibles ou que l'on peut mobiliser, pour satisfaire en quantité et en qualité une demande donnée, en un lieu donné, pendant une période appropriée »<sup>14</sup>. La source d'eau naturelle dans laquelle une population puise à des fins de consommation varie selon les régions du globe, en fonction des caractéristiques physiques et géologiques d'un lieu et de la prise en compte de l'efficacité économique et environnementale<sup>85</sup>. Cependant, les deux grands types de sources d'approvisionnement en eau naturelle sont les eaux souterraines et les eaux de surface.

### **I-2.1 Eaux de surface**

L'eau de surface est définie comme l'eau qui coule ou repose sur la terre et qui est ouverte à l'atmosphère. L'océan, les lacs, les étangs, les lagunes, les zones humides, les rivières, les ruisseaux, les fossés et les retenues artificielles sont des masses d'eau de surface<sup>86</sup>. Au Nord-Cameroun, les eaux de surface disponibles sont de 267,88 km<sup>3</sup> avec 32,52 km<sup>3</sup> pour le bassin du Lac Tchad, 43,91 km<sup>3</sup> pour le bassin de la Bénoué, 63,18 km<sup>3</sup> pour le bassin de la Sanaga<sup>81</sup>. Entre autres, le premier (Sanaga) et le second (Bénoué) grand fleuve du Cameroun sont constitués dans la partie septentrionale des sous-bassins Mayo-Rey, Faro-et-Déo, Bénoué, Mbéré, Djérem.

Le Mayo Rey prend sa source dans les reliefs nord de l'Adamaoua qui sont séparés de celui-ci par la vallée de la Vina-Nord, avec une longueur totale de 250 km, et une pente forte<sup>87</sup>. Il est situé à 300 m d'altitude par rapport à la station hydrologique de Mayo Galké (à 40 km en amont de Tcholliré)<sup>87</sup>. Le Faro est l'affluent le plus riche en apports tant solides que liquides du bassin supérieur de la Bénoué, et prend sa source vers 1 500 m en plein cœur de l'Adamaoua dans la zone de Tignère et draine l'essentiel du plateau (en s'enfonçant dans une vallée profonde) situé entre Ngaoundéré et Tignère<sup>87</sup>. En rive droite, la réserve du Faro est reçue par

le Mayo Déo où les fortes pentes et les crues violentes se traduisent par une érosion intense caractérisée par l'observation de bancs de cailloutis et graviers dans le lit du Déo, les bancs de sable n'apparaissant que plus à l'aval <sup>87</sup>. Le Faro est alors une puissante rivière de 800 m de large et dont l'image montagnarde est complétée à l'est par les reliefs plus éloignés du Massif de Poli <sup>87</sup>. Plus en aval, la vallée du Faro s'élargit encore, et de larges zones d'inondation apparaissent <sup>87</sup>. Donc, le Faro avant de rejoindre la Bénoué, est peu profond et encombré d'îles, et prend la physionomie générale rencontrée sur la Bénoué depuis la construction du barrage de Lagdo <sup>87</sup>.

Le bassin de la Bénoué est situé dans les basses terres du Nord-Cameroun, où plusieurs épisodes d'inondation ont eu lieu pendant la période de forte pluviométrie (d'Août à Septembre) <sup>29</sup>. Le comblement progressif de la vallée de la rivière Bénoué a permis au cours d'eau de former son lit à partir de ses propres alluvions <sup>87</sup>. Les cours d'eau alluvionnaires peuvent être rattachés à deux types principaux : la Bénoué en aval de Garoua qui appartient au type « sinueux » et montre une rivière en équilibre capable de transporter ses sédiments sans former de dépôts importants <sup>87</sup> ; la Bénoué en aval de Lagdo qui appartient au type « comblant », c'est-à-dire qu'on observe des sections larges et rectilignes avec hauts-fonds divisant le courant en chenaux instables <sup>87</sup>.

Le fleuve Sanaga draine environ 133 000 km<sup>2</sup>, soit plus de 25% de la superficie totale du pays <sup>87</sup>. Les rivières issues du plateau de l'Adamaoua s'écoulent dans la direction nord pour le bassin de la Bénoué, ou nord-est pour le bassin du Logone (Lac Tchad) d'une part, et vers le sud pour le bassin de la Sanaga, d'autre part <sup>87</sup>. Le sud de l'Adamaoua est la plus grande partie du Cameroun où le régime hydraulique est beaucoup mieux régularisé par les eaux qui ont transité dans les terrains <sup>29</sup>, tandis que l'écoulement total annuel des rivières du Nord-Cameroun, provient presque uniquement des volumes d'eau des crues. Par ailleurs, les trois bassins du Nord-Cameroun ont des cours d'eau qui constituent la source d'alimentation des puits et des forages.

## **I-2.2 Eaux souterraines**

L'eau souterraine est considérée comme l'eau qui se trouve sous la zone saturée du sol. Présente presque partout sous la surface des terres, elle fait partie intégrante d'un cycle hydrologique complexe qui implique un mouvement continu de l'eau sur la terre <sup>88</sup>. Une eau souterraine est principalement composée d'eaux de surface et de précipitations qui ont percolé

à travers le sol et dans les roches sous-jacentes<sup>89</sup>. Ces roches croisent généralement des masses d'eau telles que les bassins de rétention des crues durables et les lacs naturels<sup>89</sup>. La présence généralisée d'eau souterraine potable est l'une des principales raisons de son utilisation comme source d'approvisionnement en eau dans le monde entier<sup>88</sup>. Les nappes souterraines sont contenues dans les roches poreuses et perméables (sable, craie, calcaire) ou dans des roches fissurées (granite, gneiss etc.) appelées aquifères. Elles sont dues principalement à l'infiltration de l'eau de la pluie et des cours d'eau, et sont accessibles par des puits lorsque l'eau est proche de la surface ou par des forages lorsque l'eau se trouve en grande profondeur.

Le Cameroun dispose d'importantes ressources en eau souterraine réparties sur ses principales zones aquifères. Plus de 90% du territoire Camerounais est couvert par les formations du socle où les aquifères ne sont liés qu'à la fissuration et à l'altération<sup>14</sup>. Le Cameroun dispose au total au moins 120 milliards de m<sup>3</sup> de ressources en eau souterraine utilisables, inégalement réparties<sup>90</sup>. Les ressources en eau souterraine sont la principale source d'eau potable dans les zones rurales<sup>91</sup>, particulièrement dans la partie septentrionale du Cameroun<sup>14</sup>. Même dans leurs plaines semi-arides et moins arrosées, ce sont surtout les eaux souterraines qu'on rencontre, en raison de la perméabilité des roches sédimentaires<sup>29</sup>.

Dans la R-NO par exemple, les ressources en eau du socle cristallin disponible abritent plusieurs puits repartis dans certains arrondissements<sup>92</sup> : celle de poli avec 90 puits utilisés par 400 personnes sur un total de 36 000 personnes ; celle de Tcholliré avec 140 puits utilisés par 370 habitants sur une population de 52 000 personnes. Ceci explique à suffisance l'accès difficile qu'ont ces populations à joindre les sources d'eaux disponibles. Par rapport aux eaux de surface, les eaux souterraines sont généralement exemptes de la plupart des agents pathogènes et sont moins vulnérables à la contamination par les eaux de surface, avec des pertes par évaporation faibles<sup>93, 94</sup>. Mais, il n'est pas indéniable qu'elles peuvent faire l'objet d'une contamination surtout dans le contexte de fortes précipitations et de libération des eaux du réservoir de Lagdo vers l'aval. L'eau souterraine alluviale peu profonde était exploitée par les agriculteurs pendant la période de saison sèche, pour l'irrigation avec des techniques de forage manuel à faible coût, ceci avant la construction du barrage de Lagdo sur le fleuve Bénoué<sup>77</sup>. Par ailleurs, la variabilité des précipitations a été une préoccupation majeure sur les eaux souterraines des plaines alluviales dans les régions semi-arides du monde entier, ce qui pourrait être de même dans la rivière Bénoué au Cameroun et sa plaine d'inondation dans le nord-est du Nigeria<sup>77</sup>.

L'état des lieux du barrage de Lagdo laisse entrevoir parmi les dommages causés par les inondations en période de crue, la vulnérabilité des ressources en eau en aval. En plus, depuis l'arrivée des hommes autour de ce barrage et en aval, le développement économique a entraîné la consommation d'eau en plus, et forcément la dégradation de la qualité de l'eau. Au regard de la recrudescence des maladies hydriques enregistrées en saison des pluies, il est nécessaire de faire un contrôle qualité des ressources en eau à risque, destinées à la consommation humaine. De ce fait, les paramètres bactériologiques et physico-chimiques de l'eau à mesurer devraient être choisis selon le contexte et l'objectif de l'étude.

### **I-3 Les paramètres de contrôle de la qualité des ressources en eau de boisson**

L'eau potable devrait s'adapter à nos besoins. Plusieurs paramètres de qualité de l'eau font l'objet d'un problème de santé lorsque leurs proportions ne répondent pas aux normes nationales et internationales pour une eau de boisson. Les normes nationales pour la qualité de l'eau potable, tiennent compte de divers facteurs locaux, géographiques, socioéconomiques et culturels. Par conséquent, les normes nationales peuvent différer sensiblement des valeurs des lignes directrices. Les paramètres choisis pour caractériser la qualité de l'eau dans le cadre de cette étude sont ci-dessous décrits de par leurs origines, leur importance, leurs effets sur la santé et leurs valeurs limites pour celles déjà établies.

#### **I-3.1 Paramètres bactériologiques**

Les paramètres bactériologiques qui permettent d'évaluer la salubrité de l'eau potable peuvent être divisés en deux catégories : les agents indicateurs de pollution qui sont quatre (BHAM, SF, CT et CF) et les agents pathogènes de pollution spécifique parmi lesquels les *salmonella spp* et les *vibrio cholerae* qui véhiculent les maladies les plus fréquentes en Afrique Subsaharienne où le niveau d'hygiène est faible. L'Agence des Normes et de la Qualité du Cameroun (ANOR) et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ont prescrit zéro présence des bactéries tolérables dans les eaux destinées à la consommation humaine.

##### ➤ **Les bactéries hétérotrophes aérobies et mésophiles (BHAM)**

Les BHAM représentent le nombre total de bactéries aérobies dans une source d'eau <sup>95</sup>. A la fin des années 1800, elles ont été utilisées pour évaluer la pureté de l'eau, et aujourd'hui, elles servent d'alerte pour une possible détérioration de la qualité de l'eau, ce qui déclenche une enquête beaucoup plus approfondie <sup>96</sup>. Toutefois, l'utilisation de la numération des bactéries

hétérotrophes comme indicateur de la salubrité a diminué au 20<sup>ème</sup> siècle avec l'avènement des analyses spécifiques aux matières fécales <sup>97</sup>. C'est le cas du groupe des coliformes qui a été largement utilisé comme indicateur de la qualité de l'eau potable et a historiquement conduit au concept de protection de la santé publique <sup>98</sup>.

➤ **Les coliformes totaux (CT)**

Dans l'eau, ce groupe de microorganismes révèle une pollution provenant du sol, des végétaux, d'insectes ou de sources d'eaux polluées par des excréments humains ou animaux <sup>99</sup>. Donc, les CT ne sont pas tous fécaux d'origine. De façon générale, la présence de CT dans l'eau potable est plutôt indicatrice de risque peu spécifique de sa qualité <sup>100</sup>. Les CT ne sont pas considérés comme les meilleurs indicateurs parce qu'il n'existe pas de corrélation constante entre leur présence et l'incidence de maladies <sup>101</sup>. Ces CT à 37°C doivent être absents dans un échantillon d'eau de 100 mL <sup>100</sup>. Parmi les CT, il existe un sous-groupe appelé coliformes fécaux.

➤ **Les coliformes fécaux (CF) ou Coliformes thermotolérants**

En milieu hydrique, ces bactéries se trouvent dans les eaux d'égout et dans toutes les eaux naturelles et des sols récemment contaminés par les matières fécales <sup>99</sup>. Dans la famille des CF, *Escherichia coli* (*E. coli*) est le meilleur indicateur de contamination à être exclusivement d'origine fécale, puisqu'elle est présente dans le tube digestif des animaux et de l'homme <sup>99</sup>, <sup>102</sup>. *E. coli* est généralement un indicateur fiable pour les *salmonella spp* dans les approvisionnements en eau de boisson <sup>103</sup>. L'eau contenant cette bactérie est considérée non potable avec un risque pour la santé <sup>99</sup>. *E. coli* est responsable des diarrhées chez l'adulte et surtout chez l'enfant et le nourrisson, chez qui la diarrhée est responsable de nombreux décès par déshydratation <sup>104</sup>. Pour l'OMS, les diarrhées infantiles représentent la première cause directe de mortalité <sup>104</sup>. Les coliformes fécaux en général doivent être absents dans un échantillon d'eau de 100 mL <sup>100</sup>.

➤ **Les streptocoques fécaux (SF)**

Ce terme désigne les streptocoques généralement présents dans les fèces de l'homme et des animaux <sup>105</sup>. Ils se multiplient rarement dans l'eau polluée et sont toujours présents dans les matières fécales en nombre variable, mais généralement beaucoup plus faible que celui d'*E. Coli* <sup>106</sup>. Contrairement aux CF qui témoignent d'une contamination d'origine fécale récente et survivent pendant une période plus courte, les SF témoignent d'une contamination d'origine fécale ancienne ou semi-récente (2 à 4 mois plus tôt) <sup>107</sup>. Comme les SF ont une durée de vie plus longue, une contamination semi-récente est plus susceptible d'être détectée <sup>107</sup>. Raison pour laquelle on dit que les SF sont plus persistants que les bactéries *E.coli* et coliformes et sont très

résistants au séchage <sup>108</sup>. Donc, ils peuvent être utiles pour détecter la pollution par ruissellement de surface vers les eaux souterraines ou de surface <sup>108</sup>. Parmi les streptocoques du genre, seule le *S. bovis* et le *S. equinus* sont considérés comme de véritables SF <sup>106</sup>. Ces deux espèces de streptocoques se trouvent principalement chez les animaux. Le groupe appelé SF comprend des espèces de différentes importance sanitaires et de survie caractéristiques <sup>109</sup>. Les SF doivent être absents dans un échantillon d'eau de 100 mL <sup>100</sup>.

Cependant parmi les bactéries, les *salmonella spp* et les *vibrio cholerae* sont les agents pathogènes le plus souvent incriminés au niveau mondial <sup>110</sup>. Ils font partie des agents pathogènes d'origine humaine considérés comme le plus grand risque pour la sécurité de l'eau potable <sup>111</sup>. Le Tableau I montre l'importance de ces deux agents pathogènes dans l'approvisionnement en eau.

**Tableau I :** Importance de deux agents pathogènes véhiculés par l'approvisionnement en eau <sup>112</sup>

Agents pathogènes (bactéries)	Importance pour la santé	Persistance dans l'approvisionnement en eau	Résistance au Chlore	Contamination relative	Importance source animale
<i>Salmonella spp typhi</i>	Elevée	Modérée	Faible	Faible	Non
<i>Vibrio cholerae</i>	Elevée	Courte	Faible	Elevée	Non

### ➤ *Salmonella spp*

La *salmonella spp* est une bactérie pathogène bien connue, qui propage couramment des maladies par le biais d'aliments contaminés, mais elle peut également être transmise par la consommation d'eau contaminée <sup>111</sup>, et par les matières fécales humaines <sup>113</sup>. Il existe de nombreux types de salmonelles divisés en deux grandes catégories : celles qui provoquent la typhoïde et celles qui ne le font pas <sup>113</sup>. Les salmonelles typhoïdes telles que *S. typhi* et *S. paratyphi* ne colonisent que les humains <sup>113</sup>, et particulièrement, la bactérie *S. typhi* cause la fièvre typhoïde. La bactérie *S. typhi* continue parfois à proliférer dans la vésicule biliaire de quelques patients qui se sont remis de l'infection primaire <sup>114</sup>. En tant que porteurs, ces patients continuent à excréter les organismes dans leurs fèces ou, parfois, dans leur urine pendant de longues périodes, voire toute leur vie <sup>114</sup>. La typhoïde a une distribution universelle et représente la maladie hydrique type par excellence <sup>115</sup>. Elle provoque une infection du sang dans les pays sous-développés <sup>116</sup>. De même, les maladies non typhoïdiennes peuvent provoquer des infections intestinales qui durent 7 jours ou plus <sup>116</sup>. Toutefois, selon la norme Camerounaise, les salmonelles doivent être absents dans un échantillon de 5L <sup>100</sup>.

➤ ***Vibrio cholerae* (*V. cholerae*)**

C'est un bacille, *V. cholerae*, appartenant aux deux groupes antigéniques O1 et O139, lesquels groupes sont considérés comme des « vibrions cholériques », capables de donner un choléra épidémique <sup>117</sup>. Il s'agit d'une bactérie appartenant à la famille des *vibrionaceae*, au genre *vibrio* et à l'espèce *V. cholerae*. Il est l'agent du choléra, maladie à transmission hydrique par excellence <sup>104</sup>. L'infection est généralement contractée par l'ingestion d'eau contaminée par des matières fécales humaines infectées <sup>114</sup>. Mais les aliments contaminés et le contact de personne à personne peuvent également être des sources <sup>114</sup>. De la même façon, les cadavres ne présentent un risque que si les personnes sont elles-mêmes mortes du choléra <sup>117</sup>. Le choléra a un mode de transmission hydrique ou interhumaine (maladies des mains sales) et aussi féco-orale <sup>117</sup>. Une diarrhée sévère suivie de vomissements qui tue des adultes en quelques heures est presque toujours un choléra <sup>117</sup>. Dans les régions où le choléra est devenu endémique, des bouffées épidémiques peuvent ainsi ressurgir suivant un rythme de plusieurs années en fonction du renouvellement de la population <sup>117</sup>. Néanmoins, le choléra n'est endémique que dans certaines zones, essentiellement tropicales et subtropicales <sup>118</sup>. Les raisons n'en sont pas totalement élucidées et tiennent sans doute à des facteurs climatiques et socioéconomiques <sup>118</sup>. Les *V. cholerae* doivent être absents dans un échantillon d'eau de 100 mL.

### **I-3.2 Paramètres physico-chimiques**

La qualité de l'eau est directement influencée par l'environnement qui l'entoure. Au même titre que l'OMS, l'ANOR a défini les critères de qualité de l'eau destinée à la consommation humaine de quelques paramètres physico-chimiques par catégories <sup>100</sup>. Notamment, les organoleptiques (turbidité), les paramètres en relation avec la structure naturelle des eaux (température, pH, conductivité électrique, solides dissous totaux,  $Al^{3+}$ ,  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$  et  $SO_4^{2-}$ ) et les paramètres indésirables ( $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $NH_4^+$ ,  $F^-$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ). Par ailleurs, à l'exception du  $Ca^{2+}$  dont la norme a été établie selon l'OMS, la dureté totale, l'alcalinité totale et l'ion  $PO_4^{3-}$  restent encore sans valeurs limites établies pour la boisson selon les normes OMS et ANOR.

➤ **La turbidité**

C'est la capacité qu'à l'eau de se laisser traverser par les rayons lumineux. Elle est directement liée à l'aspect visuel de l'eau <sup>119</sup>. Elle mesure le degré auquel l'eau perd sa transparence en raison de la présence de particules en suspension <sup>120</sup>. Plus l'eau contient de solides en suspension, plus elle semble trouble et plus sa turbidité est élevée. En termes

généraux, la turbidité est une réduction de la limpidité de l'eau en raison de la présence de matières en suspension qui absorbent ou diffusent la lumière en aval. Cependant, toutes les eaux naturelles ont des matières en suspension, mais elles ne sont considérées comme turbides que lorsque les suspensoïdes ou trip-ton (matières turbides) deviennent visibles <sup>121</sup>. Les matières en suspension telles que les particules d'argile et de limon, les matières organiques, les organismes microscopiques et les colloïdes, rendent les eaux naturelles turbides <sup>86</sup>. Les particules en suspension favorisent également la fixation des métaux lourds et de nombreux autres composés organiques toxiques et pesticides <sup>120</sup>. Il est essentiel d'éliminer la turbidité de l'eau afin de la désinfecter efficacement à des fins de consommation <sup>120</sup>. Cela entraîne un coût supplémentaire pour le traitement des eaux de surface. L'ANOR fixe sa valeur limite  $< 2$  UTN <sup>100</sup>, tandis que la valeur guide de l'OMS est de 5 UTN <sup>122</sup>.

### ➤ **Le pH**

La valeur du pH mesure réciproquement le log de la concentration de l'ion hydrogène ( $H^+$ ). Pour les valeurs de pH inférieures à 7,0 ( $[H^+] < 10^{-7}$ ), l'eau a un caractère acide car la concentration des ions hydrogène excède celle des ions hydroxyde ( $OH^-$ ) <sup>123</sup>. Inversement, l'eau a un caractère basique pour les valeurs de pH supérieures à 7,0 ( $[H^+] > 10^{-7}$ ) <sup>123</sup>. Les valeurs de pH de la plupart des eaux naturelles sont comprises entre 4 – 9 <sup>114</sup>. La détermination du pH de l'eau est essentielle car elle affecte de nombreux processus chimiques et biologiques qui se déroulent dans l'eau <sup>124</sup>. Un pH élevé de l'eau ( $>8,0$ ) peut conduire à la corrosion des ustensiles <sup>125</sup> et être par conséquent un risque pour l'eau de consommation qui prend un goût de soda. L'ANOR limite la valeur du pH entre 6,5 – 9 <sup>100</sup>, alors que celle de l'OMS est comprise entre 6,5 – 8,5 <sup>122</sup>.

### ➤ **La température (T)**

La température de l'eau est une mesure de l'énergie cinétique de l'eau et est exprimée en degrés Fahrenheit (F) ou Celsius ( $^{\circ}C$ ) <sup>126</sup>. La température de l'eau varie en fonction de la saison, de la profondeur et, dans certains des cas, du moment de la journée <sup>126</sup>. Lorsque la température de l'eau et l'apport en matières organiques sont croissants, les bactéries croissent aussi <sup>117</sup>, et si le traitement de l'eau potable contaminée par les bactéries est insuffisant, cette eau peut affecter la santé publique <sup>127</sup>. L'ANOR fixe le seuil de la température de l'eau  $\leq 25^{\circ}C$  <sup>100</sup>.

### ➤ **La conductivité électrique (CE) et les solides dissous totaux (SDT)**

La CE est une mesure de la capacité d'une solution à transporter le courant électrique. Comme celle-ci dépend de la présence d'ions en solution, sa mesure donne une indication de la quantité totale de solides dissous, ou de sels, dans une eau <sup>114</sup>. Pour une eau destinée à la consommation humaine, l'ANOR fixe la limite de la CE à 1000  $\mu S/Cm$  <sup>100</sup>. De même que la

CE, les valeurs des SDT reflètent le niveau de minéraux présents dans l'eau sous forme dissoute. Elles varient considérablement dans différentes formations géologiques en raison des différences de solubilité des minéraux <sup>128</sup>. Les SDT élevés augmentent la densité de l'eau, diminuent la solubilité des gaz comme l'oxygène et, finalement, rend l'eau impropre à la consommation <sup>129</sup>. Dans le cas où les SDT sont difficiles à être mesurés sur le terrain, les valeurs de CE de l'eau peuvent être utilisées pour déterminer la salinité. Le rapport SDT/CE pour l'eau douce varie de 0,5 à  $\geq 1$  <sup>130</sup>. Les eaux souterraines sont classées en fonction de leurs SDT comme suit : douce, 0 à 1 000 mg/L ; saumâtre, 1 000 à 10 000 mg/L ; saline, 10 000 à 100 000 mg/L ; saumure, >100 000 mg/L <sup>131 , 132</sup>.

➤ **L'ion sulfate (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)**

L'ion SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> provient de plusieurs sources telles que la dissolution du gypse et d'autres gisements minéraux contenant des sulfates, de l'intrusion d'eau de mer, de l'oxydation des sulfures, sulfites et thiosulfates dans les eaux de surface bien aérées <sup>114</sup>. De plus, les dépôts atmosphériques sont aussi l'une des sources les plus importantes des SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Pour cet ion, aucun effet négatif sur la santé humaine n'a été identifié. Cependant, une trop grande quantité de cet anion dans l'eau potable peut entraîner une altération du goût et des effets laxatifs <sup>133</sup>. La valeur recommandée par l'OMS est de 250 mg/L, sur la base du goût et du potentiel de corrosion <sup>122</sup>. De même, le seuil de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> selon l'ANOR est  $\leq 250$  mg/L pour le cas des eaux de boisson <sup>100</sup>.

➤ **L'ion chlorure (Cl<sup>-</sup>)**

Le chlore (Cl) est un halogène, présent dans l'eau sous forme d'ion chlorure, qui donne une mesure rapide de la salinité des échantillons d'eau <sup>126</sup>. Les chlorures sont naturellement présents dans presque toutes les eaux, et sont le plus souvent en combinaison avec le sodium, le potassium, le calcium et le magnésium <sup>114</sup>. Les quantités excessives de sels de chlorure dans l'eau de mer sont principalement responsables de sa non-utilisation à des fins de consommation <sup>134</sup>. En milieu rural, les gisements minéraux naturels sont la principale source de Cl<sup>-</sup> <sup>114</sup>. Il est l'un des plus stables ions dans l'eau, et n'est pas affecté par la plupart des processus physico-chimiques ou biologiques. La présence de Cl<sup>-</sup> en excès est une cause très courante de pollution de l'eau de puits qui se produit en raison de la lixiviation des sels du sol vers le réservoir d'eau du puits <sup>134</sup>. Les principaux problèmes causés par un excès de chlorures dans l'eau sont liés à la corrosion et au goût <sup>114</sup>. L'ingestion excessive des chlorures peut également causer de graves dommages ou un empoisonnement du corps humain <sup>134</sup>. Les chlorures ont des valeurs guides établies par l'ANOR  $\leq 200$  mg/L <sup>100</sup> et l'OMS de 250 mg/L <sup>122</sup>.

➤ **L'ion magnésium (Mg<sup>2+</sup>)**

Le magnésium est un métal alcalino-terreux, présent dans l'eau sous forme d'ion magnésium. Les ions magnésium pénètrent dans les eaux souterraines par la dissolution des carbonates (dolomite) ou des minéraux ferromagnésiens <sup>135</sup>. Les concentrations en Mg<sup>2+</sup> dépendent de ces sources d'eau, qui sont pour certaines comparables à celles des ions calcium. Dans le monde entier, une eau de boisson ayant une concentration comprise entre 10 – 100 mg/L de Mg<sup>2+</sup> pourrait potentiellement prévenir 4,5 millions de décès par an de maladies cardiaques et accidents vasculaires cérébraux <sup>136</sup>. En outre, une vaste étude épidémiologique menée à Taïwan a montré l'effet protecteur significatif du magnésium présent dans l'eau potable sur le risque des maladies cérébro-vasculaires <sup>137</sup>. Des recherches menées en Suède ont démontré que le magnésium présent dans l'eau potable est un important facteur de protection contre la mort par infarctus aigu du myocarde <sup>137</sup>. Récemment, les niveaux de magnésium dans l'eau potable ont été liés à l'incidence de la fracture de la hanche chez les hommes et les femmes <sup>137</sup>. Par ailleurs, au Cameroun, L'ANOR préconise une valeur limite de Mg<sup>2+</sup> ≤ 50 mg/L dans l'eau de boisson <sup>100</sup>.

➤ **L'ion potassium (K<sup>+</sup>)**

Le potassium est un métal alcalin, présent dans l'eau sous forme d'ion potassium. L'ion K<sup>+</sup> peut provenir des argiles potassiques, de l'altération des formations silicatées et de la dissolution des engrais chimiques <sup>135</sup>. Bien qu'il soit l'un des éléments les plus abondants, sa concentration que l'on trouve dans la plupart des eaux naturelles dépassent rarement 20 mg/L <sup>114</sup>. Le potassium peut exister sous forme de sels de potassium chlorure ou de potassium sulfate <sup>138</sup>. L'OMS estime que les effets néfastes sur la santé qui sont liés à une consommation d'eau potable contenant un taux élevé en K<sup>+</sup>, sont peu probables chez un être en bonne santé. Cependant les patients souffrant des problèmes rénaux peuvent être exposés à un risque en raison des lésions rénales <sup>125</sup>. L'ANOR fixe le seuil des K<sup>+</sup> ≤ 12 mg/L pour ce qui est des eaux de boisson <sup>100</sup>.

➤ **L'ion aluminium (Al<sup>3+</sup>)**

L'aluminium est un élément métallique, présent dans l'eau sous forme d'ion aluminium. L'ion ammonium peut être présent en quantités détectables dans de nombreuses eaux naturelles en raison de la lixiviation des sous-couches <sup>114</sup>. On le trouve également dans les eaux de ruissellement des zones nouvellement boisées <sup>114</sup>. La consommation d'une eau ayant une concentration élevée d'ion Al<sup>3+</sup> pourrait conduire à un risque de contracter les maladies d'Alzheimer et de Parkinson <sup>139</sup>. L'ion Al<sup>3+</sup> à 0,2 mg/L est la limite que préconise l'ANOR <sup>100</sup> et la valeur guide de l'OMS <sup>122</sup>.

➤ **L'ion nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)**

C'est un paramètre important dans presque toutes les études sur la qualité de l'eau, car sa source est principalement anthropique. Les nitrates peuvent être introduits par les pluies acides, le ruissellement des engrais des champs, et la décomposition ou les déchets des plantes ou des animaux <sup>126</sup>. Ils s'obtiennent à partir de la dernière étape de l'oxydation de l'ammoniac et de la minéralisation de l'azote de la matière organique. La majeure partie de cette oxydation dans le sol et l'eau est obtenue par nitrification <sup>114</sup>. Ces nitrates sont largement répandus dans le sol, dans la plupart des eaux et dans les plantes, où ils sont nécessaires à la synthèse des plantes <sup>140</sup>. La présence de nitrates dans l'eau potable peut entraîner de graves problèmes de santé pour les consommateurs <sup>141</sup>. Une consommation d'eau ayant les concentrations en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> supérieure à la norme peut augmenter le risque de certains types de cancer <sup>142</sup>, et les nourrissons peuvent être exposés à la méthémoglobinémie ou "syndrome du bébé bleu" <sup>143</sup>. Le NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ≤ 50 mg/L est la limite préconisée par l'OMS <sup>122</sup> et l'ANOR <sup>100</sup>.

➤ **L'ion nitrite (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)**

L'ion nitrite peut être considéré comme le produit intermédiaire entre l'ammoniac et le nitrate et peut être formé par la réduction des nitrates dans des conditions où il y a un déficit d'oxygène <sup>114</sup>. Parallèlement, il est relativement instable et est facilement oxydé en nitrate <sup>144</sup>. Les concentrations de nitrites peuvent augmenter dans les systèmes de distribution recevant de l'eau chloraminée <sup>114</sup>. Les nourrissons sont plus susceptibles de souffrir d'infections intestinales où les bactéries pathogènes peuvent rapidement réduire les nitrates en nitrites <sup>144</sup>. Cependant, il n'existe aucune preuve épidémiologique d'une association entre les niveaux de nitrites dans l'eau potable et l'incidence du cancer <sup>114</sup>. L'ANOR prescrit une valeur limite ≤ 0,1 mg/L <sup>100</sup> et celle de l'OMS est de 3 mg/L <sup>122</sup>.

➤ **L'ion ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)**

Selon la valeur du pH, l'ion ammonium est l'une des formes sous laquelle existe l'ammoniac (NH<sub>3</sub>) dans l'eau. Il peut indiquer des niveaux d'ammoniac aqueux si les solutions d'échantillon sont acidifiées pour convertir NH<sub>3</sub> en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> <sup>126</sup>. Il traduit habituellement un processus de dégradation incomplet de la matière organique. C'est un excellent indicateur de la pollution de l'eau par des rejets organiques d'origine agricole, domestique ou industriel <sup>145</sup>. Parmi ces sources, la plus importante est la décomposition des matières végétales et animales <sup>114</sup>. La source de toute quantité importante d'ammoniac dans une eau brute doit toujours être recherchée, surtout si elle est associée à une pollution bactérienne excessive <sup>114</sup>. Les effets

directs des ions  $\text{NH}_4^+$  sur la santé sont encore assez méconnus, néanmoins  $\text{NH}_4^+$  est peu toxique <sup>145</sup>. L'ANOR préconise une limite de  $\text{NH}_4^+ \leq 0,5 \text{ mg/L}$  <sup>100</sup> et l'OMS une limite de  $35 \text{ mg/L}$  <sup>122</sup>.

### ➤ **L'ion phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ )**

L'ion  $\text{PO}_4^{3-}$  fait partie des nutriments qu'on peut retrouver dans les eaux naturelles de consommation. L'orthophosphate dissous ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) est un indicateur important de la pollution de l'eau car il est facilement et rapidement absorbé par les bactéries <sup>124</sup>. Par conséquent, l'ion  $\text{PO}_4^{3-}$  n'est presque jamais trouvé en concentrations élevées dans les eaux non polluées <sup>124</sup>. Les phosphates inorganiques et organiques présents dans les eaux de surface proviennent principalement des effluents d'eaux usées qui contiennent des détergents synthétiques à base de phosphate, des effluents industriels ou du ruissellement des terres où des engrais inorganiques qui ont été utilisés dans l'agriculture <sup>114</sup>. L'excès de phosphate provoque l'eutrophisation des eaux qui est à l'origine des toxines par des microalgues et constitue un problème de santé des consommateurs de crustacés filtreurs <sup>146</sup>. Aucune norme venant de l'ANOR ou de l'OMS n'a été prescrite pour les phosphates dans une eau de boisson. Néanmoins, le Cameroun recommande un taux de phosphate pour les eaux brutes destinées à la production d'eau potable de  $0,4 \text{ mg/L}$  (bon),  $0,7 \text{ mg/L}$  (moyen et mauvais) <sup>100</sup>.

### ➤ **L'ion fluorure ( $\text{F}^-$ )**

Le fluor est l'halogène le plus électronégatif et le plus réactif, il est présent dans l'eau sous forme d'ion fluorure. L'ion fluorure peut être un constituant naturel de l'eau potable, en fonction de la géologie locale <sup>147</sup>. Les fluorures se présentent sous trois formes, à savoir le fluorure de calcium ( $\text{CaF}_2$ ), l'apatite ou phosphate naturel [ $\text{Ca}_3\text{F}(\text{PO}_4)_3$ ] et la cryolite ( $\text{Na}_3\text{AlF}_6$ ) <sup>148</sup>. Pour une concentration de fluorure de  $1,0 \text{ mg/L}$  dans l'eau de boisson, l'effet est bénéfique sur le taux d'apparition des caries dentaires, en particulier chez les enfants <sup>114</sup>. En revanche à des concentrations différentes, les effets indésirables donnent lieu à des maladies tels que la fluorose dentaire, la fluorose squelettique, l'augmentation du taux de fractures de l'os, la baisse du taux de natalité, l'augmentation du taux de lithiase (calculs rénaux), l'altération de la fonction thyroïdienne et du développement de l'intelligence <sup>149</sup>. Le fluor présent dans l'eau potable pose des problèmes de santé lorsque le corps humain a la capacité de tolérer la teneur en fluorure jusqu'à une certaine limite <sup>146</sup>. L'ANOR recommande une valeur limite  $\leq 0,7 \text{ mg/L}$  <sup>122</sup> et l'OMS de  $1,5 \text{ mg/L}$  <sup>100</sup>.

➤ **Les ions fer (Fe<sup>2+</sup>/ Fe<sup>3+</sup>)**

Le fer pur est un métal de transition qui se trouve dans la plupart des eaux naturelles sous plusieurs formes. Le fer dans les eaux de surface est généralement sous forme ferrique (Fe<sup>3+</sup>), mais la forme ferreuse la plus soluble (Fe<sup>2+</sup>) est susceptible d'être trouvée dans les conditions désoxygénées qui peuvent se produire dans certaines eaux souterraines ou dans les eaux de fond des lacs et des réservoirs. Sur l'exposition à l'air, les eaux se décolorent rapidement à mesure que le fer s'oxyde pour prendre la forme ferrique et précipite <sup>114</sup>. Le fer est un élément essentiel de l'alimentation humaine. Les concentrations habituellement trouvées dans l'eau potable ne sont pas nocives, mais le fer peut donner un goût amer lorsqu'il est présent à plus de 1 mg/L <sup>114</sup>. La présence d'une forte concentration de fer entraîne des changements indésirables dans la couleur, l'odeur et le goût de l'eau <sup>150</sup>. Il peut également provoquer des taches brunes sur le linge et les installations sanitaires <sup>114</sup>. L'OMS recommande une valeur limite de 0,3 mg/L pour éviter la décoloration et les tâches <sup>122</sup>. Celle donnée par l'ANOR est ≤ 0,2 mg/L pour une eau de boisson <sup>100</sup>.

➤ **L'ion manganèse (Mn<sup>2+</sup>)**

Le manganèse (Mn) est un métal de transition qu'on retrouve naturellement dans l'environnement en état de trace. Il s'agit du douzième élément et du cinquième métal le plus abondant de la croûte terrestre, présent dans les roches, le sol, l'eau et les aliments <sup>151</sup>. Il n'est pas présent à l'état pur dans la nature et les principaux minéraux contenant du Mn sont les oxydes, les carbonates et les silicates <sup>151</sup>. Dans les eaux de surface et souterraines, il est présent sous forme d'ion manganèse en concentrations détectables. La concentration de manganèse en solution dépasse rarement 1,0 mg/L dans une eau de surface bien aérée <sup>114</sup>. Par contre, des concentrations beaucoup plus élevées de Mn<sup>2+</sup> peuvent se produire dans les eaux souterraines soumises à des conditions anaérobies <sup>114</sup>. En cas d'exposition à des niveaux élevés de manganèse, les effets neurotoxiques liés à la maladie de Parkinson et aux troubles du mouvement sont observés chez les adultes <sup>152</sup>. Certaines sources d'eau destinées à la consommation humaine ont été signalées par leurs niveaux élevés de Mn<sup>2+</sup> au Brésil, Chine, Canada, Costa Rica et aux Etas Unis, pour n'en citer que quelques-uns <sup>153</sup>. Des altérations importantes des fonctions cognitives ont été observées chez des sujets ayant utilisés de l'eau contaminée par un excès de Mn<sup>2+</sup> à des fins de consommation et de cuisson <sup>153</sup>. L'OMS a fixé une valeur indicative provisoire pour le manganèse de 0,5 mg/L pour des raisons de santé, mais recommande un niveau beaucoup plus faible de 0,1 mg/L <sup>122</sup>. Tandis que l'ANOR fixe une valeur limite de Mn<sup>2+</sup> ≤ 0,05 mg/L <sup>100</sup>

Par ailleurs, d'autres paramètres importants pour cette étude définissant les critères de potabilité par l'OMS ou pas, sont en complément à ceux fixés par l'ANOR et pourraient pour certains impacter négativement sur l'économie du pays. C'est le cas des ions calcium, de la dureté de l'eau et de l'alcalinité de l'eau.

➤ **L'ion Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ )**

Le calcium est un métal alcalino-terreux et prend la forme d'ion calcium en milieu aqueux. Le niveau de concentration en  $\text{Ca}^{2+}$  dépend du type de roche à travers lequel l'eau est passée <sup>114</sup>. L'ion  $\text{Ca}^{2+}$  se trouve dans la plupart des eaux naturelles sous forme de carbonate ou de calcium bicarbonate etc. Le calcium bicarbonate forme une dureté temporaire, alors que les sulfates, les chlorures et les nitrates de calcium forment des duretés permanentes <sup>114</sup>. Tout comme les ions magnésium, les ions calcium sont l'une des principales causes de la dureté totale de l'eau <sup>154</sup>. Il n'y a pas de réaction sanitaire à une teneur élevée en  $\text{Ca}^{2+}$  dans une eau, car les principales limitations sont dues à la formation excessive de tartre <sup>114</sup>. La valeur guide du calcium donnée par l'OMS est comprise entre 100 – 300 mg/L <sup>122</sup>.

➤ **La dureté totale ou Titre Hydrométrique (TH)**

La dureté totale permanente (TH) de l'eau est définie comme la teneur mesurée en cations métalliques divalents tels que  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{Ca}^{2+}$  <sup>155</sup>, qui sont des cations prédominants dans les eaux naturelles, principalement liés au bicarbonate, au sulfate ou au chlorure <sup>156</sup>. Elle peut être calculée comme la somme de la concentration de  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  en mg/L de  $\text{CaCO}_3$  <sup>155</sup>. Le TH est subdivisé en dureté carbonatée et non carbonatée. Les eaux souterraines provenant d'aquifères de craie et de calcaire sont dures et présentent souvent une dureté carbonatée de 200 à 300 mg/L sous forme de  $\text{CaCO}_3$  <sup>114</sup>. Une source majeure de dureté non carbonatée dans les eaux de surface est le calcium sulfate présent dans les argiles et autres dépôts <sup>114</sup>. En revanche, de nombreuses eaux de surface provenant des formations géologiques plus anciennes sont douces ou très douces, par exemple 15-50 mg/L en tant que  $\text{CaCO}_3$ , car les roches sont largement imperméables et insolubles <sup>114</sup>. Les effets de l'eau dure sur la santé sont principalement dus aux effets des sels dissous <sup>154</sup>. Plusieurs problèmes de santé tels que les maladies cardiovasculaires, la mortalité cérébrovasculaire, le diabète, les calculs rénaux, la santé reproductive, les dermatites et d'autres effets sur la santé sont associés à la dureté totale de l'eau potable <sup>154</sup>. La classification des niveaux de dureté de l'eau généralement exprimés en mg/L de  $\text{CaCO}_3$  sera donné plus loin dans la section donnant les caractéristiques hydrochimiques. Il n'existe pas encore de norme légale de la valeur maximale pour la dureté de l'eau.

## ➤ **L'Alcalinité totale (TAC)**

L'alcalinité est une mesure de la capacité de neutralisation des acides de l'eau <sup>157</sup>. Autrement dit, c'est la concentration d'ions dans l'eau qui neutralise l'ion hydrogène, et dont les composantes les plus connues sont le bicarbonate, le carbonate et l'hydroxyde <sup>156</sup>. Lesdites composantes peuvent être obtenues par la dissolution du carbone dioxyde et par la décomposition microbienne de la matière organique <sup>156</sup>. C'est généralement le CO<sub>2</sub> de l'atmosphère (système CO<sub>2</sub>-H<sub>2</sub>O) qui fournit l'acide nécessaire à l'attaque des constituants des roches lors des réactions de dissolution <sup>158</sup>. Toutefois, le bicarbonate (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) est la source principale d'alcalinité dans les eaux naturelles typiques bien que les borates, les silicates et les ligands organiques peuvent également y contribuer <sup>159</sup>. Etant donné que les valeurs de pH de la plupart des eaux naturelles sont comprises entre 4 – 9 <sup>114</sup>, l'alcalinité représente alors dans ce cas la quantité de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, car les ions carbonates et hydroxydes sont négligeables dans ce domaine de pH. L'alcalinité de certaines eaux est due uniquement au calcium bicarbonate et au magnésium bicarbonate, et le pH de ces eaux ne dépasse pas 8,3, avec leur alcalinité totale pratiquement identique à leur alcalinité des bicarbonates <sup>160</sup>. Les mesures d'alcalinité sont généralement effectuées dans le cadre de l'analyse des eaux naturelles afin de déterminer leur pouvoir tampon. Ces mesures sont aussi fréquemment utilisées comme variable de contrôle dans le processus de traitement de l'eau <sup>156</sup>. Une eau qui a une alcalinité élevée peut accepter de grandes doses d'acides ou de bases sans modifier le pH de manière significative. Lorsque l'alcalinité augmente, la capacité de l'eau à résister aux changements de pH augmente, ce qui augmente sa capacité de régulation. Donc c'est un bon régulateur pour le pH. La valeur limite d'alcalinité pour l'eau potable n'a pas encore été établie par l'ANOR et l'OMS.

## **I-4 Maladies hydriques**

### **I-4.1 Définition**

Les maladies hydriques sont les maladies transmises par l'eau qui sont virales, bactériennes et infectueuses et utilisent l'eau comme moyen de transmission commun<sup>161</sup>. Ce sont aussi les maladies liées à la toxicité d'une eau polluée par des métaux, des radio nucléides ou des produits chimiques.

### **I-4.2 Exemples de Maladies hydriques au Cameroun**

Au Cameroun, le taux des maladies d'origine hydrique dus à la qualité plutôt qu'à la quantité s'élève à 63 %, selon les données de différents établissements de santé <sup>4</sup>.

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a par exemple reporté en 1999 la présence du Ver de Guinée au Cameroun qui a été transmis exclusivement par la consommation de l'eau contaminée. Plusieurs autres cas de maladies ont été enregistrés au Cameroun et de manière récurrente, notamment, le cholera<sup>162</sup>, la typhoïde, la poliomyélite, la diarrhée, amibiase, gastro-entérite, dysenterie, hépatite, etc.

### **I-5 Méthodes de traitement des données sur la qualité des ressources en eau**

L'investigation de la qualité de l'eau au Cameroun est loin d'être une pratique régulière, en particulier dans les R-NO et R-AD. Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour traiter les données sur la qualité de l'eau. Les plus fréquemment utilisées dans ce domaine sont les méthodes statistiques qui mettent en évidence les faits observables ou la recherche exploratoire, le calcul de l'indice de qualité de l'eau et les méthodes hydrochimiques qui révèlent scientifiquement la portée des résultats.

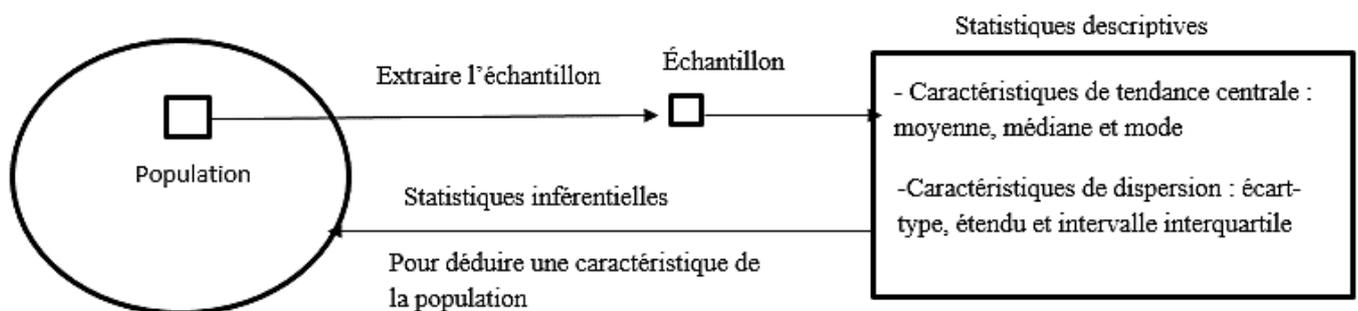
Les analyses et tests préliminaires des données sont particulièrement utilisés pour résumer statistiquement les propriétés de base d'une information unique, en répondant à des questions telles que : Quelle est la valeur typique ? Comment les individus (échantillons d'eau) sont-ils différents ? Certains individus ou groupes nécessitent-ils une attention particulière ? Toutefois, il est important qu'avant toute analyse, le choix du test adapté à la nature des données et à l'objectif de l'étude soit bien fait.

#### **I-5.1 Statistique descriptive univariée et statistique inférentielle**

L'analyse univariée est lorsqu'une seule variable est analysée. Les ensembles de données à une variable ne comportent qu'une seule information enregistrée pour chaque individu. Les mesures de la tendance centrale (moyenne, médiane et mode) fournissent des informations sur la valeur "typique" d'un ensemble de données<sup>163</sup>. Les mesures de variation (écart-type, étendu et intervalle interquartile (IQR)) fournissent des informations sur la dispersion des données autour de la valeur "typique"<sup>163</sup>. L'étendu donne une notion insuffisante de la dispersion, par conséquent d'autres caractéristiques de dispersion comme l'intervalle interquartile est très souvent envisageable<sup>164</sup>. La statistique descriptive univariée peut être utilisée pour résumer les données d'un échantillon à la fois numériquement et visuellement<sup>163</sup>. Par ailleurs, un grand nombre de méthodes statistiques considèrent que le tableau de données à analyser n'est en fait qu'un échantillon extrait d'une population plus large. Les paramètres calculés doivent donc être

assortis de tests de significativité qui donnent un seuil de confiance au-delà duquel les valeurs calculées ne peuvent être dues à des fluctuations aléatoires d'échantillonnage <sup>165</sup>.

Les caractéristiques de tendance centrale et de dispersion énumérées à la figure 4 sont choisies en fonction du résultat que donne le test de normalité. Parmi les tests de normalité qui existent, celui de Shapiro-Wilk est bien adapté aux échantillons de moins de 5000 observations <sup>166</sup>. Selon que les données soient à distribution normale ou non normale, les tests paramétriques ou non-paramétriques respectivement peuvent être effectués pour le traitement par la statistique inférentielle. Un aperçu de la relation entre les statistiques descriptives, les statistiques inférentielles, la population et l'échantillon tiré de l'étude de King et al. <sup>163</sup> est représenté ci-dessous à la figure 4.



**Figure 4 :** Aperçu de la relation entre les statistiques descriptives, les statistiques inférentielles, la population et l'échantillon

Au Cameroun, les statistiques descriptive et inférentielle ont déjà été utilisées pour établir des associations entre les variables explicatives et les résultats des infections respiratoires des enfants de moins de 5 ans où le taux de prévalence est de 11,5% <sup>167</sup>. En tenant compte du contexte et des objectifs de cette étude, ces deux outils peuvent aussi être utilisés pour le traitement préliminaire des données sur la qualité de l'eau. Par ailleurs, beaucoup de séries hydrologiques, hydrogéologiques ou hydrochimiques ne suivent pas une loi de distribution normale <sup>166</sup>. Par conséquent, les tests non-paramétriques s'adaptent le mieux à ce contexte. Dans le cas spécifique de la comparaison entre deux groupes indépendants, alors le test non-paramétrique de Mann-Whitney (test de la somme des rangs de Wilcoxon) est le plus adapté. Ce test a par exemple permis de comparer deux groupes de données : les bactéries HPC (« Heterotrophic plate count ») dans l'eau qui a traversé un réservoir avec celles dans l'eau qui a traversé deux réservoirs <sup>168</sup>. Le test U de Mann-Whitney a d'ailleurs plusieurs avantages dans ce sens que : sa distribution est libre, qu'il est utilisé pour comparer deux groupes indépendants, qu'il est basé sur les données ordonnées de chaque groupe du plus bas au plus haut <sup>169</sup>. La mise

en œuvre de ce test est la définition d'une hypothèse dite nulle ( $H_0$ ), à savoir qu'il n'existe aucune différence entre deux groupes <sup>166</sup>. Autrement dit, il permet de tester l'hypothèse selon laquelle les médianes de chacun de deux groupes de données sont proches. La statistique de Mann-Whitney observée notée  $U_{obs}$  est comparée à une valeur critique  $z$  donnée par la table.

$$U_{obs}(1) = n_1 \cdot n_2 + \frac{n_1(n_1+1)}{2} - R_1 \quad (\mathbf{F1})$$

$$U_{obs}(2) = n_1 \cdot n_2 + \frac{n_2(n_2+1)}{2} - R_2 \quad (\mathbf{F2})$$

Où,  $U_{obs}(1)$  et  $U_{obs}(2)$  sont respectivement les valeurs de statistiques de Mann-Whitney observées dans le groupe 1 et le groupe 2 ;  $n_1$  est le nombre d'échantillon du groupe 1 ;  $n_2$  est le nombre d'échantillon du groupe 2 ;  $R_1$  et  $R_2$  sont respectivement les sommes des rangs du groupe 1 et du groupe 2.

Pour un seuil de signification  $\alpha = 0,05$ ,  $z = q - \alpha/2 = 1,96$  ; où  $q$  est le quantile d'ordre  $p$  de l'échantillon. Donc, si la valeur du test statistique observée  $U_{obs}$  est plus importante que la valeur critique  $z$ , alors l'hypothèse nulle ( $H_0$ ) est rejetée.  $U_{obs}$  calcul une « p-value » qui se base non pas sur les données brutes, mais sur leurs rangs (emplacement de chaque donnée au sein d'une série ordonnée par ordre croissant). L'interprétation du test U de Mann-Whitney se fait en deux étapes. La première étape est de déterminer un intervalle de confiance pour la différence entre deux médianes de population. La différence étant calculée à partir de données de l'échantillon, et non de l'ensemble de la population, il est peu probable que la différence de l'échantillon soit égale à celle de la population. L'intervalle de confiance permet de mieux estimer la différence de la population. Elle aide aussi à mieux évaluer la signification pratique des résultats obtenus. La deuxième étape est de déterminer si la différence entre les médianes est statistiquement significative : la valeur de  $p$  est comparée au seuil de signification. Le seuil de signification  $\alpha = 0,05$  (intervalle de confiance de 95%) indique un risque de 5% de conclure à tort qu'une différence existe. Pour  $p \leq \alpha$ , la différence entre les médianes est statistiquement significative (Rejeter  $H_0$ ). Pour  $p > \alpha$ , la différence entre les médianes n'est pas statistiquement significative (impossible de rejeter  $H_0$ ).

Cependant, pour jauger le niveau de la relation entre deux variables, plusieurs méthodes peuvent être utilisées selon que les données répondent à une loi normale ou pas. Pour les données qui suivent une loi non-normale, la corrélation de Spearman est le mieux indiquée.

## I-5.2 Corrélation de Spearman

Le coefficient de corrélation de rang de Spearman est une corrélation de mesure non paramétrique, utilisé pour déterminer la relation existante entre deux ensembles de données <sup>170</sup>. Il est également appelé rho de Spearman. Il est désigné avec la lettre grec *rho* ( $\rho$ ) ou *rs* qui indique la valeur d'un échantillon et non la caractéristique de la population générale <sup>171</sup>. Le *rho* de Spearman est robuste en présence de valeurs extrêmes. Toutefois, les données doivent être linéaires et indépendantes les unes des autres auquel cas elles peuvent produire des déductions trompeuses <sup>172</sup>.

Théoriquement, la corrélation de Spearman calcule la corrélation de Pearson pour les variables qui sont converties en rangs. Soit  $(X_1, X_2, \dots, X_n)$  et  $(Y_1, Y_2, \dots, Y_n)$  deux échantillons de taille  $n$ .  $R_{X_i}$  désigne le rang de l'échantillon  $X_i$  comparé aux autres valeurs de l'échantillon  $X$  pour  $i = 1, 2, \dots, n$ .  $R_{X_i} = 1$  si  $X_i$  est la plus petite valeur de  $X$ ,  $R_{X_i} = 2$  si  $X_i$  est la deuxième plus petite valeur, etc., jusqu'à ce que  $R_{X_i} = n$  si  $X_i$  est la plus grande valeur de  $X$ . Dans le même sens,  $R_{Y_i}$  désigne le rang de  $Y_i$ , pour  $i = 1, 2, \dots, n$ . Donc, le coefficient de corrélation de Spearman de l'échantillon, généralement désigné par  $\rho$ , est défini par :

$$\rho = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n d_i^2}{n(n^2-1)} \quad \text{170 (F3)}, \text{ où, } d_i = R_{X_i} - R_{Y_i} \text{ est la différence de rangs.}$$

Dans la pratique, spécifiquement dans le domaine de la médecine, la corrélation de Spearman a été récemment utilisée pour tester la relation entre le COVID-19 et l'environnement <sup>172</sup>. Dans le domaine de l'eau, beaucoup de séries hydrologiques, hydrogéologiques ou hydrochimiques ne suivent pas une loi de distribution normale <sup>166</sup>, par conséquent, la corrélation de Spearman est utilisée pour diverses raisons, notamment les suivantes : évaluer la relation qui existe entre les paramètres bactériologiques et les paramètres physico-chimiques de l'eau <sup>173</sup>, <sup>174</sup> ; estimer la relation entre les paramètres de qualité de l'eau et les facteurs qui les contrôlent <sup>175</sup>. Bien que cette méthode a déjà été utilisée au Cameroun pour évaluer le degré de connexion entre les paramètres physico-chimiques et bactériologiques des eaux de boisson d'une zone périurbaine de la Région du Centre <sup>176</sup>, elle reste inexplorée dans plusieurs autres régions du Cameroun.

En revanche, la corrélation de Spearman se limite à montrer le lien entre deux variables, qui n'implique pas une relation de cause à effet. Pourtant, le choix du traitement dépend de la cause de la contamination des eaux. Pour bien analyser l'origine du problème et ainsi trouver

un traitement adéquat, il faut impérativement faire appel à une méthode de calcul scientifique développée dans les domaines de l'hydrologie, de l'hydrogéologie et de l'hydrochimie, appelé indice de qualité de l'eau (IQE) en anglais « Water Quality Index (WQI) ». Le calcul de l'IQE peut être ajouté à toute autre méthode et permet de classer les eaux par rapport à des caractéristiques biologiques, chimiques et physiques définissant leurs utilisations possibles et gérant leurs allocations <sup>177</sup>.

### **I-5.3 Calcul des indices de qualité de l'eau (IQEs)**

L'indice de qualité de l'eau (IQE) est une expression empirique qui intègre en un seul chiffre des paramètres physiques, chimiques et microbiologiques importants de la qualité de l'eau <sup>178</sup>. C'est également un outil de communication puissant pour simplifier un ensemble complexe de paramètres (dont l'interprétation individuelle peut être difficile), en un seul indice représentant la qualité générale de l'eau <sup>178</sup>. L'IQE est l'un des outils les plus efficaces pour fournir un retour d'information sur la qualité de l'eau aux décideurs et aux environnementalistes en leur donnant une valeur unique <sup>179</sup>. Il a été calculé pour la première fois par la méthode de Horton et ensuite par de nombreuses autres méthodes pour agréger différentes variables caractérisant l'état de l'eau <sup>177</sup>. L'agrégation peut être effective grâce à des indices regroupés par des critères similaires <sup>177</sup>, <sup>180</sup> : moyenne arithmétique pondérée (indice de Horton, premier indice de qualité de l'eau de la « National Sanitation Foundation », indice de pollution de Prati, premier indice de qualité de l'eau de Dinius, indice de qualité de l'eau de Ramakrishaniah) ; moyenne géométrique pondérée (deuxième indice de qualité de l'eau de la « National Sanitation Foundation », IQE de Bhargava, deuxième indice de qualité de l'eau de Dinius) ; moyenne harmonique carrée pondérée et non pondérée (indice de qualité de l'eau du Conseil Canadien des ministres de l'environnement, indice de qualité de l'eau de l'Oregon) ; agrégations logarithmiques, etc.

Un indice global de qualité des eaux (IQE) est basé sur les facteurs les plus courants, qui sont décrits dans les quatre étapes suivantes <sup>181</sup> :

- 1- Sélection des paramètres de qualité de l'eau à inclure ;
- 2- Transformation des données brutes des paramètres sur une échelle commune ;
- 3- Décision sur les poids relatifs ( $W_i$ ) à attribuer aux composantes de l'indice ;
- 4- Spécification de la fonction d'agrégation, y compris, si possible, le contrôle du plan d'échantillonnage des données de surveillance de la qualité de l'eau.

L'indice de qualité de l'eau de consommation (IQEC) est un outil qui peut clairement fournir des informations associées au statut des ressources en eau. Parmi plusieurs méthodes utilisées pour calculer l'IQEC, le premier indice de qualité de l'eau de la « National Sanitation Foundation » (IQE-NSF), s'adapte directement au contexte de chaque pays. Car les formules additives et multiplicatives de l'IQE basées sur la NSF semblent dominer avec des modifications apportées par divers pays <sup>182</sup>. L'IQE-NSF a très souvent été utilisé dans plusieurs pays d'Afrique et d'Asie <sup>183, 184, 185</sup>, mais l'Afrique subsaharienne est encore à la traîne. Pendant que l'indice de qualité de l'eau de l'Oregon (IQEO), est une forme plus raffinée qui présente l'avantage d'être exempt de l'arbitrage dans la pondération des paramètres et utilise le concept de moyenne harmonique <sup>182</sup>. L'IQEO améliore la compréhension des problèmes généraux de qualité de l'eau, communique l'état de la qualité de l'eau et illustre la nécessité et l'efficacité des pratiques de protection <sup>186</sup>. Par ailleurs, pour évaluer de manière efficace et efficiente la qualité de l'eau, deux IQEs ou plus ont été appliqués en même temps <sup>187</sup>.

Selon les objectifs et le contexte de cette étude, l'IQE-NSF peut être comparé à l'IQEO. A l'origine, le calcul de l'IQE-NSF utilise les paramètres tels que : la température, le pH, la turbidité, les coliformes fécaux, l'oxygène dissous, la demande biochimique en oxygène, les phosphates, les nitrates et les solides dissous totaux <sup>188</sup>. Tandis que, le calcul d'IQEO utilise les mêmes paramètres à l'exception de la turbidité. L'utilisation de ces deux méthodes pourrait permettre d'évaluer l'impact de la turbidité sur le niveau de qualité de l'eau et en tenir compte dans le traitement des eaux contaminées par les bactéries. Par ailleurs, L'IQE-NSF est classé parmi les indices publics qui ignorent le type de consommation d'eau dans le processus d'évaluation <sup>180</sup>. Pendant que, l'IQEO appartient à la catégorie des indices de consommation spécifiques à partir desquels l'eau est conduite sur la base du type de consommation et de l'application (boisson, industrie, préservation de l'écosystème, etc.) <sup>180</sup>.

Généralement, une fois que la qualité de l'eau est connue, vient l'étape de la recherche des solutions, le cas échéant de la pollution des eaux. Une manière efficiente d'agir est de tuer le problème à la racine. Pour ce faire, l'approche par les méthodes de statistiques multivariées est recommandée, afin d'identifier les sources possibles de pollution et de classer les pollutions possibles par niveau. Pour combler les insuffisances de cette approche, on fait généralement appel à l'approche hydrochimique, afin de comprendre à partir de l'origine la raison de la variation de la qualité chimique des eaux dans une zone donnée.

#### I-5.4 Méthodes statistiques multivariées

Diverses méthodes de statistiques multivariées telles que l'analyse en composante principale (ACP), l'analyse factorielle (AF) et la classification ascendante hiérarchique (CAH), aident dans l'interprétation d'un ensemble de données complexes. Ce sont des outils utiles pour extraire des informations significatives des données complexes <sup>189</sup>. L'analyse en composante principale (ACP) est largement utilisée en biostatistique, marketing, sciences sociales et bien d'autres domaines comme la science des eaux, afin d'explorer des jeux de données multidimensionnels. Elle consiste à projeter les observations depuis l'espace à  $p$  dimensions des  $p$  variables, vers un espace à  $k$  dimensions ( $k < p$ ) tel qu'un maximum d'information soit conservé sur les premières dimensions. L'information est ici mesurée au travers de la variance totale du nuage de points. L'AF permet d'étudier et de visualiser les corrélations entre les variables. Elle permet aussi de visualiser les individus dans un espace à deux ou trois dimensions, afin d'identifier les groupes homogènes d'individus ou au contraire des individus atypiques. La combinaison ACP/AF est une technique de réduction des dimensions qui fournit des informations quantitatives et qualitatives sur les facteurs avec une représentation plus simple des données et sur les sources potentielles de pollution, respectivement <sup>190, 191</sup>.

La classification ascendante hiérarchique (CAH), quant-à-elle est couramment appliquée dans de nombreux domaines de recherche pour l'analyse statistique et l'exploration des données <sup>192</sup>. Lorsqu'elle est employée avec la mesure de Ward, elle est simple, basée sur un critère de qualité naturelle et souvent accompagnée d'une représentation graphique populaire appelé dendrogramme, utilisé comme support pour la sélection du modèle (choix du nombre de clusters) et l'interprétation des résultats <sup>193</sup>. Dans la science des eaux, elle aide à regrouper les échantillons d'eau en clusters sur la base de la similarité/dissimilarité de la pollution, ce qui pourrait réduire les coûts dans les futurs plans de surveillance <sup>155</sup>.

Dans la pratique, l'ACP, l'AF et la CAH ont été utilisées conjointement pour identifier les sources possibles de pollution qui influencent des systèmes d'eau, et ont offert un outil précieux dans la gestion fiable des ressources en eau <sup>194, 195</sup>. La combinaison ACP/AF appliquée dans une étude récente, a permis d'identifier six facteurs qui ont révélé des paramètres de qualité de l'eau de la rivière principalement divisés en composantes naturelles (sels solubles) et anthropiques (pollution organique) <sup>196</sup>. D'un autre côté, une étude a montré que les clusters générés par la CAH ont permis de concevoir une stratégie d'échantillonnage

optimale, dont l'effet permet de réduire le nombre de sites d'échantillonnage et les coûts associés <sup>197</sup> .

L'ACP a l'avantage supplémentaire d'englober les informations spatiales. Cependant, la cartographie des facteurs déduite par l'ACP reflète la concentration ionique globale et ne permet pas d'identifier la provenance des ions prédominants <sup>198</sup>. C'est pourquoi il faut une autre méthode d'évaluation plus rigoureuse des données physico-chimiques, pouvant déterminer les propriétés et caractéristiques de l'eau comme l'hydrochimie.

### I-5.5 Méthodes hydrochimiques

Les propriétés physico-chimiques (SDT, TAC, TH, l'indice de saturation de Langelier (ISL) et l'indice de stabilité de Ryznar (ISR)) sont étroitement liées à la qualité de l'eau venant des sources d'eau potable naturelles. Un niveau élevé des SDT entraîne un entartrage excessif des conduites d'eau, des chauffe-eau, des chaudières et des appareils ménagers <sup>199</sup>. Tout comme les SDT, la TH peut causer des problèmes d'entartrage dans les canalisations d'eau chaude <sup>155</sup>, les appareillages d'eau potable et les systèmes de traitement d'eau. Des valeurs d'alcalinité élevées sont recommandées pour un certain nombre de raisons, par exemple pour minimiser la corrosion dans les systèmes de distribution <sup>200</sup>. L'ISL permet de prédire si l'eau aura tendance à dissoudre ou à précipiter le carbonate de calcium <sup>201</sup>. Si l'eau précipite le carbonate de calcium, il peut en résulter la formation de tartre. Si l'eau dissout le carbonate de calcium, elle a une tendance corrosive. L'ISL se combine à l'ISR pour améliorer la précision de la prévision des tendances d'entartrage ou de corrosion de l'eau <sup>201</sup>. L'ISL et l'ISR tiennent compte de plusieurs paramètres de l'eau tels que : la dureté calcique, l'alcalinité totale, la concentration des solides dissous totaux et la température de l'eau. Tous deux interviennent dans la détermination du pH d'équilibre encore appelé pH de saturation (pHs). Les propriétés hydrochimiques utilisant les paramètres physico-chimiques en relation avec les sources d'eau d'approvisionnement naturelles sont résumées dans le tableau II ci-dessous. La formule F6 contenue dans le tableau II peut être démontrée de la manière suivante : si on considère la réaction  $CaCO_3 + H_2O + CO_2 \leftrightarrow Ca(HCO_3)_2$  (R1),  $CaCO_3$  a une masse moléculaire de 100 g/mol et l'anion  $HCO_3^-$  a une masse moléculaire de 61g/mol. De ce fait, chaque mole de  $Ca(HCO_3)_2$  correspond à une mole de  $CaCO_3$  (100 g) et contient  $2 \times 61 \text{ g} = 122 \text{ g}$  de  $HCO_3^-$ . Par conséquent, l'alcalinité du bicarbonate en  $HCO_3^-$  (mg/L) =  $1,22 \times$  l'alcalinité du bicarbonate en  $CaCO_3$  (mg/L).

**Tableau II :** Formules des indicateurs chimiques des ressources en eau naturelles

Indicateurs chimiques	Formules	Critères	Condition / Etat des eaux	références
SDT	$SDT \left(\frac{mg}{L}\right) = 0,64 * CE \left(\frac{\mu S}{cm}\right)$ (F4)	SDT < 500 SDT = 500 – 1000 SDT > 1000	- Acceptable pour la consommation - Autorisées pour la boisson - Convenable pour l'agriculture	202
TH	$TH \left(\frac{mg}{L} \text{ de } CaCO_3\right) = 2,5[Ca^{2+}] + 4,1[Mg^{2+}]$ (F5)	TH = 0 – 60 TH = 61 – 120 TH = 121 – 180 TH ≥ 181	- Douce - Modérément dure - Dure - Très dure	203
TAC	$TAC \left(\frac{mg}{L} \text{ de } CaCO_3\right) = \frac{TAC \left(\frac{mg}{L}\right)}{1,22}$ (F6)	TAC > 80	Usage domestique et agricole	204
ISL	$ISL = pH - pH_s$ (F7) * $pH_s$ = $A \div B - \log(Ca^{2+}) - \log(Alc)$ $pH \leq 9,3$ * $pH_s = (9,3 + A \div B) - (C \div D)$ $pH > 9,3$	ISL > 0 ISL = 0 ISL < 0	- Sursaturée, a tendance à précipiter le CaCO <sub>3</sub> - Saturée, le CaCO <sub>3</sub> est en équilibre - Sous-saturée, tend à dissoudre le CaCO <sub>3</sub> solide	205, 206
ISR	$ISR = 2 pH_s - pH$ (F8)	ISR < 6 6 < ISR < 7 ISR > 7	- Sursaturée, a tendance à précipiter le CaCO <sub>3</sub> - Saturée, le CaCO <sub>3</sub> est en équilibre - Sous-saturée, tend à dissoudre le CaCO <sub>3</sub> solide	205, 206

\*  $A = (\log_{10}(SDT) - 1)/10$  ;  $B = -13,12 \times \log_{10}(\text{°C} + 273) \div 34,55$  ;  $C = \log_{10}(Ca^{2+} \text{ en } CaCO_3) - 0,4$  ;  $D = \log_{10}(\text{alkalinité en } CaCO_3)$  <sup>207</sup>.

Les caractéristiques hydrochimiques des différentes sources d'eau à l'échelle régionale sont primordiales <sup>208</sup>, car elles contribuent au développement durable et à la gestion efficace des ressources en eau disponibles, notamment dans les zones semi-arides. La caractérisation hydrochimique de l'eau nécessite l'utilisation de certains diagrammes. Entre autres les diagrammes de « Box and whisker », Piper, Durov etc. Par exemple, le diagramme trinéaire de Piper est largement utilisé pour déterminer les relations entre les différents constituants dissous dans l'eau et pour identifier les faciès hydrochimiques de l'eau <sup>209</sup>. Le terme faciès hydrochimique est fonction de la cinétique de la solution, des interactions eau-roche, de la géologie de la zone d'étude et des sources de contamination <sup>210</sup>. Lesquelles sources de contamination décrivent les quantités d'eau qui diffèrent dans leurs compositions chimiques.

Cependant, le diagramme de Piper fournit non seulement des informations sur les types d'eau, mais il a largement été utilisé dans l'analyse des processus hydrochimiques pour contrôler la composition chimique de l'eau <sup>211</sup>. Le diagramme de Durov étendu quant-à-lui explique mieux les processus à l'origine de l'évaluation chimique des eaux souterraines dans un système hydrologique <sup>212</sup>.

L'hydrochimie permet aussi d'évaluer des processus hydrogéochimiques responsables des changements temporels et spatiaux dans la chimie des eaux souterraines <sup>213</sup>. Les processus hydrochimiques dépendent de l'interaction eau-roche, des apports atmosphériques, des apports de substances chimiques par les activités humaines, des précipitations, de la structure géologique et de la minéralogie des aquifères <sup>214</sup>, <sup>215</sup>. Les réactions d'altération des minéraux correspondent à l'augmentation de la concentration totale des cations <sup>158</sup>. En général, le processus d'évolution de la formation des ions majeurs commence à partir de l'origine hydrochimique. Le principe est le suivant : dans les zones non côtières, l'origine hydrochimique commence dans l'atmosphère par l'eau de pluie, qui dissout les particules minérales provenant de sources polluantes ; l'apport d'oxygène de l'atmosphère produit une oxydation de la matière organique dans le sol, et finalement du CO<sub>2</sub> est généré <sup>213</sup>. Le CO<sub>2</sub> au contact de l'eau produit de l'acide carbonique faible (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) qui est le plus important dans le sol. L'eau est un milieu dynamique et à partir des différentes sources d'approvisionnement naturelles, elle se recharge en fonction des milieux qu'elle traverse. Lorsque les changements d'équilibre physique se produisent dans l'eau, les équilibres chimiques peuvent se modifier également et la dissolution d'éléments indésirables dans l'eau s'accroît <sup>216</sup>. En général, la qualité chimique de l'eau ou hydrochimie résulte des processus hydrogéochimiques de solution ou de précipitation de minéraux solides, de réduction et d'oxydation de composés, de solution ou de dégagement de gaz, d'adsorption ou d'échange d'ions, de pollution, de lessivage d'engrais ou de fumier et de mélange de différentes eaux <sup>217</sup>.

Dans ce monde en développement, une pléthore de littérature est disponible sur les résultats du contrôle et de l'évaluation de la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine. Cependant, chaque communauté a besoin de connaître l'état de l'eau qu'il consomme et d'adapter la gestion de la ressource en eau selon son contexte environnemental. Pour atteindre les objectifs spécifiques de cette étude, une démarche méthodologique a été suivie.

## **CHAPITRE II : ZONE D'ÉTUDE ET MÉTHODES EXPÉRIMENTALES**

## CHAPITRE II : ZONE D'ÉTUDE ET MÉTHODES EXPÉRIMENTALES

L'objet de ce chapitre est de décrire dans un ordre logique les éléments permettant de comprendre l'étude. L'enjeu de cette description est de gagner l'attention du lecteur en lui montrant le parcours méthodique qui a été fait pour répondre aux questions de recherches élucidées à l'introduction. Ce chapitre présente des outils qui ont servi à la collecte de l'information (cadre naturel de la zone d'étude, déroulement de la collecte des données à analyser et méthodes d'analyse du jeu de données récolté). L'expérience s'étend du choix de la zone d'étude jusqu'aux méthodes de traitement des données sur la qualité de l'eau.

### II-1 Cadre naturel de la zone d'étude

Cette partie met en lumière les caractéristiques naturelles de la zone d'étude à l'échelle régionale (R-NO et R-AD) tels que : la localisation, le climat, le paysage, le relief, la pédologie, l'utilisation des terres, la géologie, l'hydrogéologie et le cadre administratif

#### II-1.1 Localisation

Dans la R-NO, la zone d'étude s'étend entre les latitudes 7°60'- 8°53' N et les longitudes 13°21'- 15°29' E° à des altitudes comprises entre 255 m et 909 m (figure 5). Dans la R-AD, elle s'étend entre les latitudes 6°30'- 7°58' N et les longitudes 12°60'- 14°29' E° à des altitudes comprises entre 827 m et 1166 m (Figure 6). Toutefois, la carte topographique de la zone d'étude constituée de ces deux régions du Nord-Cameroun est représentée en **Annexe 1**.

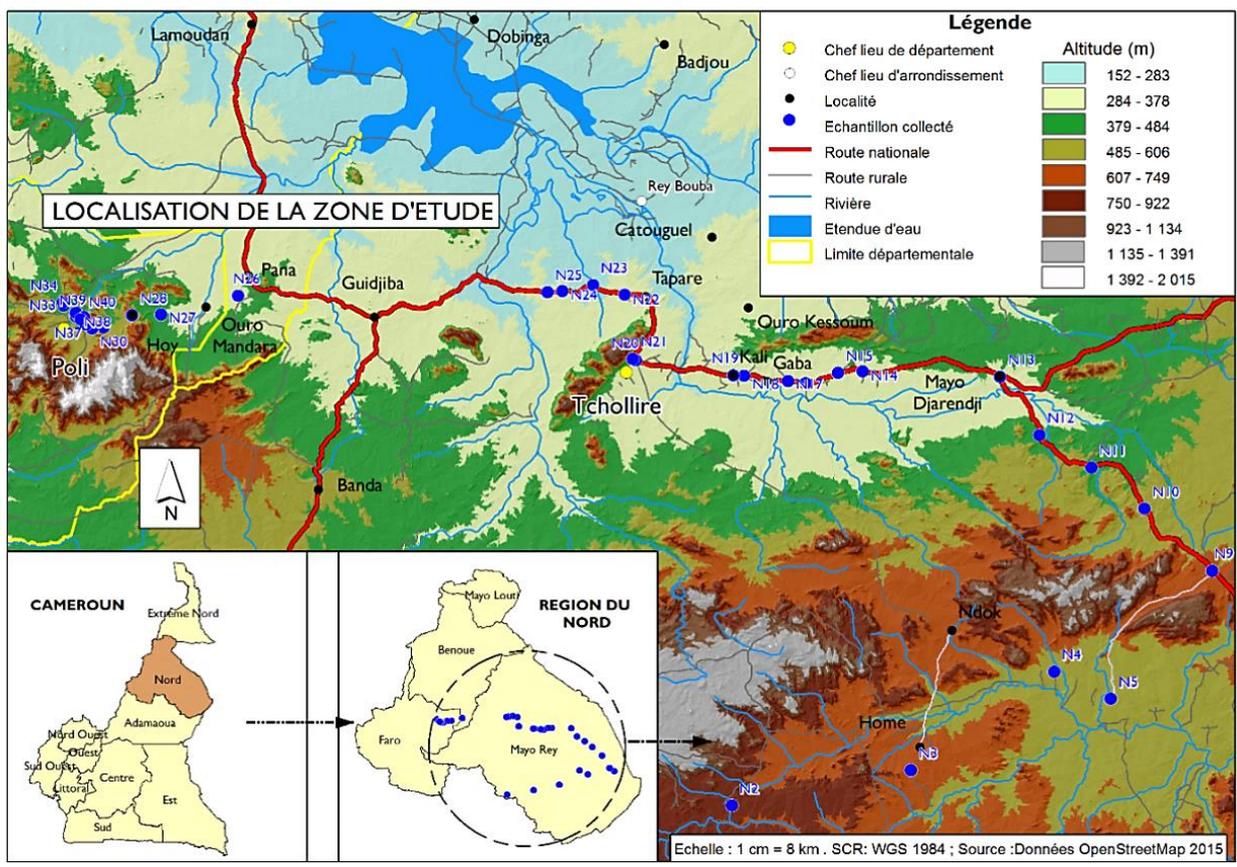


Figure 5 : Carte topographique de la Région du Nord (R-NO) et sites d'échantillonnage

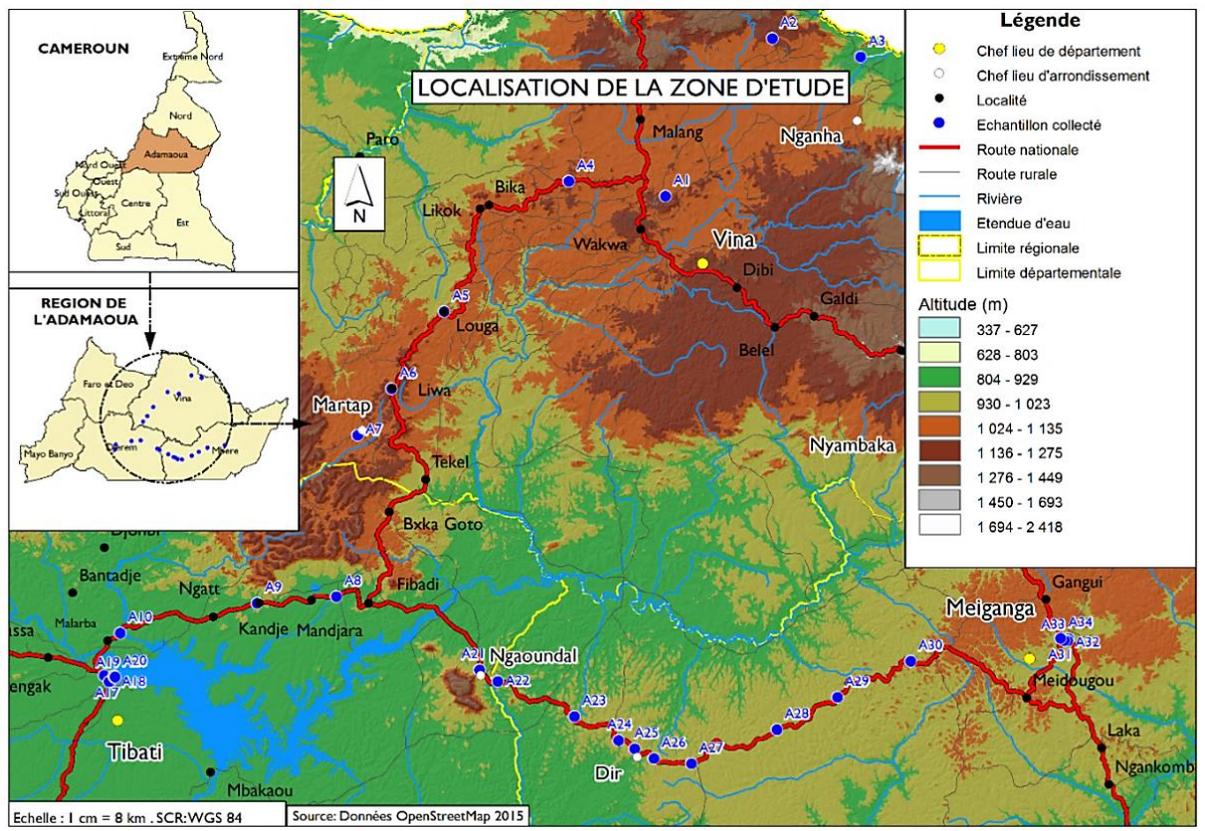


Figure 6 : Carte topographique de la Région de l'Adamaoua (R-AD) et sites d'échantillonnage

## II-1.2 Climat

Considérant le Nord-Cameroun en général, le climat tropical de la Bénoué concerne la Région de Maroua jusqu'au plateau de l'Adamaoua où les précipitations annuelles se situent entre 900 – 1100 m et avec 7 mois de saison sèche<sup>218</sup>. Le plateau de l'Adamaoua est lui-même couvert par le climat tropical d'altitude de l'Adamaoua, dont les précipitations annuelles se situent entre 1400 et 1800 m et avec 6 mois de saison sèche<sup>218</sup>. En allant du nord vers le sud, il y a décroissance des températures moyennes annuelles<sup>87</sup>. C'est le cas des températures plus faibles dans le Massif de Poli et par contre les températures plus élevées dans le bassin de la Bénoué<sup>87</sup>.

Toutefois, selon le contexte de l'étude, la saison des pluies dans la R-NO s'étend de la mi-Mai à Septembre et les précipitations annuelles varient entre 650 et 1000 mm avec une température moyenne annuelle de 28,9°C<sup>219</sup>. Pendant que dans la R-AD, elle s'étend d'Avril à Octobre et les précipitations annuelles varient entre 1500 et 1800 mm avec une température moyenne annuelle de 22,06°C<sup>219</sup>. Dans la station de Touboro par exemple, le nombre de jours de pluie reste relativement faible<sup>87</sup>. Par opposition à Touboro, la station de Poli constitue un cas limite pour le Nord-Cameroun, car il définit un climat de type occidental, qui met déjà en évidence l'influence de la mousson, c'est-à-dire un régime humide au sein de la zone tropicale<sup>87</sup>. La zone soudano-sahélienne semi-aride (R-NO) est située entre le désert sahélien (Région de l'Extrême-Nord) et la zone humide guinéenne (R-AD inclut), et s'étend de la côte Atlantique à la côte de la Mer Rouge<sup>220</sup>. La R-AD constitue la zone de transition entre le climat soudanien tropical humide du Sud Cameroun et soudano – sahélien du Nord-Cameroun<sup>221</sup>.

## II-1.3 Paysage

La végétation combinée au relief, constitue l'élément le plus déterminant des paysages. Des paysages différents s'élèvent progressivement de la plaine de la Bénoué près de Garoua (altitude 180 m) vers le pied des falaises de l'Adamaoua au sud (600 m d'altitude)<sup>222</sup>. Les savanes arbustives soudano-guinéennes de l'Adamaoua concernent le sud du bassin de la Bénoué et des bassins de ses affluents Faro et Déo dans l'Adamaoua, la majeure partie du bassin de la Vina-Nord, la moitié amont du bassin de la Mbéré, et également les montagnes de Poli<sup>87</sup>. Au nord de l'Adamaoua, les savanes arborées et forêts claires sèches concernent les bassins du Faro, de la Bénoué et de la Vina-Nord. Par endroits, la densité des arbres est suffisante pour former une forêt claire en particulier, dans les vallées de la Mbéré, de la Vina et de la haute

Bénoué<sup>87</sup>. Ce sont de vastes savanes herbeuses souvent d'origine anthropique ou des prairies à graminées parsemées d'arbres ou d'arbustes<sup>87</sup>.

Cette zone d'étude qui regroupe la R-NO et la R-AD, fait partie des zones à écologie fragiles identifiées au Cameroun<sup>221</sup>. La R-AD couvre les principaux types d'écosystèmes du Cameroun, de la forêt tropicale humide dans le sud à la savane sèche dans le nord<sup>223</sup>. Cette région est située dans les hautes terres de la savane guinéenne<sup>224</sup>, entre 500 et 1500 m au-dessus du niveau de la mer et se caractérise par une forêt dégradée par la savane<sup>219</sup>. La R-NO par contre est située dans les zones de moyenne et haute altitude du pays<sup>224</sup>, entre 250 et 500 m au-dessus du niveau de la mer et se caractérise par une savane sèche et des steppes<sup>219</sup>. La savane boisée est très dégradée dans cette région en raison de son exploitation pour le bois de chauffage<sup>87</sup>.

#### **II-1.4 Orographie (Relief)**

Le relief du Cameroun est extrêmement varié, et dont les études géologiques et géomorphologiques rendent compte avec en particulier, la barrière orographique de l'Adamaoua qui sépare un Cameroun humide d'un Cameroun sec<sup>87</sup>. Les oppositions de relief ont une ampleur inconnue dans d'autres arrondissements du Nord-Cameroun, ampleur qui amène à distinguer un type dépressionnaire à nuance déjà assez sèche (Touboro) et un type submontagnard à nuance nettement humide (Poli)<sup>87</sup>. Le bassin supérieur de la Bénoué est limité au sud par le plateau de l'Adamaoua dont il draine une partie des reliefs nord<sup>87</sup>. Le bassin de la Bénoué montre des reliefs très variés depuis les reliefs vigoureux de l'Adamaoua, les montagnes de Poli, en passant par la large vallée de la Bénoué et les vastes étendues vallonnées de l'est du bassin dont l'altitude moyenne passe de 800 à 200 m (entre l'Adamaoua et la plaine de la Bénoué)<sup>87</sup>.

#### **II-1.5 Pédologie (Sols)**

Les sols ferrugineux tropicaux prédominent dans le bassin de la Bénoué (R-NO)<sup>87, 225</sup>, alors que dans le bassin de la Sanaga (R-AD), ces sols présentent des intrusions de sols ferralitiques recouvrant des roches basaltiques, granitiques et sédimentaires<sup>226</sup>. Les sols ferralitiques trouvés dans la R-AD ont des structures fines très poreuses (50 à 60%), avec une perméabilité de surface très élevée (sous forêt : 100 à 1000 mm/h) et une profondeur qui diminue rapidement, atteignant 10 mm/h<sup>226</sup>. Toutefois, les sols ferralitiques de l'Adamaoua

qu'on trouve sur les hauts-bassins de cours d'eau comme la Bénoué, le Faro, la Vina et la Mbéré, ont pu se développer sur basaltes et sont d'un brun jaune à un brun rouge et relativement peu perméables malgré leur texture grumeleuse <sup>87</sup>. La désertification des sols de la R-NO est étroitement liée à la dégradation de leurs propriétés physiques comme la dureté et la faible perméabilité <sup>227</sup>. La destruction généralisée et irréversible des sols et de la couverture végétale dans la zone soudano-saharienne (R-NO) est entraînée par les changements environnementaux résultant d'une croissance démographique importante, de fortes fluctuations climatiques et d'une gestion destructive des terres <sup>220</sup>.

## II-1.6 L'utilisation des terres

L'utilisation des terres désigne l'utilisation anthropique des terres et l'exploitation de leurs ressources. Les conditions physiques de ces terres résultent d'une interaction à long terme entre l'homme et l'environnement naturel <sup>228</sup>. La zone d'étude est occupée surtout par l'agriculture, l'élevage et les habitats, avec une pratique plus importante de l'élevage sur le plateau de l'Adamaoua <sup>64</sup>.

Dans la R-NO, 32%, 55% et 30% des ménages ruraux cultivent respectivement l'arachide, le maïs et le mil, ainsi que le coton comme culture de rente <sup>229</sup>. Dans la R-AD, 55% et 29% des ménages ruraux cultivent respectivement du maïs et du manioc <sup>229</sup>. Entre 1986 et 1987, le cheptel était estimé à 651 200 bovins, 243 100 ovins, 255 900 caprins, 18 000 porcs et 543 000 volailles dans la R-NO, tandis que dans la R-AD, il était estimé à 1 587 500 bovins, 139 000 ovins, 84 900 caprins, 2000 porcs et 194 000 volailles <sup>230</sup>. Pendant la saison des pluies dans la R-AD, le bétail est sédentaire sur les pâturages du plateau <sup>231</sup>. Selon les données de 2019 de la délégation régionale du département du bétail, 38% de la viande bovine consommée sur le marché local provient de la R-AD, avec un cheptel officiellement estimé à plus de deux millions de têtes <sup>232</sup>.

En 2010, la R-NO comptait 2 050 229 habitants avec un total de 1 492 221 habitants dans les zones rurales, tandis que la R-AD comptait 1 015 622 habitants avec un total de 608 565 habitants dans les zones rurales <sup>233</sup>. Jusqu'à récemment encore en 2020, la plupart des habitants des Régions du Nord et de l'Adamaoua ont élu domicile en milieu rural <sup>234</sup>. Parmi plus de 249 000 réfugiés venant de la République Centrafricaine en 2014, 23% sont hébergés dans la R-AD et 9% dans la R-NO <sup>235</sup>. Dans les lieux d'hébergement aménagés dans ces deux régions, l'accès aux moyens de subsistance, à l'eau et aux services d'hygiène et d'assainissement reste limité <sup>235</sup>.

## II-1.7 Cadre géologique

Le cadre géologique de la R-AD est caractérisé par la présence de grandes failles précambriennes<sup>236, 237</sup>. La ligne volcanique du Cameroun (LVC) du Sud au Nord est une ligne étendue N30°E qui se caractérise dans la R-AD par des flux de basaltes, rhyolites et trachytes liés à de larges failles dans le socle métamorphique (riche en lits biotiques et amphiboles et en lits clairs de quartz-feldspathiques) et granitique<sup>238</sup>. Cette partie couvre environ 400 km<sup>2</sup> sur le plateau de l'Adamaoua, qui lui, repose sur un socle précambrien<sup>239</sup>. Par endroits, on peut constater que les fissures volcaniques coupent les lignes de faiblesse du socle comme sur le plateau de Ngaoundéré où des lignes de cônes de cendres croisent de grandes fractures du socle à des angles d'environ 70°<sup>240</sup>. Les roches qui constituent le socle du plateau de Ngaoundéré sont recoupées et partiellement recouvertes par de nombreux types de roches volcaniques de l'Oligocène au Pléistocène d'affinités alcalines à peralcalines<sup>226</sup>. Dans la zone de Méiganga, le socle comprend des bandes d'amphibolites, des gneiss à biotite amphibole et des gneiss à amphibole pyroxène<sup>241</sup>. Ces bandes d'amphibolites eux-mêmes sont constituées de couches de quartz-feldspath alternant avec des couches riches en amphibole; les gneiss à amphibole-biotite et à pyroxène-amphibole composés de quartz, plagioclase, feldspath K, biotite, hornblende, pyroxène et de minéraux accessoires (sphène, zircon et apatite)<sup>241</sup>.

Les roches métasédimentaires et métavolcaniques néoprotérozoïques du Cameroun ont été initialement reconnues à Poli, où l'âge du dépôt est contraint entre 700-665 Ma (Millions d'années) et les sources détritiques (roches sédimentaires composée d'au moins 50% de débris) comprennent environ 920, 830, 780 et 736 Ma de zircons magmatiques<sup>242</sup>. Pendant que, Nomo et al.<sup>243</sup> ont souligné que le batholite de Tcholliré se divise en roches métamorphiques (micaschistes, amphibolites, orthogneiss, et migmatites) et en roches magmatiques. Ces roches magmatiques forment les plutons du batholite de Tcholliré comprenant des diorites, des granodiorites, des granites à biotite-amphibole, des granites à muscovite, et des leucogranites<sup>243</sup>. Egalement, à l'ouest du Nigeria et en amont de la zone d'étude (partie sud-est du Nigeria), les roches dolomitiques sont plus dominant que les roches calcaires<sup>244</sup>.

## II-1.8 Cadre hydrogéologique

Les sous-bassins versants étudiés dans les R-NO et R-AD (Bénoué, Mayo Rey, Faro-et-Déo, Djérem et Mbéré) sont dominés par le socle précambrien. Le socle précambrien cristallin et métamorphique constitue la majeure partie du substratum géologique du bassin septentrional de la Bénoué (81,3% de la superficie) (et du bassin versant de la Sanaga (89% de la superficie)<sup>221</sup>. Le sous-bassin versant du Mayo-Rey situé dans la R-NO est constitué de 9,1% de formations sédimentaires, 21,3% de formations volcaniques et 69,6% de formations précambriennes, représentées par des granites (en majorité) et des migmatites (en minorité)<sup>245</sup>. Le fleuve Bénoué au Cameroun (à partir de l'arrondissement de Touboro à Poli en passant par Tcholliré) est dominé par les roches de la zone de socle ayant une couverture post-panafricaine (roche sédimentaire) et granitoïdes panafricains, orthogneiss, gneiss à biotite et à biotite-hornblende panafricains<sup>246</sup>. La Figure 7 donne un aperçu des différentes formations hydrogéologiques du Cameroun, parmi lesquelles celles de la zone d'étude. La carte hydrogéologique du Cameroun met en évidence la nature respective des aquifères, leurs ressources en qualité et en quantité, leur profondeur sous le sol et les possibilités de captage<sup>247</sup>.

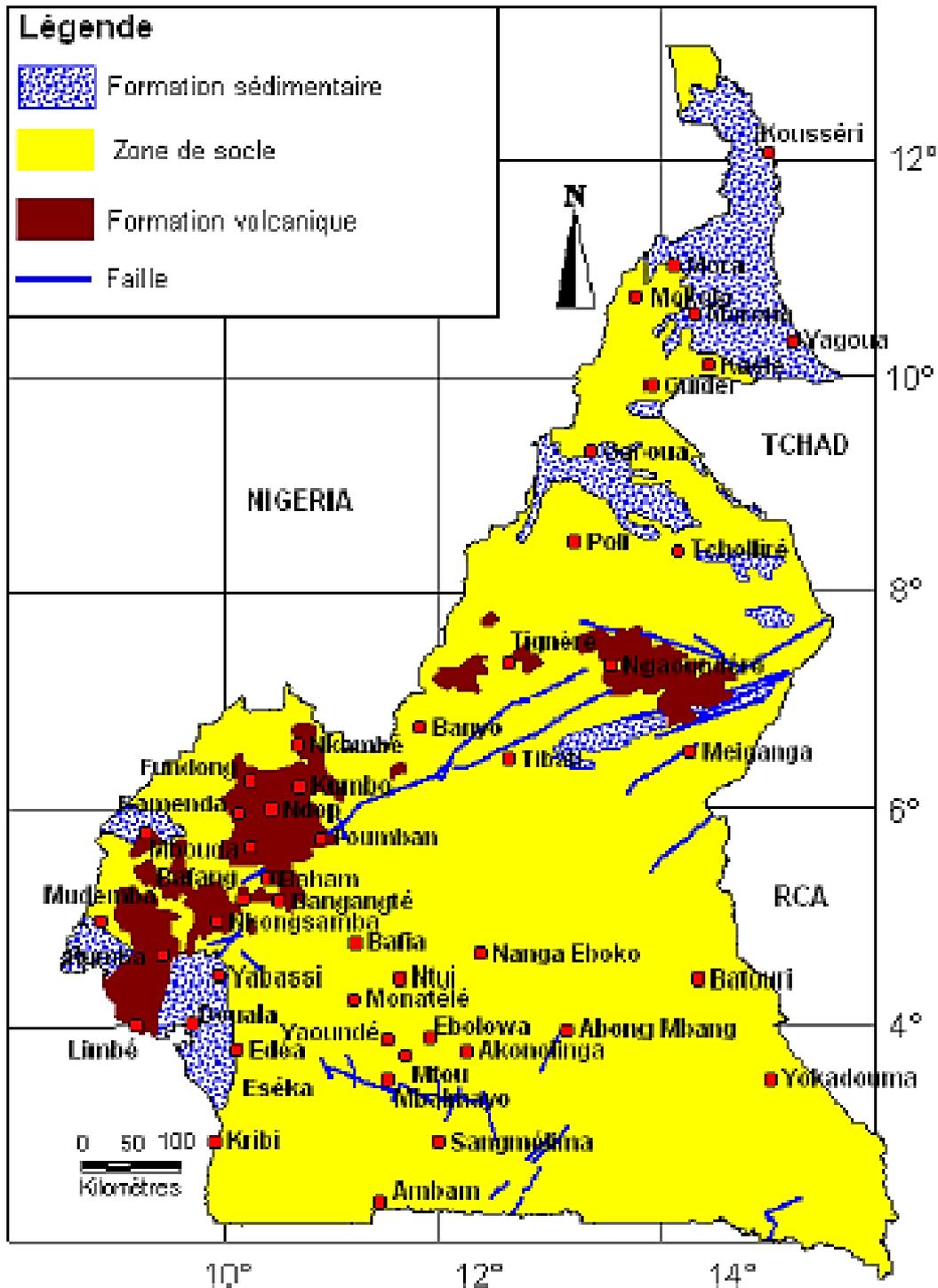


Figure 7 : Principales formations hydrogéologiques du Cameroun <sup>245</sup>

Sur le plan hydrogéologique, le bassin de la Bénoué est constitué principalement de dépôts alluvionnaires quaternaires, et ses affluents sont principalement constitués de gravier, de sable, de limon et d'argile <sup>248</sup>. Les vallées du bassin de la Bénoué, les dépôts d'alluvions quaternaires, peuvent avoir quelques kilomètres de largeur et jusqu'à 40 m d'épaisseur <sup>87</sup>. Par

ailleurs, les sédiments d'âge crétacé et quaternaire qui reposent directement sur le socle cristallin, ne représentent que 16,5% du bassin septentrional de la Bénoué <sup>221</sup>. En outre, les nappes du Crétacé inférieur et moyen concernent les régions bien délimitées de petits bassins synclinaux et la partie sud-est du bassin sédimentaire de la Bénoué. Cependant, la nature lithologique des roches rend cet aquifère peu perméable et l'exploitation de ces nappes doit toujours rester limitée aux usages domestiques ruraux <sup>87</sup>. Il y a parfois des nappes profondes artésiennes dont le débit reste faible <sup>87</sup>. Pourtant, la nappe du Crétacé supérieur qui est limitée aux grès de Garoua, n'offre pas des ressources en eau aussi abondantes sur toute son étendue, malgré les perméabilités les plus intéressantes de ses terrains qui varient de  $10^{-4}$  à  $10^{-5}$  m/s <sup>87</sup>. Dans l'arrondissement de Poli et de Tcholliré par exemple, les nappes exploitées pour l'alimentation des puits sont respectivement le socle et le socle crétacé <sup>92</sup>.

Le plateau de l'Adamaoua qui repose sur un socle précambrien, est limité au sud par les bassins mésozoïques du Djérem et du Mbéré <sup>237, 239</sup>. Des roches granitiques et métamorphiques constituent le socle du sous-bassin de la Mbéré (dans la zone de Meiganga) <sup>241</sup>. Dans le fossé de la Mbéré, situé au nord-est de Meiganga, le Crétacé moyen repose sur des gneiss intercalés de conglomérats métamorphisés et redressés <sup>87</sup>. Ce Crétacé moyen est formé par un conglomérat de base surmonté de grès tendres avec zones argileuses, des coulées de basalte de 10 à 15 m d'épaisseur <sup>87</sup>.

Dans le Nord-Cameroun en général, les puits sont creusés sur socle cristallin, à 20 m de profondeur et avec un diamètre final de l'ordre de 1 m <sup>92</sup>. La partie supérieure de l'ouvrage est revêtue d'un cuvelage en béton armé jusqu'à l'horizon productif cohérent, tandis que dans la zone aquifère, des buses en béton avec barbacanes pour l'entrée de l'eau sont installés par les puisatiers <sup>92</sup>. Les aquifères dont la profondeur est généralement comprise entre 10 et 20 m <sup>249</sup>, sont donc vulnérables à la pollution de surface. Ce qui fait que les masses d'eau souterraines ont été autrefois polluées par des paramètres chimiques et bactériologiques, en raison de leur connexion avec les décharges et d'autres activités anthropiques (bétail, agriculture, etc.) <sup>250, 251</sup>.

Les bassins versants qui font l'objet de notre étude reposent sur des aquifères de surface (peu profonds) et des aquifères fracturés (plus profonds) <sup>252</sup>. Dans les aquifères peu profonds ou superficiels, la nappe phréatique n'est pas loin de la surface du sol, et à ce titre, les eaux souterraines sont stockées dans les couches du sol qui s'altèrent <sup>249</sup>. Les aquifères plus profonds se trouvent dans des roches fracturées de faible perméabilité, dont l'épaisseur varie entre 30 et 80 m, et exploités pour forages, ils sont faiblement minéralisés <sup>249</sup>. Les forages de petit diamètre

sont réalisés très rapidement y compris dans la roche fissurée, ce qui favorise souvent la permanence du débit, même en période sèche <sup>92</sup>. D'ailleurs, les aquifères qui se trouvent dans des formations sableuses-argileuses sont capables d'accumuler de grandes quantités d'eau, mais leur faible perméabilité rend l'extraction difficile <sup>252</sup>. Les eaux de forage des aquifères fissurés discontinus du socle (généralement >20 m de profondeur) sont généralement de bonne qualité <sup>27</sup>. C'est le cas de la R-AD, où ont été détectés, des aquifères fissurés et des aquifères locaux dont la conductivité hydraulique varie entre 0,012 et 1,677 m/jour <sup>236</sup>.

## **II-1.9 Cadre administratif**

La R-NO comporte quatre (4) départements (Bénoué, Faro, Mayo-Louti, Mayo-Rey), partage les frontières communes avec les Régions de l'Extrême-Nord et de l'Adamaoua et les pays limitrophes (le Nigeria et le Tchad) <sup>253</sup>. Tandis que la R-AD comprend cinq (5) départements (Djérem, Faro-et-Déou, Mayo-Mbanyo, Mbéré, Vina). Elle est limitrophe avec la R-NO, de l'Est, du Centre, du Nord-Ouest, de l'Ouest et des pays voisins tels que la République Centrafricaine et le Nigeria. La présente étude s'étend dans six communes (sur un ensemble de 18 communes dans chacune des régions) réparties chacune dans chaque département des R-NO et R-AD. La R-NO regroupe en outre la commune de Poli dans le département du Faro et les communes de Touboro et Tcholliré dans le département du Mayo-Rey. Pendant que la R-AD regroupe les communes de Ngaoundéré 1<sup>er</sup> et Martap dans le département de la Vina, les communes de Tibati et Ngaoundal dans le département du Djérem, les communes de Dir et Meiganga dans le département du Mbéré.

## **II-2 Déroulement de la collecte des données à analyser**

La collecte de données a été effectuée dans le but d'obtenir les informations en temps réel sur la qualité de l'eau de consommation des communautés rurales et/ou péri-urbaines en aval du barrage de Lagdo (R-NO et R-AD), pendant la saison des pluies de 2017.

### **II-2.1 Échantillonnage**

#### **➤ Précautions à prendre avant la collecte**

Bien avant la collecte, en raison des facilités que les flacons en matière plastique présentent pour le transport, ils ont été lavés avec du détergent, rincés avec de l'eau distillée et séchés comme recommandés par Rodier et al. <sup>254</sup>. Il convient de préciser que la perméabilité de

ces flacons utilisés pour les analyses physico-chimiques peut présenter quelques inconvénients pour le dosage des gaz dissous <sup>254</sup>. Par conséquent, aucun gaz dissous n'a été analysé. La solution d'acide nitrite de concentration 2M a été préparée dans un volume de 1000 mL pour acidifier les échantillons d'eau qui devraient servir éventuellement à l'analyse des cations. Les appareils utilisés sur le terrain pour la mesure des paramètres physiques (température, conductivité électrique) ont été contrôlés. De même, l'étalonnage du pH-mètre a été fait à pH neutre, acide et basique en suivant les indications du fabricant, afin de s'assurer de son bon fonctionnement. Une vérification a été faite sur le GPS pour s'assurer de sa stabilité et de sa précision pendant l'échantillonnage.

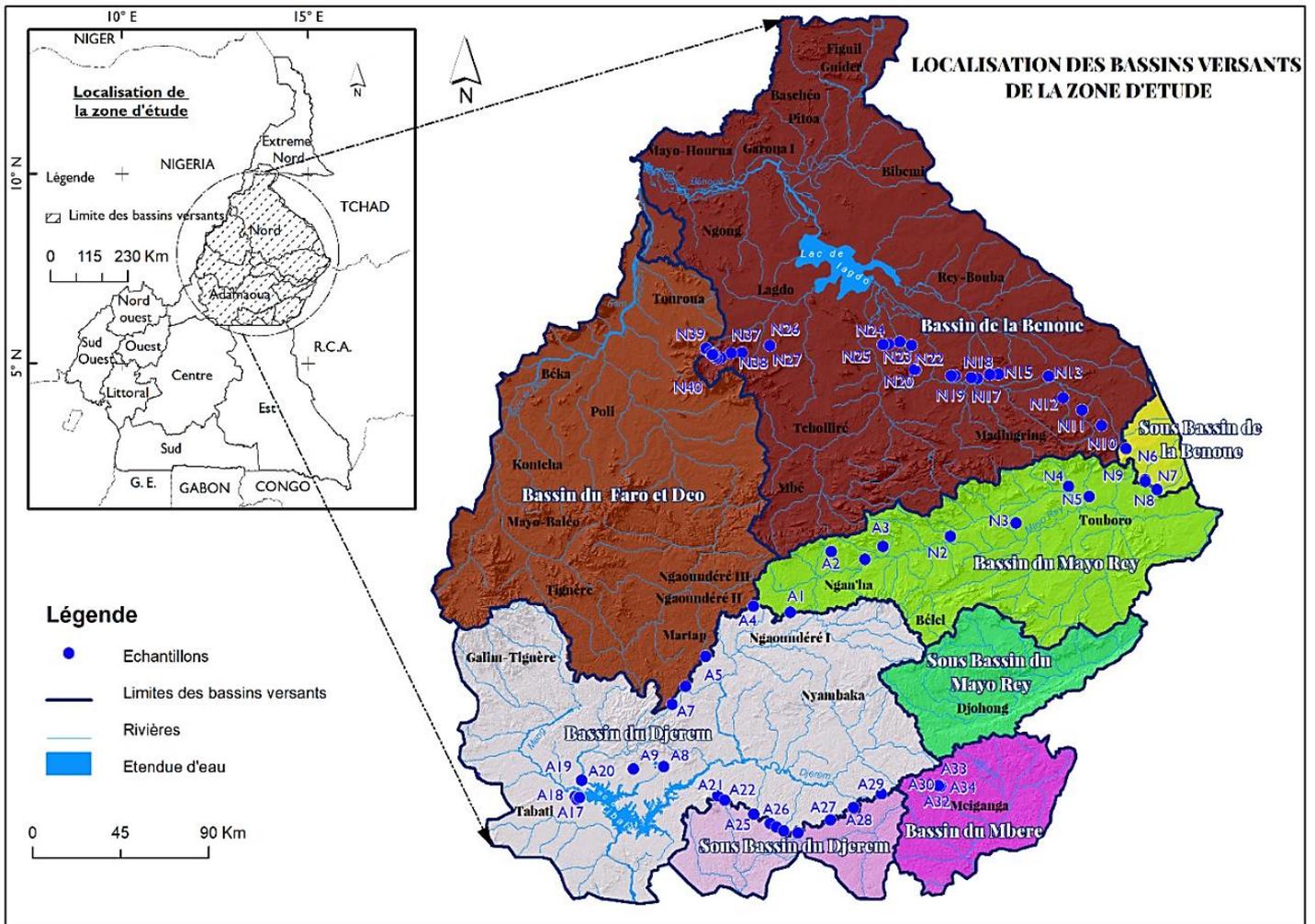
### ➤ **Choix du type d'échantillonnage**

Le type d'échantillonnage a été choisi de manière raisonnable, en tenant compte des facteurs endogènes qui sont des contraintes tels que : les routes affectées pendant la saison des pluies par les inondations et l'érosion des sols, entraînant l'inaccessibilité des sources d'eau; la défaillance de certains forages ; les longues distances à parcourir pour atteindre les points d'eau surtout dans la R-NO, où ils sont très espacés les uns des autres ; l'insécurité dans la R-NO liée aux exactions de Boko Haram et dans la R-AD liée aux conflits et affrontements entre groupes armés en République Centrafricaine. Ces contraintes ont rendu impossible le choix aléatoire des échantillons au risque de tomber sur des points d'eau que la population n'utilise pas pour sa consommation.

### ➤ **Collecte des échantillons d'eau**

La collecte des échantillons d'eau a été effectuée pendant la période modérément humide (vers la fin de la saison des pluies) entre fin Septembre et début Octobre 2017, dans cinq sous-bassins versants en aval du barrage de Lagdo (R-NO et R-AD) (Figure 8). Un aperçu de cette collecte des échantillons peut être visualisé sur photos en **Annexe 2**. Les soixante-quatorze (74) échantillons d'eau qui ont été collectés sont repartis comme suit : les eaux souterraines profondes (R-NO = 24 ; R-AD = 19) ; les eaux souterraines peu profondes (R-NO = 10 ; R-AD = 15) ; les eaux de surface (R-NO = 6 ; R-AD = 1). Leur répartition selon les types de sources d'eau est représentée par 43 forages, 8 puits protégés, 15 puits non protégés, 1 source et 7 eaux de surface. Les eaux de surface comprennent 1 ruisseau, 2 rivières, 1 étang et 3 cours d'eau intermittents (localement appelés dans la R-NO, *Mayo*), qui sont également des sources alternatives utilisées pour la boisson pendant la saison des pluies. Au moment du prélèvement,

les flacons en polyéthylène (PET) de 0,35 L prévus pour contenir les eaux échantillonnées pour l'analyse chimique, ont été de nouveau rincés 3 fois avec de l'eau à analyser puis remplis jusqu'au bord. Alors que pour l'analyse bactériologique, les eaux prélevées ont été mis dans les tubes en verre stériles de 10 mL.



**Figure 8 :** Carte des réseaux hydrographiques de la zone d'étude

Les points d'eau et leurs caractéristiques dans les R-NO et R-AD, sont résumés respectivement dans les tableaux III et IV. L'échantillonnage a été réalisé conformément à la norme ISO 5667-1<sup>255</sup>.

**Tableau III : Répartition et caractéristiques des points d'eau échantillonnés dans la R-NO**

Codes	Latitude N	Longitude E	Points d'eau dans la R-NO	Aquifère capté	Bassins versants	Types d'eau*	Observations
N1	N07,60388°	E014,02494°	Gop Rey	Socle	Mayo-Rey	BH	Forage avec maisons et boutiques autour.
N2	N07,64985°	E014,33545°	Mayo-Gemzeck	Socle		UW	Puits en pierres, ouvert, 3 m de profondeur, proche des pâturages et à 250 m des maisons.
N3	N07,70982°	E014,63640°	Mbem	Socle		PW	Puits fermé, environ 12 m de profondeur, près des maisons et de la route bitumée.
N4	N07,87604°	E014,87792°	Agala	SI*		UW	Puits ouvert, 3 m environ de profondeur, près de la route bitumée, aucune maison autour.
N5	N07,83021°	E014,97324°	Ngai Ray	SI*		BH	Forage défectueux, rivière et forêt autour.
N6	N07,86124°	E015,28608°	Pandjama 1	Socle	Bénoué	PW	Puits ouvert, d'environ 12 m de profondeur ; près des maisons, du marché et de la route non bitumée
N7	N07,90618°	E015,23119°	Mayo Ladde 1	Socle		PW	Puits ouvert, à 12 m de profondeur ; près des maisons, école et de la route non bitumée.
N8	N07,89879°	E015,23163°	Mayo Ladde 2	Socle		UW	Puits fermé, 10 m de profondeur, près des maisons et du champ.
N9	N08,04660°	E015,14362°	Mbakana	Socle		PW	Puits fermé, 11,80 m de profondeur, maisons autour.
N10	N08,15186°	E015,02991°	Konwallah	Socle		SW	Marigot situé à l'intérieur d'un champ, à 500 m environ des maisons.
N11	N08,22142°	E014,94047°	Sorombéo	Socle		BH	Forage situé près du centre commercial et des habitats, environnement impropre
N12	N08,27643°	E014,85292°	Kedjong	SI		SW	Mayo situé dans un champ.
N13	N08,37503°	E014,78650°	Mayo Ndjarendji	SI		BH	Forage situé près des habitats et de la route non bitumée.

N14	N08,38418°	E014,55552°	Mbissiri	Socle		UW	Puits ouvert, environ 7 m de profondeur, situé près des habitats et de la route non bitumée.
N15	N08,38140°	E014,51439°	Koum	Socle		BH	Forage entouré de maisons et près de la route non bitumée.
N16	N08,36399°	E014,45949°	Managagna	SI*		BH	Forage près de la route principale et situé dans une école primaire.
N17	N08,36777°	E014,43039°	Gouga	SI*		BH	Forage près des maisons et de la route non bitumée.
N18	N08,37651°	E014,35657°	Gaba	SI*		PW	Puits d'environ 9 m de profondeur, près des maisons et de la route non bitumée.
N19	N08,37761°	E014,33823°	Kali	SI*		PW	Puits de 12 m de profondeur, près des maisons et de la route non bitumée.
N20	N08,40299°	E014,17425°	Tcholliré centre	Socle		BH	Distributeur d'eau alimentant plusieurs points d'eau du centre-ville, situé près de la prison de Tcholliré, et déchets fécaux autour.
N21	N08,40560°	E014,16902°	Tcho Galké	Socle		BH	Bonne fontaine près des maisons et de la route bitumée.
N22	N08,51370°	E014,15525°	Maradi	Socle		BH	Forage près des maisons et de la route non bitumée.
N23	N08,53042°	E014,10203°	Wafango	Socle		SW	Mayo situé sous le pont avec buse et entouré de forêt.
N24	N08,51964°	E014,05052°	Fimbe	Socle		BH	Forage avec des déchets fécaux aux alentours.
N25	N08,51837°	E014,02528°	Mbougma	Socle		BH	Forage près des maisons et du champ.
N26	N08,49210°	E013,42240°	Village Zéra	Socle		BH	Forage avec aux alentours le marché, les maisons et une école primaire
N27	N08,48038°	E013,37543°	Boumba	Socle		BH	Forage situé dans un lycée et près du champ.
N28	N08,47901°	E013,32656°	Village Hoy	Socle		BH	Forage situé dans une école primaire à la falaise de Poli, proche de la route caillouteuse.

N29	N08,45860°	E013,27853°	Village Secseckba	Socle		BH	Forage proche de la route non bitumée et du pâturage.
N30	N08,45664°	E013,25958°	Mayo Secseckba	Socle		SW	Mayo situé près d'un pâturage.
N31	N08,46401°	E013,24859°	Poli terrasse	Socle		BH	Forage proche des maisons, des herbes et de la route non bitumée.
N32	N08,47861°	E013,23078°	Poli Pont	Socle		SW	Pont près de la route non bitumée et de la forêt.
N33	N08,49565°	E013,21176°	BIR 43	Socle	Faro-et-Déo	BH	Forage situé dans l'enceinte de la compagnie BIR (Bataillon d'Intervention Rapide) et route non bitumée à proximité.
N34	N08,50076°	N013,21036°	BIM 32	Socle		BH	Forage situé dans le camp du BIM (Bataillon d'Intervention Motorisé) et route non bitumée à proximité.
N35	N08,47640°	E013,23283°	Auberge Communal	Socle	Bénoué	BH	Châteaux d'eau en aval d'une société d'extraction d'uranium à Poli et habitats aux alentours.
N36	N08,47851°	E013,23626°	Mayo Poli	Socle		SW	Rivière située sous un pont et entouré d'herbes.
N37	N08,47608°	E013,24076°	Hôtel de ville Poli	Socle		BH	Forage près de la mosquée, des bureaux administratifs, de la route et des maisons.
N38	N08,48318°	E013,23238°	Mbangdango	Socle		BH	Forage situé dans un lycée, où pousse les herbes et quelques arbres
N39	N08,47608°	E013,24539°	Quartier Koussilé	Socle		BH	Forage avec les habitats autour et éloigné de la route.
N40	N08,47242°	E013,24021°	Poli Ecole Maternelle	Socle		BH	Forage situé en plein centre-ville avec une école tout près.

\* SI : sédimentaire intergranulaire, BH : forages, PW : puits protégés, UW : puits non protégés, SW : eaux de surface.

**Tableau IV : Répartition et caractéristiques des points d'eau échantillonnés dans la R-AD**

Codes	Latitude N	Longitude E	Points d'eau dans la R-AD	Aquifère capté	Bassins versants	Types d'eau*	Observations
A1	N07,30613°	E013,59760°	Gambala	Volcanique	Mayo-Rey	PW	Puits fermé, environ 12 m de profondeur, situé dans une maison et avec un champ en arrière.
A2	N07,58117°	E013,78690°	Ngangassaou	Socle		BH	Forage bien aménagé à proximité de la route bitumée.
A3	N07,54706 °	E013,94129°	Nagah	Socle		UW	Puits ouvert, 12 m de profondeur, proche des habitats.
A4	N07,33388°	E013,42920°	Mayo Daniel	Volcanique	Faro-et-Déo	BH	Forage à proximité de la route bitumée et des maisons.
A5	N07,10704°	E013,20899°	Lougga à Martap	Socle	Djérem	BH	Forage près de la mosquée et de la route bitumée.
A6	N06,97219°	E013,11624°	Lewa moussa à Martap	Socle		BH	Forage près des maisons et arbres, avec aussi la présence d'excréments d'animaux proche.
A7	N06,89051°	E013,05566°	Martap centre	Socle		BH	Forage entouré de maisons, et situé près d'un champ et de la route bitumée
A8	N06,59673°	E013,01634°	Danfili (Mambal)	Socle		BH	Forage derrière le centre de santé intégré de Danfili, en face d'une école.

A9	N06,54587°	E012,87782°	Kandje	Socle		UW	Puits de 10 m de profondeur, près de la route, des arbres et des herbes.
A10	N06,54587°	E012,63877°	Makoup	Socle		UW	Puits d'environ 15 m de profondeur, près d'une maison et de la route goudronnée.
A11	N06,46828°	E012,61696°	Wourtababal P1	Socle		UW	Puits ouvert, d'environ 18 m de profondeur, entouré de plusieurs maisons, face place des fêtes Tibati.
A12	N06,46871°	E012,61660°	Wourtababal P2	Socle		PW	Puits fermé, environ 20 m de profondeur, entouré de plusieurs maisons, face place des fêtes Tibati.
A13	N06,46812°	E012,61468°	1 <sup>er</sup> Résidence Maire Tibati	Socle		BH	Forage dans un domicile avec maisons autour.
A14	N06,47171°	E012,60962°	2 <sup>ème</sup> Résidence Maire Tibati	Socle		UW	Puits de 15 m de profondeur, à proximité de la route bitumée et des maisons.
A15	N06,46007°	E012,62020°	Sabongari 4	Socle		UW	Puits ouvert de 10 m de profondeur, entouré de maisons.
A16	N06,46086°	E012,61849°	Sabongari 5	Socle		UW	Puits fermé de 10 m de profondeur, entouré de plusieurs maisons.

A17	N06,46967°	E012,62714°	Quartier R	Socle		SW	Ruisseau sur la voie de l'hôpital central de Tibati.
A18	N06,47084°	E012,62724°	Hôpital central de Tibati	Socle		BH	Forage situé à l'entrée de l'hôpital et en amont du ruisseau du quartier R.
A19	N06,46681°	E012,62942°	Pangnère 2	Socle		UW	Puits ouvert, environ 20 m de profondeur, près de la grande mosquée.
A20	N06,46885°	E012,62905°	Pangnère 1	Socle		UW	Puits fermé, environ 20 m de profondeur, situé dans un domicile près de la route.
A21	N06,47612°	E013,26543°	CPE FAN Ngaoundal	Socle		BH	Forage situé dans un camp militaire.
A22	N06,45594°	E013,29663°	Boforo camp de réfugiés	Socle		BH	Forage près de quelques habitats et de la route non bitumée.
A23	N06,39333°	E013,42986°	Lamou	Socle		BH	Forage proche des maisons et de la route bitumée.
A24	N06,35003°	E013,50633°	Bin Mbape	Socle		BH	Forage proche des maisons et de la route bitumée.
A25	N06,33530°	E013,53465°	Dir 1	Socle		BH	Forage défectueux, situé dans une école et proche des maisons.
A26	N06,31805°	E013,56820°	Dir 2	Socle		BH	Forage près de la route bitumée.
A27	N06,30835°	E013,63307°	Batoua Pangar	Socle		BH	Forage entouré de maisons et près de la route bitumée.

A28	N06,36690°	E013,78293°	Bindiba	Socle		BH	Forage situé devant une école primaire et à proximité de la route bitumée.
A29	N06,42256°	E013,88862°	Goro	Socle		BH	Forage à proximité des maisons, des arbres et de la route bitumée.
A30	N06,48499°	E014,01720°	Beka Ziki	Socle		BH	Forage avec les herbes autour, à proximité des maisons et de la route bitumée.
A31	N06,52174°	E014,29203°	Haoussa Mosquée Meiganga	Socle	Mbéré	UW	Puits d'environ 20 m de profondeur, entouré de maisons et de boutiques, et situé à proximité de la route bitumée.
A32	N06,51789°	E014,28531°	Hôtel Jeunesse Meiganga	Socle		BH	Forage à pompe électrique, situé devant le marché de poulets et proche de la route
A33	N06,51844°	E014,29101°	Bonabéri Meiganga	Socle		UW	Puits fermé, environ 7 m de profondeur, situé dans une maison qui est entouré d'autres maisons
A34	N06,52220°	E014,27859°	Campement Meiganga	Socle		Source	Source située en plein champ, et où la lessive est pratiquée sur place

\*BH : forages, PW : puits protégés, UW : puits non protégés, SW : Eaux de surface

## II-2.2 Justification de la taille de l'échantillon

En 2014, les populations des R-NO et R-AD s'élevaient à 2 378 489 habitants (soit 11% du poids démographique Camerounais) et 1 166 246 habitants (soit 5,4% du poids démographique Camerounais) respectivement <sup>256</sup>. Ceci sans tenir compte des flux migratoires liés à des événements ponctuels tels que l'afflux de réfugiés en période d'instabilité <sup>256</sup>. Par ailleurs, dans l'ensemble de l'étude pilote conduite par l'OMS en 2014, le pourcentage d'accès à l'eau potable a été de 36,9% et 41,5% dans les R-NO et R-AD respectivement <sup>257</sup>. Par conséquent, puisque la variable est qualitative, la formule **F9** a été utilisée pour déterminer approximativement la taille requise de l'échantillon <sup>258, 259</sup> :

$$N = \frac{Z^2 * p(1-p)}{e^2} \quad (\mathbf{F9})$$

Où,  $z = q_{1-\alpha/2}$ , qui est l'écart normal standard au niveau de signification de 5% égale à 1,96 (donné par la table) ;  $p$  = population estimée ayant un accès à l'eau potable et donnée à partir des études précédentes ou d'une étude pilote. Dans le cadre de cette étude,  $p = 36,9\%$  (R-NO) et  $p = 41,5\%$  (R-AD) ;  $e$  = marge d'erreur préférée ou précision souhaitée. C'est en quelque sorte la déviation positive ou négative qu'on permet sur le résultat. Par conséquent, la taille de l'échantillon a été calculée comme suit :

$$N = (1,96)^2 * 0,369 (1 - 0,369) / (0,16)^2 = 35 \text{ pour la R-NO ;}$$

$$N = (1,96)^2 * 0,415 (1 - 0,415) / (0,16)^2 = 36 \text{ pour la R-AD.}$$

## II-2.3 Transport et conservation des échantillons d'eau

Les bouchons des différents contenants ont été placés de telle façon qu'il n'y ait aucune bulle d'air et qu'ils ne soient pas éjectés au cours du transport. Les échantillons d'eau destinés aux analyses bactériologiques ont été transportés dans les conditions réfrigérées suivant les recommandations faite pour l'analyse de l'eau <sup>254</sup>, comme celle du diagnostic Pasteur de 1987. Ceux des échantillons destinés aux analyses physico-chimiques ont été divisés chacun en trois sous-échantillons (échantillons non filtrés, échantillons filtrés, échantillons filtrés et acidifiés) selon le type d'analyse qui sera effectué. Les échantillons pour l'analyse des cations ont été filtrés et acidifiés en utilisant l'acide nitrique à un pH inférieur à 2,0 pour éviter la précipitation du fer, comme recommandé par Jiricek et al. <sup>260</sup>. Les échantillons d'eau pour l'analyse des

anions ont été juste filtrés à l'aide du papier filtre Whatman modèle Standard®, pour éliminer la matière organique et certaines bactéries qui pourraient participer à des réactions comme la réduction des sulfates <sup>260</sup>. Pour faciliter le travail et l'exploitation des résultats tout en évitant les erreurs, chaque échantillon d'eau a été étiqueté très soigneusement.

## II-2.4 Analyses bactériologiques des échantillons d'eau

Le prélèvement des échantillons d'eau ayant été fait pendant la saison des pluies où le transport des fèces animales et humaines est facile, la mesure des paramètres bactériologiques est prioritaire. Les échantillons d'eau brute ont été analysés dans le laboratoire d'hydrobiologie et environnement de l'Université de Yaoundé I (UYI) suivant la méthodologie ci-dessous.

### a) Méthodes d'isolement, de recherche et de dénombrement des paramètres bactériologiques

L'isolement et la recherche des germes se sont effectués à travers l'analyse qualitative, tandis que le dénombrement des germes s'est fait par l'analyse quantitative. Les milieux de culture qui ont été utilisés pour isoler et identifier chaque bactérie sont les suivants : le milieu Plate Count Agar (PCA) pour la flore bactérienne (BHAM) ; la gélose Salmonella spp-Shigella (SS) pour les *salmonella spp* ; le milieu Thiosulfate Citrate Bile Saccharose (TCBS) pour les *vibrio cholerae* ; la gélose Bile Esculine Agar (BEA) pour les SF ; et le milieu Endo pour les coliformes totaux et fécaux. Pour que l'analyse qualitative soit effective, deux techniques ont été utilisées dans cette étude :

#### ➤ La technique d'étalement sur boîtes de Pétri

Cette technique repose sur l'étalement d'un volume d'eau à la surface du milieu de culture coulé dans les boîtes de Pétri de 90 mm de diamètre, jusqu'à assèchement (Figure 9). Habituellement, le volume d'eau à prélever est de 100 µL. Pour être sûre que les micro-organismes présents vont apparaître, le volume d'eau à prélever a été doublé car la durée entre la collecte des échantillons d'eau et leurs analyses a été prise en compte. Soit  $100 \mu\text{L} * 2 = 200 \mu\text{L} = 0,2 \text{ mL}$ , prélevé à l'aide d'une pipette tenseur. L'ensemencement par étalement a été suivi d'une incubation à l'étuve pendant  $24\text{h} \pm 2\text{h}$  à 37°C pour tous les autres, et 23°C pendant 2 à 5 jours uniquement pour les BHAM.



**Figure 9 :** Étalement des échantillons d'eau sur boîtes de Pétri (photo par DAMMI, 2017)

➤ **La technique de concentration sur membranes filtrantes**

L'utilisation des membranes filtrantes pour le contrôle de la qualité de l'eau reste la méthode standard, car elle est rapide et plus rassurante. En revanche, elle est plus coûteuse que la technique précédente. Elle a consisté à concentrer les germes contenus dans chaque échantillon d'eau sur une membrane stérile en nitrate de cellulose, de porosité  $0,45\mu\text{m}$  et de diamètre 47 mm, à l'aide d'un dispositif de filtration sous vide (Figure 10). Un volume de 10 mL d'échantillon d'eau a été introduit dans le dispositif de filtration sous vide ayant des membranes déposées au préalable dans les différents milieux de culture coulés en boîte de Pétri de 55 mm de diamètre. Après l'incubation à l'étuve à  $44^\circ\text{C}$  pendant 18 à 24 heures, les colonies sont identifiées.



**Figure 10 :** Concentration des échantillons d'eau sur membranes filtrantes (photo par DAMMI, 2017)

➤ **Méthode de dénombrement des paramètres bactériologiques**

L'aspect quantitatif a consisté à dénombrer les colonies isolées sur les milieux de culture appropriés coulés en boîtes de Pétri. Les colonies sont dénombrées au moyen d'un compteur de colonies manuel et enregistrées. De manière plus explicite, la boîte côté gélose a été placée contre une source de lumière, ensuite le comptage des colonies a éventuellement été effectué sur chaque gélose. Enfin, le nombre obtenu par le facteur de dilution a été multiplié et l'ensemble a été divisé par le volume d'eau analysé. Les abondances bactériennes ont été exprimées en UFC/100mL d'échantillon et données par la formule suivante :

Abondance d'UFC/100 mL = (nombre de colonies dénombrées dans la boîte de Pétri × 100) / volume d'eau analysé ou étalé ou prélevé pour concentrer en mL **(F10)**

**b) Protocole d'analyse des paramètres bactériologiques**

Un total de six paramètres bactériologiques a été mesuré sur soixante-quatorze échantillons d'eau.

➤ **Analyse des bactéries hétérotrophes aérobies mésophiles (BHAM)** : elles mettent en évidence l'ensemble des bactéries contenues dans l'échantillon. Elles ont été recherchées quantitativement par étalement de l'eau à analyser sur gélose (milieu solide) de type Plate Count Agar (PCA). Après isolement de la flore bactérienne de couleur blanche et parfois jaunâtre, le décomptage des colonies sur boîtes de Pétri a été réalisé (Figure 11).



**Figure 11:** Isolement et dénombrement des BHAM sur boîtes de Pétri

➤ **Analyse des coliformes totaux et fécaux (CT et CF)** : les coliformes sont des indicateurs bactériens convenables de la qualité de l'eau de boisson, surtout parce qu'ils sont faciles à déceler et à dénombrer dans l'eau. Les CF et CT ont été recherchés quantitativement par étalement sur milieu solide utilisant la gélose de type "ENDO", spécifiquement l'agar-agar. Dans la même boîte de Pétri ont été isolées et dénombrées les colonies de couleur rose et transparente indiquant la présence des CT et les colonies de couleur or pour les CF (Figure 12). Ce reflet métallique dans plusieurs boîtes de Pétri marque la présence sans doute des germes bactériens de type *Escherichia Coli*.



**Figure 12 :** Isolement et dénombrement des CT et CF sur boîtes de Pétri

➤ **Analyse des streptocoques fécaux (SF)** : les SF ont été isolés par la méthode de concentration des échantillons d'eau sur membranes filtrantes déposées à l'avance dans la gélose de type Bile-Esculine-Agar (BEA) contenu dans la boîte de Pétri. L'incubation s'est faite à 37°C pendant 24 à 48 heures. Il a été dénombrées ensuite des colonies de couleur marron, translucides et parfois entourées d'un halo noir (Figure 13).



Figure 13 : Isolement et dénombrement des SF sur boîtes de Pétri

➤ **Analyse de la salmonella spp** : l'isolement de la *salmonella spp* a été effectué par la méthode de concentration des échantillons d'eau sur membranes filtrantes déposées au préalable sur la gélose Salmonella spp-Shigella (SS) contenu dans la boîte de Pétri. L'ensemencement terminé, on a incubé à 37°C pendant 24 à 48 heures. La bactérie isolée est la *salmonella* et l'espèce cible est la *salmonella spp*. Sur la gélose SS, les colonies de *salmonella spp* ont présenté un aspect soit incolore, orangé et rosâtre (Figure 14).

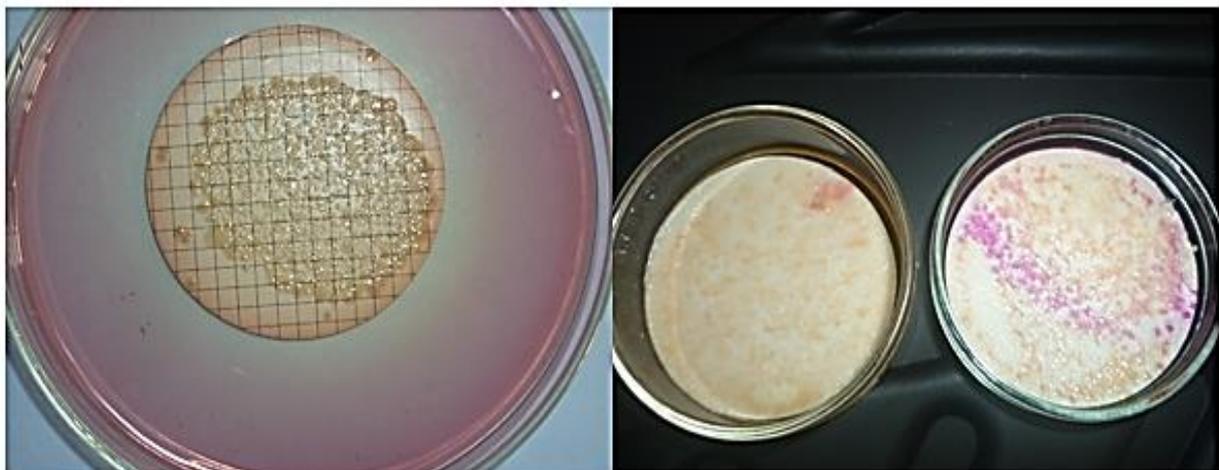
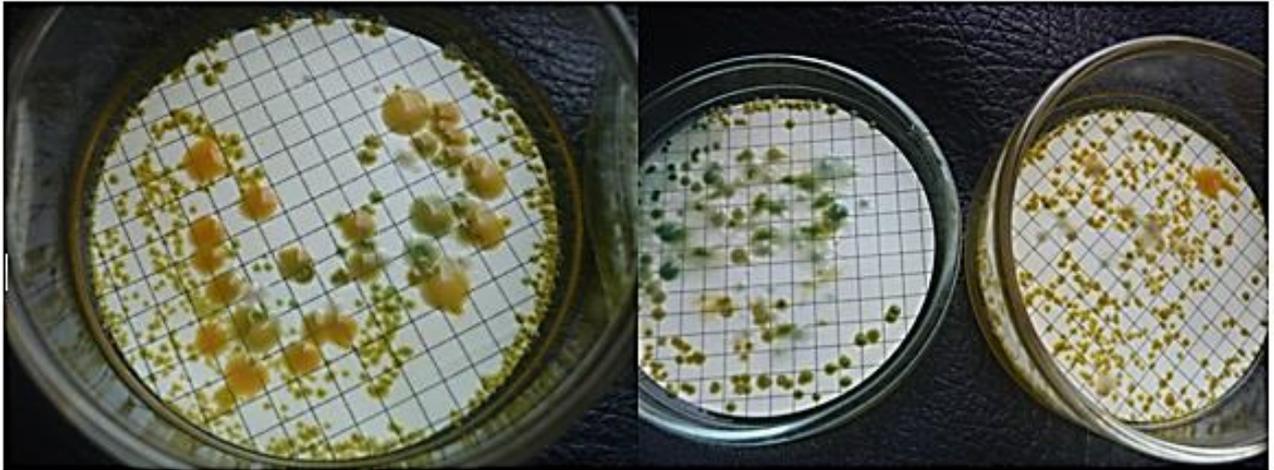


Figure 14 : Isolement et dénombrement des salmonella sur boîtes de Pétri

➤ **Analyse des *vibrio cholerae*** : l'isolement des *vibrio cholerae* a été effectué par la méthode de concentration des échantillons d'eau sur les membranes filtrantes qui ont été déposées au préalable sur un milieu de culture Thiosulfate Citrate Bile Saccharose (TCBS) contenu dans les boîtes de Pétri. Les colonies orangées et vertes ont été identifiées et dénombrées dans l'ensemble (Figure 15).



**Figure 15** : Isolement et dénombrement des *Vibrio cholerae* sur boîtes de Pétri

### c) **Précautions après toutes les analyses bactériologiques**

Une fois le dénombrement des bactéries dans chaque boîte de Pétri terminé, on a effectué le relavage qui consistait à stériliser les matériels contaminés pendant 1h 20 mn à l'aide de l'autoclave. Les boîtes de Pétri ont été mises dans du détergent, de l'eau de javel et ensuite séchées à l'étuve à 44°C pendant à peu près 15 minutes. Enfin, elles ont été emballées dans les papiers ciment pour une réutilisation ultérieure. Ces précautions ont été prises pour un souci de protection de l'environnement.

## II-2.5 Analyses physico-chimiques des échantillons d'eau

Un total de vingt paramètres physico-chimiques a été mesuré sur soixante-quatorze échantillons d'eau. Les analyses sur le terrain ont été réalisées selon les méthodes recommandées par Rodier et al. <sup>254</sup>. Les paramètres physico-chimiques tels que : la température, le pH, la conductivité électrique (CE) ont été mesurés in situ (voir **Annexe 2**). Pendant que TAC, TH,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et la turbidité ont été analysés dans le laboratoire de chimie industriel de l'ENSAI (Ecole Nationale Supérieure des Sciences Agro-industrielles) à l'Université de Ngaoundéré. Le reste des 11 paramètres physico-chimiques ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{F}^-$ ) ont été mesurés à l'aide du laboratoire mobile (Wagtech potalab palintest) de l'ONG première urgence international (PUI). Un aperçu des analyses physico-chimiques en laboratoire est représenté sur photos en **Annexe 3**.

- **La température (T)** : elle a été mesurée in situ par le thermomètre électronique de marque Amarell (Kreuzwertheim, Allemagne), modèle E5473 ama-digit ad 30th, avec une erreur absolue de  $\pm 2^\circ\text{C}$  et une limite de détection située entre  $-40^\circ\text{C} - 150^\circ\text{C}$ .
- **La conductivité électrique (CE)** : elle a été mesurée in situ en micro-siemens/cm ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), à l'aide d'un conductimètre portable de marque HANNA (« Incorporated » Woonsocket, l'État de Rhodes Island, États-Unis), modèle HI 8733. L'erreur sur cet appareil est de 0,01.
- **Les solides dissous totaux (SDT)** : ils ont été calculés théoriquement à l'aide de la relation :  $\text{SDT} = \text{CE} (\mu\text{S}/\text{cm}) \times k$ , où  $k$  est la constante de proportionnalité égale à 0,50 <sup>130</sup>.
- **Le pH** : il a été mesuré in situ à l'aide du pH-mètre de marque HANNA (Deutschland GmbH au Vöhringen, Allemagne), modèle Checker® Plus (HI-98100), et avec une erreur sur l'appareil de 2.
- **Les ions calcium et magnésium ; la dureté totale** : ils ont été analysés dans les échantillons d'eau par la méthode titrimétrie à l'EDTA  $10^{-2}\text{M}$ . Des indicateurs métallochromes tels que le Noir Eriochrome T (NET) et l'acide Calcon carboxylique ont été utilisés respectivement lors du dosage de la dureté totale et du calcium. Par la suite, la concentration des ions magnésium a été tirée de la relation :  $\text{TH} = [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] (\text{mg}/\text{L})$  <sup>254</sup>.
- **L'alcalinité (TAC)** : elle a été mesurée par la méthode titrimétrie à l'acide sulfurique  $10^{-2}\text{N}$  en présence d'une goutte d'hélianthine. Cet indicateur coloré appartenant au domaine des pH acides, a été utilisé au détriment de la phénolphthaléine par exemple. Ceci parce que les pH observés ont montré les échantillons d'eau à tendances basiques. De ce fait, le titre

alcalimétrique complet simple (TA) n'a pas été mesuré. Dans cette étude, comme celle de Stets et al.<sup>159</sup>,  $\text{HCO}_3^-$  a été considéré comme la forme dominante d'alcalinité.

➤ **La turbidité** : elle a été mesurée par la méthode directe en utilisant un turbidimètre de marque HACH (Loveland au Colorado, Etats-Unis) et de modèle 2100 N. La mesure de la turbidité consiste à envoyer un faisceau de lumière diffusé à travers les particules en suspension dans la solution et de lire ensuite la valeur donnée en unité de turbidité néphélométrique (UTN).

Par ailleurs, les paramètres tels que : les ions  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{F}^-$  ont été mesurés à l'aide d'un laboratoire d'analyse mobile (laboratoire ambulance). Sachant que l'intensité de la couleur produite pendant le test est proportionnelle à la concentration de l'analyte, la concentration en mg/L de chaque ion a été obtenue à l'aide d'un photomètre multiparamétrique de marque Palintest (Beijing, Chine), modèle 7500 Bluetooth présenté à la Figure 16.



**Figure 16** : Photo du photomètre multiparamétrique 7500 Bluetooth (photo par DAMMI, 2018)

Pour que l'analyse soit effective, le photomètre a été associé à d'autres kits tels que : le kit Standards PTBR7500, le kit Benchtop PTBH7500 et le Kit Ingénieurs PTBW7500. Le tube contenant l'analyte a été introduit dans le porte-cellule multi-taille à ajustage automatique du

photomètre. Ci-dessous est détaillé pour les onze (11) paramètres physico-chimiques, le protocole d'analyse.

➤ **Dosage photométrique des ions chlorure** : à l'aide d'une seringue de dosage (PT 361), 1 mL de la solution à analyser a été prélevé, puis transféré dans une éprouvette ronde en verre de 10 mL (PT 595) et complété avec de l'eau déionisée jusqu'au trait. Une pastille Palintest « acidifying CD » a été ajoutée, écrasée et remuée avec l'agitateur plastique bout rond pour être dissout. Une pastille Palintest « Chloridol » a été ajoutée et laissée dissoudre pendant 2 minutes. Toutes les particules restantes ont été écrasées et une solution nuageuse apparaît indiquant la présence des chlorures (Figure 17). Le numéro du programme **Phot 51** pour la gamme 0 – 500 mg/L Cl a été sélectionné et le résultat a été lu et reporté sur la fiche d'analyse préparée au préalable.



**Figure 17** : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions chlorure

➤ **Dosage photométrique des ions sulfate** : une éprouvette ronde en verre de 10 mL (PT 595) a été remplie d'eau à analyser jusqu'au trait, ensuite une pastille Palintest « Sulphate Turb » a été ajoutée, écrasée et remuée pour être dissout. Après dissolution complète, une solution nuageuse a été observée, ce qui marque la présence de sulfate. Puis l'on a attendu 5 minutes avant d'agiter la solution une fois de plus pour assurer l'homogénéité (Figure 18). Le numéro du programme **Phot 32** a été sélectionné et le résultat a été affiché en mg/L de  $\text{SO}_4$  sur le photomètre.



**Figure 18** : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions sulfate

➤ **Dosage photométrique des ions phosphate** : une éprouvette ronde en verre de 10 mL (PT 595) a été remplie d'eau à analyser jusqu'au trait. Une pastille Palintest « Phosphate HR » a été ensuite ajoutée, écrasée et remuée jusqu'à dissolution complète. On a attendu 10 minutes pour permettre le développement de la couleur (Figure 19). Le numéro du programme **Phot 28** a été sélectionné pour un résultat en mg/L de  $\text{PO}_4$ . La teneur en ions phosphore a été lue et reportée sur la fiche d'analyse.



**Figure 19** : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions phosphate

➤ **Dosage photométrique des ions nitrates** : le tube Palintest Nitratest en plastique de 20 mL (PT 526) a été rempli avec l'échantillon d'eau. Une cuillère de poudre Palintest Nitratest et une pastille Palintest Nitratest ont été ajoutées et le mélange agité pendant une minute. Le tube a été inversé trois fois pendant une minute pour permettre la floculation. Après la décantation, le filtrat a été extrait et transféré dans une éprouvette ronde en verre de 10 mL (PT 595) jusqu'au trait. Une pastille Palintest « Nitricol » a été ajoutée, écrasée et remuée jusqu'au développement complet de la couleur (Figure 20). Le numéro du programme **Phot 63** a été sélectionné pour un résultat en mg/L de  $\text{NO}_3$  donné par le photomètre Palintest. La teneur en ion nitrate a été lue et reportée sur la fiche d'analyse en mg/L. Pour les cas où l'eau à analyser contenait des ions nitrates à une concentration excédant 10 mg/L, on a procédé à une dilution.



**Figure 20** : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions nitrate

➤ **Dosage photométrique des ions nitrite** : la solution à analyser a été introduite dans une éprouvette ronde en verre de 10 mL (PT 595) jusqu'au trait. Une pastille Palintest « Nitricol » a été ajoutée, écrasée et remuée jusqu'à dissolution complète (Figure 21). La solution obtenue a été soumise à l'analyse après que le numéro du programme **Phot 64** ait été sélectionné pour un résultat en mg/L de  $\text{NO}_2$ . Ainsi la teneur en ions nitrite a été obtenue à l'aide du photomètre Palintest et reportée sur la fiche d'analyse.



**Figure 21** : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions nitrite

➤ **Dosage photométrique des ions potassium** : une éprouvette ronde en verre de 10 mL (PT 595) a été remplie par la solution à analyser jusqu'au trait. Une pastille Palintest « Potassium K » a été ajoutée, écrasée et remuée pour dissoudre. Après la dissolution complète, une solution nuageuse indicatrice de la présence du potassium a apparue (Figure 22). La solution a été alors soumise à l'analyse à l'aide du photomètre Palintest. Le numéro du programme **Phot 30** a été sélectionné pour un résultat affiché en mg/L de K. Donc la concentration en ions potassium a été mesurée.



**Figure 22** : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions potassium

➤ **Dosage photométrique des ions ammonium** : ce dosage passe à travers le dosage photométrique de l'ammoniac. Une éprouvette ronde en verre de 10 mL (PT 595) a été remplie par la solution à analyser. Il y a été ajoutées une pastille Palintest « Ammoniac No 1 » et une pastille Palintest « Ammoniac No 2 », écrasées et remuées pour dissoudre jusqu'à développement complet de la couleur (Figure 23). Le numéro du programme **Phot 62** a été sélectionné pour la mesure de l'ammoniac en mg/L de  $\text{NH}_4$ . La teneur en ions  $\text{NH}_4^+$  a été par conséquent déterminée à l'aide du photomètre Palintest.



**Figure 23** : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions ammonium

➤ **Dosage photométrique des ions fer II** : une éprouvette ronde en verre de 10 mL (PT 595) a été remplie de l'échantillon jusqu'au trait. Une pastille Palintest « Iron HR » a été ajoutée, écrasée et remuée jusqu'à dissolution complète et développement de la couleur blanche tendant au gris, caractéristique du fer ferreux ( $\text{Fe}^{2+}$ ) en solution (Figure 24). Le numéro du programme **Phot 18** a été sélectionné pour un résultat en mg/L de fer. La teneur en ions fer a été mesurée enfin à l'aide du photomètre Palintest.



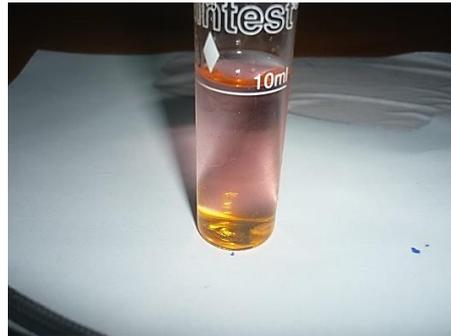
**Figure 24** : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions fer II

➤ **Dosage photométrique des ions manganèse II** : une éprouvette ronde en verre de 10 mL (PT 595) a été remplie de l'échantillon jusqu'au trait. Les pastilles Palintest « Manganese No 1 » et « Manganese No 2 » ont été ajoutées, écrasées et remuées successivement jusqu'à dissolution complète (Figure 25). Dès que l'on a observé une couleur, le numéro du programme **Phot 20** a été sélectionné pour un résultat en mg/L de Mn. La concentration des ions  $\text{Mn}^{2+}$  a été donnée à l'aide du photomètre Palintest. Toutefois, le manganèse étant facilement absorbé par les surfaces des récipients ayant servi pendant l'échantillonnage, il serait donc possible qu'il y'ait eu perte de manganèse avant même que l'analyse est lieu. Les précautions qui ont été prises pour la verrerie étaient identiques pour l'ensemble des analyses. Pourtant il est conseillé particulièrement pour ce test du fait de son extrême sensibilité, de rincer toute la verrerie à l'acide, puis de la laver avec de l'eau déionisée avant usage.



**Figure 25** : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions manganèse II

➤ **Dosage photométrique des ions aluminium** : une éprouvette ronde en verre de 10 mL (PT 595) a été remplie de la solution à analyser jusqu'au trait. Les pastilles Palintest « Aluminium No 1 » et « Aluminium No 2 » ont été ajoutées, écrasées et remuées successivement jusqu'à dissolution complète. Après le développement de la couleur (Figure 26), le numéro du programme **Phot 3** a été sélectionné pour un résultat en mg/L de Al. La teneur en ions aluminium a ensuite été mesurée à l'aide du photomètre Palintest et reportée sur la fiche d'analyse.



**Figure 26** : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions aluminium

➤ **Dosage photométrique des ions fluorure** : une éprouvette ronde en verre de 10 mL (PT595) a été remplie de l'analyte jusqu'au trait. Les pastilles Palintest « Fluoride No 1 » et « Fluoride No 2 » ont été ajoutées, écrasées et remuées successivement jusqu'à dissolution complète. Lorsque la couleur a apparue (Figure 27), le numéro du programme **Phot 14** a été sélectionné pour un résultat en mg/L de F. La teneur en ions fluorure a été obtenue à l'aide du photomètre Palintest.



**Figure 27** : Photo de la solution caractéristique de la présence des ions fluorure

En effet, une fois les données expérimentales obtenues, leur analyse peut se faire par plusieurs méthodes en tenant compte des objectifs spécifiques de cette étude.

## **II-3 Analyse des données sur la qualité de l'eau des R-NO et R-AD**

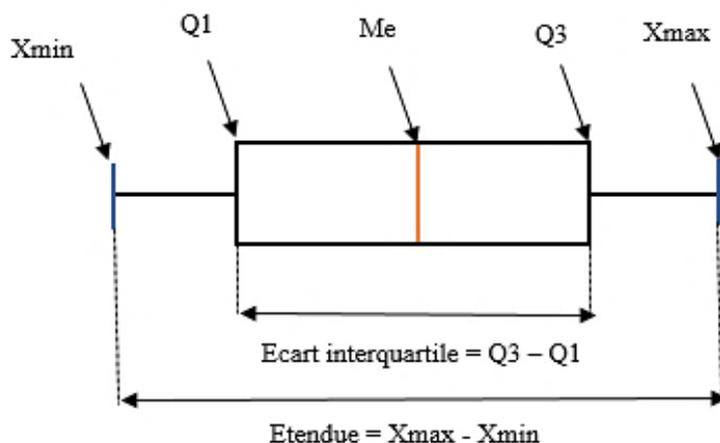
Les données brutes sur les paramètres de qualité de l'eau ont été transférées sur Microsoft Excel 2016 pour le calcul de la moyenne. Pour chaque paramètre, l'analyse a été faite au moins deux fois et le jeu de données retenu pour l'analyse est la résultante de la moyenne des valeurs mesurées proches. Le jeu de données est une matrice de vingt-six paramètres de qualité de l'eau et soixante-quatorze échantillons d'eau, repartis en 40 et 34 échantillons d'eau respectivement dans les R-NO et R-AD.

### **II-3.1 Analyse statistique des données sur la qualité de l'eau des R-NO et R-AD**

#### **a) Par la statistique descriptive et le test d'hypothèse non paramétrique**

La qualité des données a été vérifiée avant toute analyse statistique par le test de normalité de Shapiro-Wilk qui en est le meilleur <sup>261</sup>. Puisque les données n'ont pas été normalement distribuées, alors, la médiane et l'étendue associées au test U de Mann-Whitney ont été retenues pour leurs analyses descriptive et comparative entre deux régions. Les valeurs médianes des paramètres de qualité de l'eau ont été comparées, à un seuil de signification statistique fixé à 0,05 <sup>262, 263</sup>. De plus, l'hypothèse nulle considérée pour le test de Mann-Whitney U a été qu'il n'y a pas de différence significative entre les valeurs médianes des paramètres de qualité de l'eau pendant la saison de pluie en aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo. Notons que l'analyse statistique a été effectuée à l'aide du logiciel SPSS (Package de statistique pour les sciences sociales), version 16,0 (IBM, Armonk, New York, États-Unis).

Pour les variables changeant dans l'espace et le temps, l'information sur les données distribuées anormalement ne se résume pas seulement à la médiane et l'étendue, elle regarde aussi l'interquartile. L'écart interquartile a été mis en évidence à travers le graphique de dispersion ou boîte à moustaches. La Figure 28 qui représente la boîte à moustache a été réalisée pour comparer la distribution spatiale de chaque paramètre de qualité de l'eau en fonction des différents types de sources d'eau.



**Figure 28** : Représentation d'une boîte à moustache ou boîte à distribution

Les extrémités gauche et droite de la moustache informent respectivement sur la valeur minimale et maximale de la série statistique étudiée. Les ports gauche et droite de la boîte indiquent respectivement le premier et le troisième quartile de cette même série. Enfin, la barre à l'intérieure de la boîte indique la valeur de la médiane de la série statistique étudiée. Cette boîte à moustache a aussi permis de visualiser l'intervalle interquartile et l'étendue de la série statistique étudiée.

Par ailleurs, la variation des paramètres s'accompagne généralement d'une interaction colinéaire entre eux. Pour le cas des données de cette étude, c'est la corrélation de Spearman qui a été utilisée pour analyser la relation entre les paramètres physico-chimiques et bactériologiques.

### **b) Par la corrélation de Spearman**

Le coefficient de corrélation de Spearman noté  $r_s$  ou  $\rho$ , a été calculé dans cette étude à l'aide du logiciel SPSS (version 16,0), pour évaluer le degré d'association entre les paramètres bactériologiques et physico-chimiques. Pour plus de rigueur scientifique, les données importantes de la qualité de l'eau ont été analysées par une approche empirique comme détaillée ci-dessous.

### II-3.2 Analyse des données par le calcul des indices de qualité de l'eau (IQEs)

Compte tenu du contexte et des objectifs de cette étude, deux IQEs ont été calculés. Ils ont tous utilisé les transformées logarithmiques pour convertir les données des paramètres de qualité de l'eau en valeurs de sous-indices (SI) <sup>183</sup>. A l'origine, le premier indice de qualité de l'eau de la « National Sanitation Foundation » (IQE-NSF) a été calculé pour déterminer le niveau de qualité de l'eau basé sur neuf (9) paramètres à savoir : les coliformes fécaux (CF), le pH, les nitrates et phosphates, la température, la turbidité, les solides dissous totaux (SDT), l'oxygène dissous (OD) et la demande biochimique en oxygène (DBO). Tandis que l'indice de qualité de l'eau de l'Oregon (IQEO) a basé son calcul sur huit (8) des neuf (9) paramètres précédents car exclu la turbidité. Toutefois, d'après Noori et al. <sup>188</sup>, de nombreuses études ont utilisé l'IQE-NSF avec des paramètres du modèle non original et non défini à l'origine. L'IQE-NSF n'a pas toujours été calculé sur la base des neuf (9) paramètres de qualité de l'eau que préconisent les experts. Récemment encore, pour évaluer la qualité des eaux de surface par le calcul de l'IQE-NSF, cinq (5) paramètres physico-chimiques ont été considérés <sup>264</sup>. Dans le cadre de cette étude, sept (7) et six (6) paramètres respectivement pour l'IQE-NSF et l'IQEO ont été considérés sans OD et DBO, d'où une modification du poids comme indiqué dans le Tableau V. La modification a été autorisée lorsque le nombre de paramètre de qualité de l'eau a diminué <sup>265</sup>. De même que dans cette étude antérieure <sup>265</sup>, le score de poids modifié de chaque paramètre a été proportionnel à son score de poids original (Tableau V). Néanmoins, le score du poids total modifié est resté égale à 1.

**Tableau V** : Nouveau score de poids (Wi) pour sept paramètres utilisés sur l'IQE-NSF et six paramètres utilisés sur l'IQEO

Score de poids original			Score de poids modifié		
N°	Paramètres	Score de poids	N°	Paramètres	Score de poids
1	Coliformes fécaux	0,16	1	Coliformes fécaux	0,20
2	pH	0,11	2	pH	0,15
3	Nitrates	0,10	3	Nitrates	0,14
4	Phosphates	0,10	4	Phosphates	0,14
5	Température	0,10	5	Température	0,14
6	Turbidité	0,08	6	Turbidité	0,12
7	Solides dissous totaux	0,07	7	Solides dissous totaux	0,11
8	OD*	0,17	8	OD*	
9	DBO*	0,07	9	DBO*	
	Total	1		Total	1

\* OD : Oxygène Dissous ; DBO : Demande Biochimique en Oxygène

Les deux indices ont été calculés à l'aide du logiciel Microsoft Excel 2016. Les étapes à suivre pour déterminer les IQEs ont été suffisamment rapportées dans la littérature, ainsi que leurs formules mathématiques <sup>180, 266, 267</sup> illustrées ci-dessous :

$$IQE-NSF = \sum_{i=1}^n SI_i \quad (\text{F11})$$

$$IQEO = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI_i^2}}} \quad (\text{F12})$$

Où, n est le nombre de paramètres;  $SI_i = W_i \times q_i$  est le sous-indice de chaque paramètre ;  $W_i$  est le poids relatif de chaque paramètre ;  $q_i = \frac{Ci}{Si} \times 100$  est l'échelle d'évaluation de la qualité de chaque paramètre;  $C_i$  est la concentration observée de chaque paramètre;  $S_i$  est la norme Camerounaise de chaque paramètre à l'exception des solides dissous totaux (SDT) dont, même l'OMS ne prescrit pas de valeur guide, mais considère que l'eau de boisson devient progressivement et significativement imbuvable lorsque les niveaux de SDT dépassent environ 1000 mg/L <sup>268</sup>. Par ailleurs, la norme fixée par l'ANOR et l'OMS susmentionnée plus haut ne préconise aucune présence des coliformes fécaux (CF) dans l'eau de boisson, car les CF contribuent à dégrader la position de l'eau. De plus, il n'y a pas de lignes directrices pour les phosphates dans une eau de boisson. Néanmoins, il est considéré que si les valeurs de CF sont fortement élevées (10 000 – 1 000 000 UFC/100 mL) et que les valeurs de phosphates sont plus grandes que la valeur acceptable (jusqu'à 1), l'IQE-NSF qualifie l'eau dans la classe "moyenne", tandis que l'IQEO classe l'eau directement dans la classe 4, c'est-à-dire, "mauvaise qualité" <sup>177</sup>. L'IQE-NSF et l'IQEO convertissent les données en cinq classes, allant de "excellente" à "très mauvaise" catégories de qualité de l'eau (Tableau VI).

**Tableau VI** : Classement de la qualité de l'eau selon l'IQE-NSF et de l'IQEO

Identifiants	IQE-NSF	IQEO	Cote de qualité de l'eau
A	91 – 100	90 – 100	Excellente qualité
B	71 – 90	85 – 89	Bonne qualité
C	51 – 70	80 – 84	Moyenne qualité
D	26 – 50	60 – 79	Mauvaise qualité
E	0 – 25	0 – 59	Très mauvaise qualité

Données à partir des sources suivantes: <sup>180, 267</sup>.

### II-3.3 Analyses exploratoire et chimique des données physico-chimiques des eaux des R-NO et R-AD

#### a) Par les statistiques multivariées

Les statistiques multivariées telles que l'analyse en composante principale (ACP), l'analyse factorielle (AF) et la classification ascendante hiérarchique (CAH) ont été choisies selon certains objectifs spécifiques de cette étude. Certaines de ces méthodes de statistiques multivariées ont été implémentées à l'aide du logiciel SPSS (Package de statistique pour les sciences sociales), version 16,0 (IBM, Armonk, New York, États-Unis). Pour affiner les représentations, l'AF et la CAH ont été réalisées dans l'interface graphique RStudio version 3.4.0 64. L'ACP et la CAH se basent sur la notion d'inertie. Puisque les unités de mesures sont différentes, les données ont été centrées et réduites. Ensuite, le critère de Kaiser (valeurs propres >1) a été adopté pour choisir les différentes composantes principales (CPs) qui ont représenté une proportion de variance > 10%. La représentation des éboulis a été effectuée pour obtenir le maximum d'inertie conservé (nombre d'axe retenu ou d'information conservée) avec le minimum de facteurs.

La colinéarité des paramètres physico-chimiques de l'eau a été évaluée par l'ACP. L'ACP a visé simplement à décrire les données d'entrée, notamment une matrice de dimension (N, k) où N est le nombre de point d'eau et k le nombre de paramètres physico-chimiques considéré. Bref, l'ACP a permis de caractériser de nouveaux paramètres indépendants issus de la combinaison linéaire des paramètres physico-chimiques observés qui diffère selon l'environnement local avec lequel communiquent les points d'eau. La rotation varimax a été appliquée ensuite pour modifier les coordonnées utilisées dans l'ACP et obtenir l'association de chaque variable à un facteur au plus. L'AF a permis d'accroître la visibilité des paramètres les plus influents sur la qualité de l'eau. Elle a aussi défini la corrélation entre les variables et entre les individus (points d'eau) dans leur distribution spatiale, regroupés selon leurs caractéristiques environnementales. Donc, la combinaison ACP/AF a été utilisée dans cette étude afin de fournir des informations sur les paramètres les plus significatifs qui décrivent l'ensemble des données, ce qui a permis de réduire les données avec une perte minimale des informations originales <sup>192</sup>. La CAH a été utilisée afin de classer les échantillons d'eau <sup>189</sup>, selon leurs différents niveaux de pollution. Lors de la CAH, l'algorithme de Ward a été utilisé comme méthode de liaison avec les distances euclidiennes carrées afin de mesurer les observations similaires <sup>269</sup>.

## b) Par la vérification de la fiabilité des données chimiques et l'étude hydrochimique

L'exactitude de l'analyse chimique (concentrations exprimées en meq/L) a été vérifiée en calculant le pourcentage d'erreur sur la balance ionique (%EBI) ou d'électroneutralité (%E) à l'aide de la formule **F13**<sup>270</sup>. Le %EBI est considéré comme l'erreur relative sur le degré de neutralité électrique des ions en solution par l'évaluation de l'équilibre ionique entre cations et anions. Une solution doit être électriquement neutre, c'est-à-dire que la somme des cations en meq/L doit être égale à la somme des anions en meq/L<sup>217</sup>.

$$\%E = \frac{\sum \text{Cations} - \sum \text{Anions}}{\sum \text{Cations} + \sum \text{Anions}} * 100 \text{ (F13)}.$$

Les laboratoires d'analyse de l'eau considèrent que si  $\%E \leq \pm 5\%$ , l'analyse est supposée être bonne ou acceptable<sup>217, 271</sup>, ce qui est conforme à la fiabilité du résultat analytique. Si par contre,  $\%E > \pm 5\%$ , l'analyse est supposée être mauvaise, ou alors que certains constituants manquants ne sont pas inclus dans le calcul, ou encore que l'eau est très acide<sup>217</sup>. Mais parfois l'analyse est acceptable jusqu'à une EBI de 10% ( $\%E \leq \pm 10\%$ ) dans l'eau diluée (comme l'eau de pluie) et l'eau salée en raison de certaines erreurs pendant la mesure<sup>272, 208</sup>. Toutefois, il est préférable de conserver la marge d'erreur de 5% pour une bonne estimation de la composition chimique des eaux, et pour une élimination des analyses à balance ionique mal équilibrée. C'est le cas des eaux pour lesquelles l'EBI dépasse 20% (bicarbonate et gaz carbonique sans doute dosés ensemble).

Les erreurs sur la balance ionique (%EBI) ou d'électroneutralité (%E) ont été calculées à l'aide du logiciel Aquachem (version 2014.2) développé par Schlumberger. Il ressort que les analyses chimiques effectuées dans les échantillons N2, N5, N11, N16, N17, N27, A5, A7, A11, A21 ( $\%E \leq \pm 5\%$ ) et les échantillons N4, N20, N35, N39, A4, A10 ( $\%E \leq \pm 10\%$ ) ont été tous acceptables. Cependant, les conclusions trop hâtives ne peuvent être tirées pour des échantillons dont la balance ionique est mal équilibrée, sans avoir fait au préalable une étude hydrochimique renseignant sur la composition chimique des échantillons d'eau. Par conséquent, toutes les données ont été utilisées pour l'analyse hydrochimique.

Les propriétés hydrochimiques utilisant les paramètres physico-chimiques en relation avec les sources d'eau d'approvisionnement naturelles sont résumées dans le Tableau II, et ont été calculées à l'aide du logiciel Microsoft Excel 2016. Les graphiques de Box et Whisker, ainsi que de Piper ont été représentés à l'aide du logiciel hydrochimique Aquachem (version 2014.2),

suivant que les eaux soient profondes, peu profondes et de surface. Ces deux représentations ont servi à l'identification de l'anion, cation et faciès hydrochimique (type d'eau) prédominants. Dans le diagramme de Piper, les principaux cations et anions ont été représentés dans les deux diagrammes ternaires de base sous forme de pourcentages en milliéquivalents avant d'être projetés sur le champ du losange <sup>273</sup>. De plus, le diagramme de Durov étendu a été réalisé à l'aide du même logiciel que les graphiques énoncés précédemment, ceci pour mieux expliquer la structure hydrochimique des eaux souterraines en particulier. Ce diagramme de Durov comprend le champ triangulaire des cations et des anions, et s'élargi pour prendre en compte deux nouveaux paramètres (pH et SDT) qui permettent de classer et de caractériser la qualité de l'eau <sup>274</sup>.

Par ailleurs, les ressources en eau souterraines destinées à la consommation humaine est un enjeu majeur de santé publique et de développement durable <sup>275</sup>. L'hydrochimie peut constituer un excellent indicateur pour identifier les sources de la chimie des eaux souterraines de différents aquifères <sup>276</sup>. Par conséquent, la source des solutés a été étudiée en déterminant les relations entre les rapports d'ions et par ricochet les principaux processus hydrochimiques dans les eaux souterraines <sup>277</sup>. Ainsi, le logiciel Microsoft Excel 2016 a permis au départ de représenter le diagramme de Gibbs pour comprendre le phénomène qui contrôle le plus la chimie des eaux souterraines dans les sous-bassins versants des deux régions (R-NO et R-AD). Plus tard, le même logiciel a permis de représenter les graphes suivants :  $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) / HCO_3^-$  ;  $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) / (HCO_3^- + SO_4^{2-})$  ;  $Mg^{2+} / Ca^{2+}$  ;  $Mg^{2+} / HCO_3^-$  ;  $Ca^{2+} / HCO_3^-$  ;  $K^+ / HCO_3^-$  ;  $(K^+ / Cl^-) / Cl^-$  ;  $(Ca^{2+} / Ca^{2+} + SO_4^{2-}) / pH$ . Ceci pour identifier les processus hydrogéochimiques et les réactions mises en jeu pouvant expliquer la composition chimique des eaux.

## II-4 Méthodologie générale de l'étude

Le synopsis de la méthodologie de cette étude est résumé à travers l'organigramme de la Figure 29 ci-dessous.

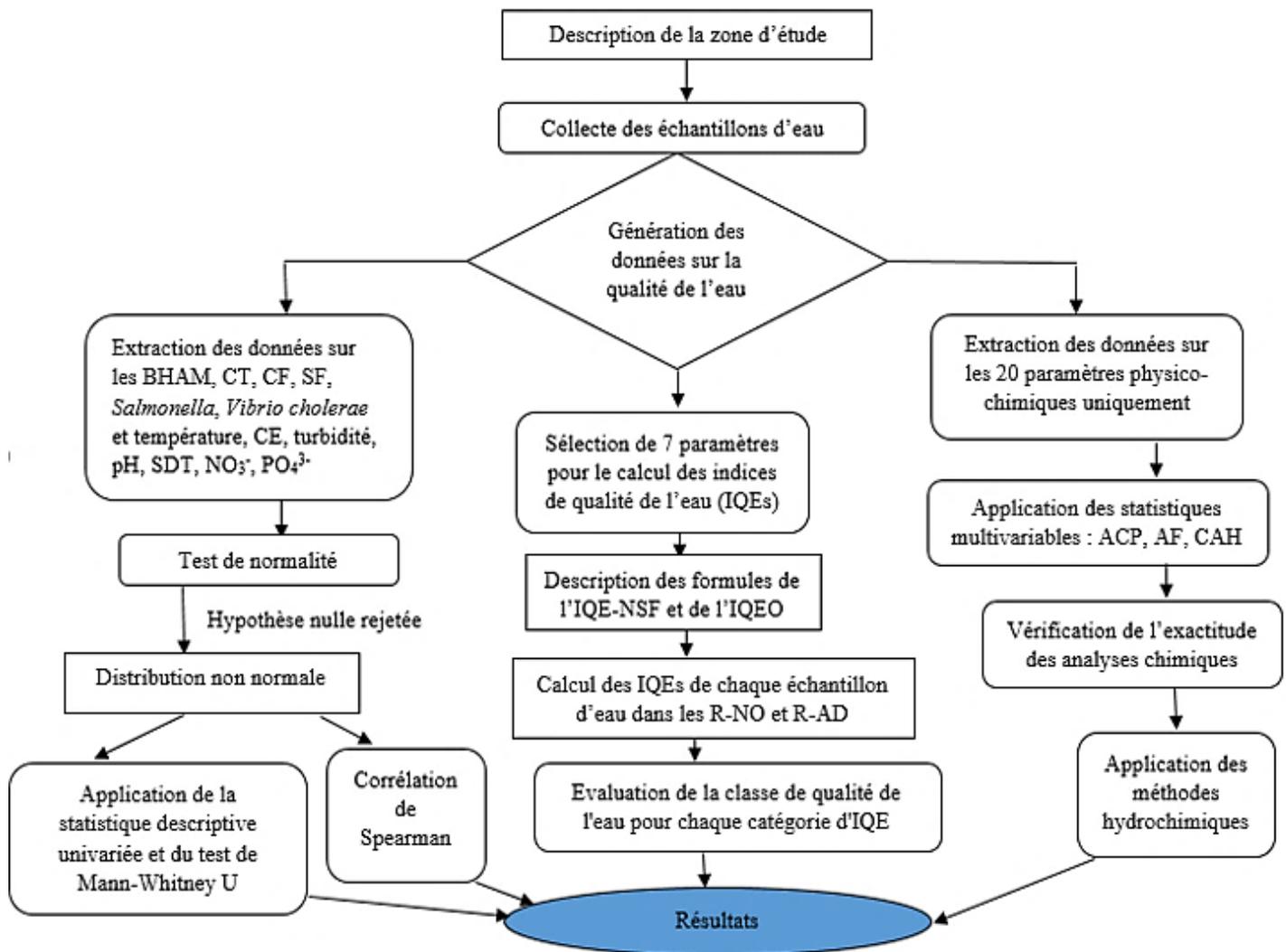


Figure 29 : Organigramme de la méthodologie de l'étude

Cette démarche qui a été adoptée dans cette étude a mené aux différents résultats et discussion qui feront l'objet du chapitre III qui suit.

# **CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION**

## CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'objet de ce chapitre est de faire une description hiérarchisée des résultats obtenus, qui sont discutés ensuite pour démontrer la pertinence de ce travail et son apport original dans le domaine des sciences de l'eau. L'enjeu ici est de mettre en évidence les résultats saillants qui répondent aux hypothèses et qui vont être expliqués avec signification scientifique à l'appui. Par la suite, les discussions vont aussi consister à comparer les résultats de cette étude à d'autres résultats déjà publiés et donner leurs implications soient théoriques, pratiques, larges ou spécifiques pour la recherche et pour des bénéficiaires. Il est à noter que les résultats de cette étude ont été présentés à l'échelle régionale et du bassin versant (bassin hydrographique).

### **III-1 Résultats du diagnostic des ressources en eau des sous-bassins versants en aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo**

Il faudrait davantage rappeler qu'une eau à consommer en toute sécurité doit être de bonne qualité, c'est-à-dire, avoir l'air clair, être sans odeur, sans saveur, exempte d'agents pathogènes <sup>85</sup>, et sans éléments chimiques ayant les concentrations supérieures aux normes nationales et internationales. La qualité des ressources en eau de chaque région a été examinée au moyen des normes de potabilité de l'eau de boisson fixées par l'ANOR <sup>100</sup> et/ou par l'OMS <sup>122</sup>. Toutefois, compte tenu des risques des maladies hydriques à manifestation sur le court terme dont la zone rurale fait face régulièrement, l'investigation des données bactériologiques est prioritaire pour cette section. A ces données s'ajoutent quelques paramètres physico-chimiques avec lesquels ils peuvent être liés intrinsèquement. Les résultats venant des méthodes différentes ont permis d'apprécier réellement l'état des ressources en eau échantillonnées pendant la saison des pluies de 2017, en aval du barrage de Lagdo. Les résultats basés sur l'observation et ceux basés sur l'application des formules empiriques comme celles des IQEs, ont mené à la révélation des causes immédiates et sous-jacentes des maladies hydriques.

#### **III-1.1 Comparaison de la qualité des ressources en eaux entre deux environnements hétérogènes (R-NO et R-AD) et entre différents types de sources d'eau qu'ils regorgent**

L'hétérogénéité du milieu naturel des R-NO et R-AD (chapitre II), est mis en évidence de par la pédologie, l'utilisation des terres, les caractéristiques socio-économiques et géographiques différentes, et une géologie et hydrogéologie approximativement similaires dans l'ensemble. Pour cette raison, l'examen statistique préliminaire des données de qualité de l'eau

a été fait au préalable en comparant leurs valeurs médianes (valeurs typiques) entre ces deux régions hétérogènes.

**a) Comparaison de la qualité des ressources en eaux entre l'aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo**

Le Tableau VII présente les caractéristiques de position et de dispersion de la série statistique étudiée, et la « p-value » donnée par le test U de Mann-Whitney. Le test U de Mann-Whitney donne une estimation de la différence entre deux médianes correspondant aux valeurs centrales des paramètres de qualité de l'eau dans deux populations distinctes, à un seuil de signification  $\alpha = 0,05$  (niveau de confiance de 95%). En plus, les étendues précisées dans le Tableau VII, caractérisent la dispersion des valeurs des paramètres de qualité de l'eau autour des médianes. La valeur guide de chaque paramètre selon l'ANOR et/ou l'OMS (Tableau VII et Annexe 4-1), a servi de référentiel pour juger de la qualité des ressources en eau.

**Tableau VII : Résumé statistique décrivant les données bactériologiques et physico-chimiques**

Paramètres bactériologiques (en UFC/100 mL)	Médianes (Étendues)		« p-value »	ANOR (2012)	OMS (2011)
	R-NO (n = 40)	R-AD (n = 34)			
BHAM	39000 (1 380 000 – 2 500)	50 250 (408 000 – 1000)	0,471	/	0
CT	37000 (432 000 – 500)	39500 (480 000 – 500)	0,660	0	0
CF	2750(135 000 – 0)	1750(240 000 – 0)	0,284	0	0
SF	1220 (18 000 – 0)	790 (18 000 – 20)	0,498	0	0
<i>Salmonella spp</i>	1205 (10 170 – 0)	520 (7 250 – 10)	0,326	0	0
<i>Vibrio cholerae</i>	310 (10 600 – 0)	205 (3 500 – 10)	0,329	0	0
Paramètres physico-chimiques (unités)	R-NO (n = 40)	R-AD (n = 34)	« p-value »	ANOR (2012)	OMS (2011)
Température (°C)	29,70 (35,10 – 24,90)	25,96 (30,10 – 23,20)	<0,001*	≤ 25	/
CE (µS/Cm)	35,00 (1230,00 – 10,00)	10,00 (130,00 – 0,00)	<0,001*	1000	/
Turbidité (UTN)	0,76 (53,40 – 0,09)	0,43 (16,10 – 0,08)	0,019*	≤ 2	5
pH	7,48 (8,09 – 6,99)	8,24 (8,64 – 6,83)	<0,001*	6,5-9	6,5-8,5
SDT (mg/L)	17,50 (615,00 – 5,00)	5,00 (65,00 – 0,00)	<0,001*	/	/
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	2,02 (67,20 – 0,64)	2,70 (21,60 – 1,36)	0,127	≤ 50	50
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	0,10 (1,30 – 0,00)	0,00 (1,20 – 0,00)	<0,001*	/	/

\* Il y a une différence significative entre les médianes

Dans la zone d'étude, les valeurs médianes des paramètres bactériologiques (BHAM, CT, CF, SF, *salmonella spp*, *vibrio cholerae*), n'ont révélé aucune différence significative (test de Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ), selon qu'on soit en aval proche (R-NO) ou éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo (Tableau VII). Dans ce cas, l'hypothèse nulle est acceptée. Le fait que ces bactéries ont été enregistrées dans au moins 50% des échantillons d'eau, avec des valeurs largement supérieures aux normes de potabilité des eaux de boisson établies par l'ANOR et l'OMS, serait la conséquence de l'influence anthropique et des mauvaises conditions d'hygiène et de salubrité. Par conséquent, il est probable à 95% que l'on ait pendant la saison des pluies dans l'ensemble des deux populations, la transmission des maladies féco-orales tels que la diarrhée, le choléra, la typhoïde, la poliomyélite, etc. Ces maladies sont déjà fréquentes au Nord-Cameroun et en Afrique Subsaharienne. Le résultat de cette étude se rapproche de celui qui a comparé la qualité microbienne de l'eau des ménages urbains et ruraux à Karnataka (Inde) <sup>278</sup>.

Au regard de la récente résurgence du choléra dans plusieurs régions du Cameroun, nous avons jugé utile de faire une comparaison entre nos données 2017 sur le choléra et celles dans la partie septentrionale du Cameroun avant cette période. Bien que les données pouvant permettre d'évaluer annuellement le niveau de risque de choléra sont très rares dans le septentrion Cameroun, le Tableau VIII ci-dessous compare néanmoins les résultats de cette étude à ceux des années d'avant.

**Tableau VIII** : Estimation du niveau de risque de Choléra sur les humains dans le Septentrion Cameroun

Régions du Septentrion Cameroun	Densité des humains (années)	Niveau de risque	Année de collecte des échantillons d'eau	Références
Extrême-Nord et Nord	708 060 et 1 217 046 (2010)	Risque élevé	2004 et 2013	287
Adamaoua	540 799 (2010)	Risque faible	2004 et 2013	287
Adamaoua	1 200 970 (2017)	Risque faible	2017	Résultat de cette étude
Nord	2 442 578 (2017)	Risque plus élevé	2017	Résultat de cette étude

Du Tableau VIII, on constate que de 2010 à 2017, il y a eu accroissement de la population dans les deux régions, ce qui a augmenté les besoins en eau et en services d'hygiène et d'assainissement ; et par conséquent, favorisé la multiplication des foyers de choléra. En termes

de niveau de risque de choléra, les résultats récoltés en 2017 se rapprochent de ceux des années d'avant. Toutefois, le Tableau VII montre que le pH a une tendance plus alcaline dans la R-AD comparée à la R-NO, ce qui constitue un environnement propice à la prolifération des *vibrio cholerae*<sup>279</sup>.

Par contre, les valeurs médianes des paramètres physico-chimiques mesurées (température, CE, turbidité, pH, SDT, TH, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, TAC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Al<sup>3+</sup> et F<sup>-</sup>) diffèrent significativement ( $p \leq 0,05$ ) entre les deux zones, à l'exception de K<sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et Mn<sup>2+</sup> (Tableau VII et Annexe 4-1). Dans ce cas, l'hypothèse nulle est rejetée. Si on considère uniquement les paramètres physico-chimiques pouvant influencer le taux des bactéries, à l'exception de la température et de la turbidité, les teneurs en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, CE, pH et SDT enregistrées dans au moins 95% des échantillons d'eau dans les deux régions sont conformes aux normes ANOR et OMS (Tableau VII). Cette conformité viendrait de plusieurs facteurs liés à l'environnement naturel de chaque région et à la pluviométrie.

La comparaison des valeurs médianes des paramètres de qualité de l'eau par le test U de Mann-Whitney, montre à suffisance (limite de confiance de 5%) que les deux populations hétérogènes (R-NO et R-AD), consomment des eaux contaminées par les bactéries. Donc, la qualité bactériologique des eaux serait responsable des maladies hydriques de la zone d'étude. Seuls les paramètres physico-chimiques suivant : température, CE, turbidité, pH, SDT, TH, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, TAC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Al<sup>3+</sup> et F<sup>-</sup> (Tableau VII et Tableau en Annexe 4-1), permettent de distinguer la qualité de l'eau dans les deux régions. Il vient que les eaux consommées en aval proche du barrage de Lagdo (R-NO) pourront toujours être les plus polluées comparées à celles en aval éloigné (R-AD), à cause du niveau d'influence indirect que peuvent avoir certains paramètres physico-chimiques sur le traitement. Plus loin, cette révélation sera vérifiée à l'aide d'autres outils d'évaluation comme le calcul des indices de qualité de l'eau (IQEs).

Sachant que la qualité de l'eau varie très souvent en fonction de tout ce qui caractérise l'infrastructure qui l'abrite, les données ont été stratifiées par types de sources d'eau, afin de rechercher les causes sous-jacentes des maladies hydriques.

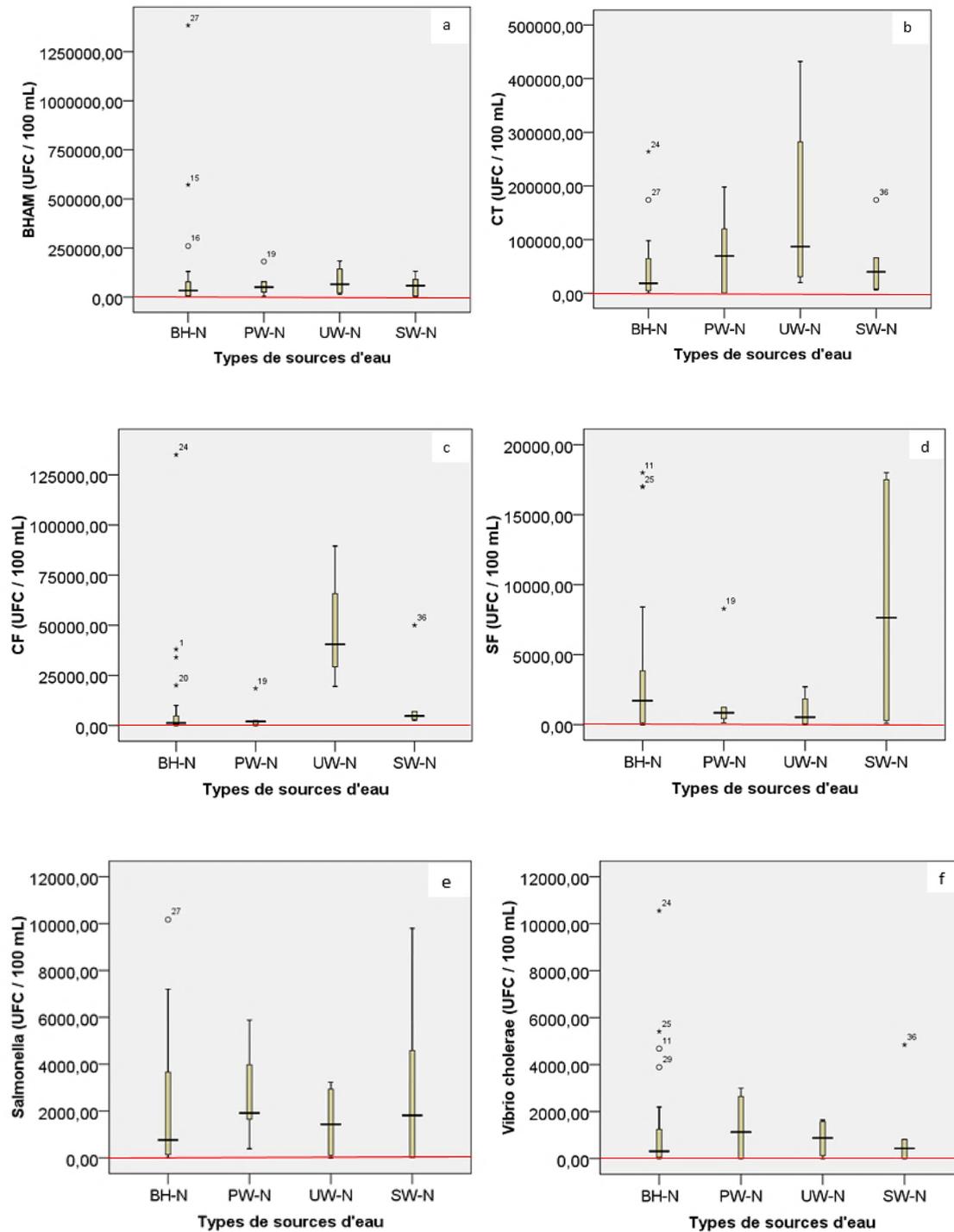
## **b) Comparaison de la qualité bactériologique et physico-chimique des ressources en eau dans les R-NO et R-AD**

À partir d'un échantillon de chaque région, la synthèse statistique des données stratifiées par types de sources d'eau a été examinée à partir des représentations graphiques. De ces Figures, on a observé que pour chaque type de source d'eau, la distribution spatiale des paramètres de qualité de l'eau est différente, ce qui montre par ricochet la variation de la qualité de l'eau. L'asymétrie que présentent les données est en accord avec le résultat révélé par Shapiro-Wilk concernant la distribution anormale des données.

### **➤ R-NO**

Les boîtes à moustaches présentent la distribution spatiale des paramètres bactériologiques (Figure 30) et physico-chimiques (Figure 31) caractérisant la qualité de l'eau dans la R-NO en fonction des types de sources d'eau répartis comme suit : 24 forages (BH-N), 6 puits protégés (PW-N), 4 puits non protégés (UW-N), 6 eaux de surface (SW-N).

L'interprétation des résultats observables de la qualité bactériologique de l'eau dans la R-NO, montre qu'au moins 75% des valeurs de BHAM, CT, CF, SF, *salmonella spp* et *vibrio cholerae* contenues dans les eaux de forages (BH-N) et puits non protégés (UW-N), ont été supérieures aux normes pour une eau de boisson. On observe en particulier dans tous les UW-N, au moins 1 CF dans un volume d'eau de 100 mL. En revanche, zéro présence des CF n'a été observée dans quelques BH-N (N5, N17, N26, N37 et N40) et un seul PW-N (N7). De même, il y a absence des SF dans un seul BH-N (N34), des *salmonella spp* dans un seul UW-N (N8) et des *vibrio cholerae* dans un UW-N (N4), une SW-N (N12), un PW-N (N19) et deux BH-N (N27, N35). Pour ce qui est des paramètres physico-chimiques, la température est à un niveau plus élevée que la valeur limite préconisée par l'ANOR dans tous les types de sources d'eau, à l'exception du puits non protégé N2. L'incongruité des proportions des paramètres physico-chimiques est observée aussi dans les forages N13 (excès de  $\text{NO}_3^-$ ), N33, N34, N15, N31 et N29 (excès de turbidité), N37 (excès de CE) ; les puits protégés N3, N19 et N7 (excès de CE), N6 et N9 (excès de turbidité) ; les puits non protégés N8, N14 et N4 (excès de turbidité) et les eaux de surface N10, N12 et N23 (excès de turbidité).



**Figure 30 :** Boîtes à moustaches montrant la distribution spatiale des paramètres bactériologiques (BHAM, CT, CF, SF, *salmonella spp* et *vibrio cholerae*) en fonction des types de sources d'eau dans la R-NO matérialisés par BH-N, PW-N, UW-N et SW-N (a-f)

Dans l'ensemble, les valeurs des paramètres bactériologiques sont relativement élevées, avec quelques-unes qui s'écartent des autres appelées valeurs aberrantes ou suspectées aberrantes selon l'éloignement. Les valeurs aberrantes peuvent avoir une incidence importante sur les résultats. De ce fait, deux considérations ont été faites dans les discussions : celle excluant les valeurs aberrantes d'une part et l'autre incluant les valeurs aberrantes.

➤ **Exclusion des valeurs aberrantes et/ou suspectées aberrantes des paramètres bactériologiques dans la R-NO**

En excluant les valeurs aberrantes et les valeurs suspectées aberrantes, les moustaches représentent dans la R-NO, l'analyse des 25% des valeurs supérieures et inférieures des indicateurs de pollution bactérienne. L'on a pu observer à partir de la Figure 30 les faits suivants : les SW-N ont enregistré le taux le plus élevé des *salmonella spp*, les UW-N le taux le plus élevé des BHAM, CT et CF, et enfin les BH-N le taux le plus élevé des SF et *vibrio cholerae*. La vulnérabilité des eaux provient en même temps des sources de pollution récentes (ruissellement des pluies, infiltration dans un sol dégradé comme celui des plaines d'inondation de la Bénoué), et anciennes (infiltration souterraine au travers des pores des sédiments et des fissures du socle rocheux des massifs de Poli et Tcholliré). La contamination de surface s'est faite soit directement à travers le ruissèlement de surface (SW-N), soit par infiltration dans l'aquifère superficiel (UW-N). Similairement, elle a été la source principale de la contamination microbienne des différents types de sources d'eau au Malawi<sup>280</sup>. La contamination souterraine a eu pour origine la nappe superficielle dans la vallée de la Bénoué, tandis que dans les zones montagneuses comme Poli et Tcholliré, la source de contamination bactérienne s'est inversée due au fait que la pression de l'eau devient supérieure à la pression atmosphérique en condition artésienne.

Dans la zone d'étude en aval proche du barrage de Lagdo (R-NO), on a donc différentes configurations hydrogéologiques qui se distinguent suivant la topographie des terrains. D'une part, on est sur un terrain plat (plaine d'inondation de la vallée de la Bénoué) qui repose sur des dépôts alluvionnaires quaternaires qui se rechargent naturellement. Dans cette zone, le transport des contaminants (BHAM, CT et CF) s'est fait du haut vers le bas, en passant d'une nappe libre (dont l'aquifère peu profond est non confiné et très poreux) à une nappe semi-captive profonde et fracturée. On note cependant que, voulant répondre aux besoins de pénurie d'eau dans la R-NO, plusieurs puits non protégés (UW-N) ont été construits traditionnellement par la population, les puits illégaux et non déclarés. La nappe d'eau libre qui alimente ces puits est

polluée et devient la source de contamination des nappes profondes où sont captés les forages, par le processus d'advection. Dans la zone de plaine inondable, il serait mieux de proscrire les ouvrages captés sur nappe libre, car les eaux qui s'y trouvent sont exposées à tout type de contamination. D'autre part, le terrain est montagneux (flanc de la colline de Poli ou massif de Tcholliré) et repose sur les sédiments d'âge crétacé et quaternaire qui recouvrent le socle cristallin d'âge précambrien. Les polluants tels que les SF, les *salmonella spp* et les *vibrio cholerae* sont transportés souterrainement du bas vers le haut (de la nappe captive dont l'aquifère profond est confiné pour une autre nappe captive dont l'aquifère peu profond est semi-confiné, et remonte parfois jusqu'à atteindre le sol). La pression mise sur la nappe située entre deux couches imperméables fait d'elle la principale source d'alimentation des ressources en eau en aval d'une pente. De plus, la présence d'une forte population au sommet de la pente en terrain montagneux entraîne un risque élevé de contracter la typhoïde et le choléra en consommant les eaux de surface et les eaux souterraines situées à proximité et en aval des latrines traditionnelles. Le risque est aussi accentué du fait de l'intensité de la pluviométrie, qui favorise les infiltrations de l'eau à la surface du sol lorsque la nappe est libre à travers les pores des sédiments, et à plusieurs centimètres dans le sous-sol à travers les fractures des roches et des fissures des matériaux de construction des forages lorsque la nappe est captive. Il en ressort que les causes profondes des maladies hydriques dans la R-NO viendraient du non-respect du périmètre de protection des ouvrages contre une éventuelle présence humaine et leurs activités. De plus, le type d'ouvrage de captage n'a pas été adapté aux facteurs naturels tels que : la pédologie, l'hydrogéologie, la géologie, la topographie, et dans une moindre mesure la pluviométrie de la zone.

Les causes sous-jacentes des maladies hydriques évoquées précédemment, mettent en lumière quelques faiblesses au niveau de l'État du Cameroun. En outre, le manque de textes d'application du projet de loi n°98-005 du 14 Avril 1998 portant régime de l'eau, délibéré et adopté par l'Assemblée Nationale du Cameroun, à l'article 7. Cet article établit un périmètre de protection autour des points de captage, de traitement et de stockage de l'eau, en vue de protéger la qualité de l'eau destinée à la consommation <sup>281</sup>. De plus, la suite de l'article 7 stipule que les terrains compris dans les périmètres de protection sont déclarés d'utilité publique <sup>281</sup>. Or ces terrains sont exploités par la population pour multiples activités parmi lesquelles le commerce et l'élevage (lieu de pâturage). Une autre insuffisance est qu'il manque encore des normes pour la construction des puits et des forages. On sait qu'un captage vulnérable requiert des investigations complémentaires destinées à mieux appréhender les écoulements souterrains et

le degré d'hétérogénéité de l'aquifère<sup>282</sup>. Par conséquent un choix minutieux du type d'ouvrage de captage selon la topographie de la zone pourrait limiter les risques de contamination sur les terrains montagneux de Poli et Tcholliré, également dans la plaine d'inondation de la vallée de la Bénoué.

➤ **Prise en compte des valeurs aberrantes et/ou suspectées aberrantes des paramètres bactériologiques dans la R-NO**

Il est question dans cette section de considérer l'ensemble des données et de discuter suivant les valeurs les plus élevées et les plus basses de chaque paramètre en fonction du type de source d'eau où elles s'identifient.

En considérant l'ensemble des données bactériologiques dans la R-NO, pour les BHAM, la valeur la plus élevée se trouve dans le forage N27 (1 380 000 UFC/ 100 mL, valeur aberrante), comme le montre la Figure 30a. En confrontant notre résultat, il a été enregistré des quantités plus élevées de BHAM dans un forage ( $5,67 \times 10^6$  UFC/ 100 mL), utilisé pour l'alimentation de la communauté Samaru au Nigeria<sup>283</sup>. Cependant, le forage N27 se trouve sur le massif de Poli et à proximité d'un dépôt de déchets domestiques venant d'une école (voir Tableau III). Donc, le forage N27 est probablement contaminé pendant sa recharge à travers les rejets non réglementés de sources ponctuelles (comme la décharge de l'école). Pendant la saison des pluies, ces sources d'eaux contaminées s'infiltrent par le sol et pénètrent les couches perméables de la roche sédimentaire intergranulaire. La pollution du forage N27 a été possible à cause d'un défaut de construction, du non-respect du périmètre de protection et d'un environnement insalubre. Ce résultat corrobore avec l'abondance des BHAM qui a été signalée dans certains forages de l'Extrême-Nord Cameroun<sup>284</sup>. Un autre pays de l'Afrique subsaharienne (Afrique du Sud), a démontré qu'une forte proportion d'écoles a présenté des niveaux élevés d'organismes microbiens dans leurs forages<sup>285</sup>.

La valeur maximale de *salmonella spp* (10 170 UFC/100 mL, valeur suspectée aberrante) est aussi constatée dans le forage N27 (Figure 30e), qui se situe à proximité des déchets domestiques venant de l'école. Le forage N27 pourrait avoir été mal construit ou mal aménagé, ou alors est déjà vétuste. Toutefois, la présence des *salmonella spp* dans ce forage traduit la présence des déchets fécaux venant d'une autre source ponctuelle à part la décharge de l'école. Pendant la saison des pluies, les rejets ponctuels contenant les matières fécales de diverses origines sont transportées du sol par lessivage et s'infiltrent des fissures du tubage de tête

cimenté du forage, aux couches perméables de la formation sédimentaire intergranulaire. Donc pour ce cas spécifique, la source de pollution du forage N27 est diffuse car l'origine des déchets fécaux n'est pas identifiable. Par conséquent, au lieu de réhabiliter ce forage, il serait mieux de le proscrire pour préserver la santé des écoliers, et réduire les dépenses imputables au traitement contre la typhoïde. Ce résultat s'aligne avec l'étude faite dans les écoles situées en zones rurales de l'Afrique du Sud, où les niveaux élevés de *salmonella spp* ont été identifiés dans les forages situés à proximité de latrines à fosse (4-7 m) <sup>285</sup>.

La valeur maximale des CF est identifiée dans le forage N24 (135 000 UFC/100 mL, valeur aberrante) et a largement dépassé la norme (0 CFU/ 100 mL) (figure 30c). Cette contamination a probablement été possible à travers la percolation d'une source d'eau polluée à la surface du sol contenant les matières fécales laissées par les animaux du pâturage proche du forage (voir Tableau III). Par conséquent, le périmètre qui abrite ce forage doit être assaini, au risque de causer les problèmes de santé permanents, en occurrence la diarrhée. Cette maladie qui est l'une des principales causes de mortalité infantile dans les communautés pauvres. A l'Extrême-Nord Cameroun, Djaouda et al.<sup>284</sup>, ont attribué la contamination des forages par les CF (précisément les *E. coli*) à leur proximité avec les latrines traditionnelles et les déchets domestiques. Dans la communauté d'Arusha (Tanzanie), la contamination des forages par les CF pendant la saison des pluies, a été non seulement attribuée au lessivage, mais aussi à la montée de la nappe phréatique <sup>286</sup>. Dans un autre pays en voie de développement, il a été révélé la contamination des forages par les CF dans certains villages <sup>287</sup>.

De la même manière, la valeur la plus élevée des *vibrio cholerae* (10 600 UFC/ 100 mL, valeur aberrante) est enregistrée dans le site N24 (Figure 30f). Ce qui signifie que la présence de la matière fécale d'animaux à sang chaud sur ce terrain est une source ponctuelle de contamination du forage N24 non seulement par les CF, mais aussi par les *vibrio cholerae* qui se sont développés simultanément à cause de l'environnement insalubre. La pollution fécale dont est victime le forage N24 est probablement la conséquence de sa vétusté qui le rend non étanche, d'un manque d'hygiène et d'assainissement et du non-respect du périmètre de protection.

Le nombre des SF le plus abondant (18 000 UFC/100 mL, valeur aberrante) est identifié dans le forage N11 (Figure 30d). La présence des SF dans ce forage viendrait d'une pollution fécale ancienne suite au désordre causé par l'homme dès son arrivée à l'âge du quaternaire. La pollution de la nappe souterraine profonde du socle précambrien confirme une fois de plus la

présence de l'homme jadis, depuis la période du quaternaire en 1970 dans le Nord-Cameroun <sup>288</sup>. En plus de la présence humaine, la pratique des activités commerciales et l'environnement insalubre autour du forage N11 (voir Tableau III), seraient à l'origine de l'augmentation de la pollution de la nappe profonde à travers l'écoulement souterrain pendant les pluies. Il s'agit ici d'une source de pollution ponctuelle d'origine anthropique. Ce résultat est en contradiction avec celui d'autres zones rurales au Kenya qui ont enregistré zéro présence de SF dans les forages <sup>289</sup>, et pourtant similaire avec celui d'une étude menée au Royaume Uni récemment <sup>290</sup>. Dans un autre pays de la zone saharienne (Burkina Faso), 11 forages ont été affectés par une faible quantité de SF <sup>291</sup>.

On constate que la contamination des forages N27, N11 et N24 (tous captés sur un aquifère socle) est due à l'influence anthropique. Bien que sur ce terrain la nappe de l'aquifère socle soit captive (protégée), les revêtements vieillissants ou un défaut de construction du forage, combiné aux mauvaises conditions d'hygiène et de salubrité, ont causé la pollution de l'eau ; ce qui entraîne un risque de contracter la diarrhée, la typhoïde et le choléra. Cette révélation cachée sur les forages en zone rurale est en accord avec celle d'une étude menée dans la communauté rurale de l'Afrique du Sud <sup>292</sup>. Cette étude antérieure a montré que la sécurité de l'eau de forage dans les zones rurales ne peut être garantie et qu'elle dépend de l'état des infrastructures (pompe et système de distribution) et du site du forage <sup>292</sup>.

Toutefois, quelques forages contiennent le plus petit nombre de BHAM (2500 UFC/100 mL) dans le site N31 ; de CF (0 UFC/100 mL) dans les sites N40, N37, N26, N17, N5 ; de CT (500 UFC/100 mL) dans les sites N5, N13 et N25 et de SF (0 UFC/100 mL) dans le site N34. La présence des CT et des BHAM dans les forages est probablement due toujours à la défaillance de l'équipement. Bien que, les plus petites valeurs de BHAM et de CT ne respectent pas la norme fixée (0 UFC/100 mL), on ne s'aurait tirer une conclusion sur la potabilité des eaux, car ils sont des indicateurs de risque de qualité de l'eau peu spécifiques. En revanche, les forages exempts de CF et SF sont la preuve de l'absence de la matière fécale respectivement récente et ancienne, et probablement du respect de la réglementation pour la construction. La plupart de ces forages issus d'un substratum sain n'ont présenté aucun danger pour la santé.

De la même manière qu'on a identifié les forages qui ne contiennent pas de CF, le puits protégé N7 (Figure 30c) n'est pas en reste. Le puits N7 exempt de CF pourrait provenir soit de l'absence de la matière fécale sur le sol, soit de l'étanchéité et verrouillage du capot de fermeture du puits qui est peut-être capté sur une nappe captive. De plus, le puits protégé N19 a dénombré

zéro présence des *vibrio cholerae* (Figure 30f), témoignant d'un environnement naturel salubre et dont le périmètre a été protégé de toute influence anthropique d'origine fécale. Il s'en suit que 33,33% (soit 2/6 PW-N) des puits protégés sont sans risque pour la santé.

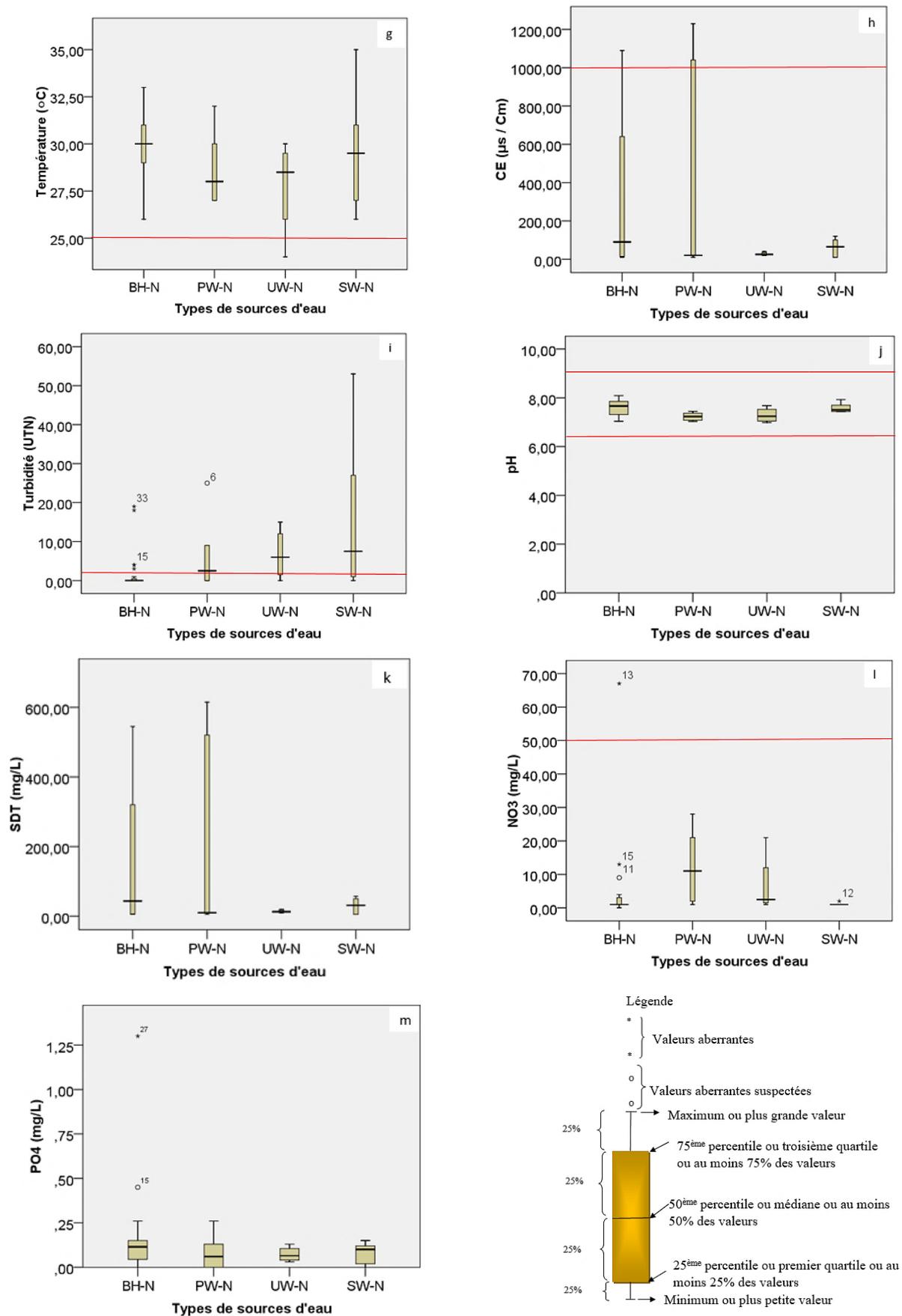
En revanche, le puits non protégé dans la R-NO (UW-N) est le type de source d'eau qui contient le plus grand nombre de CT (432 000 UFC/100 mL, site N14) (Figure 30b). Les CT proviendraient de la contamination du sol du fait du type d'activités humaines en ce lieu. Les CT contenus dans le sol vont être transportés par l'eau des précipitations et s'infiltrer de la zone non saturée à une zone saturée appelé nappe phréatique, où a été capté le puits. La pollution du puits N14 est favorisée par la nature libre de la nappe peu profonde (7 m) contenue dans les pores des sédiments qui recouvrent le socle rocheux. Ceci ne veut pas dire que tous les puits non protégés (UW-N) sont contaminés. D'ailleurs, les quantités les plus faibles de *salmonella spp* (0 UFC/100 mL, site N8) et de *vibrio cholerae* (0 UFC/100 mL, site N4) ont été identifiées dans les UW-N (Figures 30e et f, respectivement). Ce résultat est dû au fait que le site N4 (puits d'environ 3 m de profondeur) et le site N8 (puits d'environ 10 m de profondeur) sont situés sur des terres non occupés (voir Tableau III). Ce qui peut être des terrains déclarés d'utilité publique qui délimite les périmètres de protection des puits. Dans cette étude, 50% (soit 2/4 UW-N) des puits non protégés peuvent être consommés sans risque pour la santé.

De même, l'eau de surface dans la R-NO (SW-N) a enregistré le plus grand nombre de SF (18 000 UFC/100 mL, site N30) (Figure 30d). Comparativement à l'eau de surface N30, les eaux d'effluents alimentées par les eaux de surface en Turquie, ont enregistré une quantité de SF (5 à 5000 UFC/100 mL) moins élevée<sup>293</sup>. Par ailleurs, N30 est un cours d'eau intermittent localement appelé *Mayo*, localisé près d'un pâturage et sur le flanc de la colline de Poli (voir Tableau III), lieu où l'eau souterraine fait résurgence à la surface du sol. En effet, lorsque l'aquifère confiné est sous forte pression, la nappe d'eau profonde contaminée bien avant par les déchets fécaux d'animaux (déchet fossiles), remonte jusqu'à la surface du sol et forme un cours d'eau intermittent pendant la saison des pluies. Il s'agit ici d'une source de pollution ponctuelle accidentelle. Similairement, l'eau de surface consommée par les populations rurales du Bangladesh a été couramment contaminée par des excréments humains et d'animaux<sup>294</sup>. Dans la R-NO, une autre eau de surface (N36) ne répond pas à la norme de potabilité pour une eau de boisson (0 UFC/100 mL), de par son contenu en BHAM minimal (2500 UFC/100 mL) (Figure 30a). Sur ce terrain où la topographie est aussi montagneuse, ce sont les herbes qui entourent la rivière cible (voir Tableau III). Donc, les BHAM enregistrées dans N36 auraient

pour origine le lessivage des déchets organiques de lieu différents en amont de la rivière. Il s'agit d'une source de pollution diffuse. Ce résultat est en accord avec le fait qu'il a été constaté que l'eau de surface n'est pas bon à consommer dans les régions où les précipitations sont abondantes, en raison de la présence de diverses bactéries et parasites <sup>295</sup>.

Au regard des données bactériologiques, on a enregistré un maximum des BHAM et *salmonella spp* dans le forage N27, CF et *vibrio cholerae* dans le forage N24, SF dans le forage N11 ; CT dans le puits non protégé N14, et des SF dans l'eau de surface N30. Pendant ce temps, on a détecté un minimum des BHAM dans l'eau de surface N36 et de forage N31, des CT dans les forages N5, N13 et N25, qui ne respecte pas la norme de potabilité de boisson (0 UFC/100 mL). Au contraire, zéro présence des bactéries est détectée dans certains points d'eau, notamment, les CF dans les forages N40, N37, N26, N17, N5 et les puits protégés N7, N19 ; les SF dans le forage N34 ; les *salmonella spp* et *vibrio cholerae* dans les puits non protégés N8 et N4, respectivement. **Donc, le forage (BH-N) est le type de source d'eau de la R-NO diagnostiqué le plus à risque de par le dénombrement maximal des BHAM, CF et SF, également des *salmonella spp* et *vibrio cholerae*, qui expose la population aux maladies graves tels que la diarrhée, typhoïde et choléra. Dans la R-NO, tous les forages (BH-N) contaminés devraient faire l'objet d'une réhabilitation et d'un suivi permanent. Cependant, le puits protégé (PW-N) reste le type de source d'eau le moins pollué par les bactéries.**

Paradoxalement, les valeurs des paramètres physico-chimiques sont relativement faibles avec très peu de valeurs aberrantes.



**Figure 31** : Boîtes à moustaches montrant la distribution spatiale des paramètres physico-chimiques (température, CE, turbidité, pH, SDT, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), en fonction des types de sources d'eau dans la R-NO matérialisés par BH-N, PW-N, UW-N et SW-N (g-m)

➤ **Exclusion des valeurs aberrantes et/ou suspectées aberrantes des paramètres physico-chimiques dans la R-NO**

L'exclusion des valeurs aberrantes et/ou suspectées aberrantes permet de discuter à travers les moustaches des graphiques de distributions, les 25% des valeurs supérieures et inférieures des paramètres physico-chimiques. On observe à partir de la Figure 31 que peu de ces paramètres ont des valeurs maximales ou minimales qui ne répondent pas aux normes de potabilité de l'eau potable, notamment la température enregistrée dans les SW-N et BH-N, la turbidité dans les SW-N et la CE dans les BH-N. Les résultats concernant la température et la turbidité pourraient influencer indirectement le traitement bactériologique de ces eaux, et provoquer une incidence négative sur la santé des consommateurs.

➤ **Prise en compte des valeurs aberrantes et/ou suspectées aberrantes des paramètres physico-chimiques dans la R-NO**

Tenant compte de l'ensemble de données physico-chimiques, le forage (BH-N) N17 contient la valeur la plus élevée de pH (8,09) (Figure 31j). Le caractère basique de l'eau de ce forage serait dû à la nature alcaline des minéraux qui constituent la roche sédimentaire intergranulaire que cette eau traverse. En effet, lorsque l'eau de pluie absorbe le CO<sub>2</sub> atmosphérique, les minéraux sont attaqués et transformés en produits d'altération ioniques solubilisés dans l'eau, parmi lesquels le bicarbonate.

De même le forage N13 a enregistré la teneur la plus élevée en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (67,2 mg/L, valeur aberrante) supérieure à la norme ( $\leq 50$  mg/L) (Figure 31i). Comparée à cette étude, une quantité plus élevée de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (104 mg/L) a été identifiée dans un forage de la zone rurale de l'Afrique du Sud <sup>296</sup>. Par ailleurs, le Tableau III montre que ce forage est capté sur une formation sédimentaire intergranulaire et situé près des habitats et de la route non bitumée. Ce qui signifie que l'eau de pluie a pu circuler souterrainement à partir des pores des sédiments par percolation, en transportant la matière organique en décomposition venant des ménages. L'excès de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans le forage N13 pourrait provenir d'une source diffuse de pollution venant des habitations rurales non reliées aux réseaux de récupération, par le biais de leurs fosses septiques (décharges). Pendant la saison des pluies, toute goutte d'eau tombée au sol est susceptible de parvenir jusqu'au captage d'eau de la nappe profonde par écoulement souterrain. De ce fait, la route et les habitats à proximité du forage N13 pourraient être des obstacles à l'exigence selon laquelle l'aire de protection immédiate de l'ouvrage de captage devrait être établie à une

distance moindre de 30 m. Plus en amont, il a été signalé dans la Région de l'Extrême-Nord Cameroun un excès de  $\text{NO}_3^-$  attribuable à un sol perméable vulnérable aux activités anthropiques <sup>297</sup>. L'excédent en nitrates remet en cause la qualité chimique de ces forages, et en cas de consommation des eaux venant de ces forages, les nourrissons s'exposent à la méthémoglobinémie, ou syndrome du bébé bleu <sup>143</sup>. En revanche, jadis la teneur en nitrate comprise entre 50 et 100 mg/L était utilisée uniquement pour la consommation des femmes en gestation et des nourrissons âgés de moins de six mois <sup>298</sup>. De même, la plus petite teneur en  $\text{NO}_3^-$  (0,64 mg/L, site N33) est toujours observée dans un forage (BH-N). Ce résultat est compréhensible, car dans le camp militaire où est le forage N33, le périmètre de protection autour du point de captage et de stockage de l'eau a été respecté ; ce qui a maintenu le socle rocheux sain. Donc, en zone rurale où les terres ne sont pas encore occupées, les ressources en eau pourraient contenir de faible quantité en nitrate, et être une garantie pour la santé des consommateurs.

Un autre nutriment comme  $\text{PO}_4^{3-}$  a une teneur maximale dans le forage N27 (1,3 mg/L, valeur aberrante) (Figure **31m**). La norme de potabilité des  $\text{PO}_4^{3-}$  pour les eaux de boisson n'a pas encore été établie par l'OMS et l'ANOR (voir Tableau **VII**). Néanmoins, la norme Camerounaise des  $\text{PO}_4^{3-}$  destinée à la production d'eau potable permet de dire que, l'eau du forage N27 n'est ni bonne (1,3 >0,4 mg/L), ni moyenne (1,3 >0,7 mg/L) et ni médiocre (1,3 >0,7 mg/L) pour la production. Ainsi, les  $\text{PO}_4^{3-}$  pourraient être issus des activités anthropiques, car, le forage N27 contient aussi l'excès des BHAM et *salmonella spp* transportés par l'eau de pluie, du sol vers l'aquifère sédimentaire intergranulaire. De même qu'il y a une décharge près du forage N27, les masses d'eau souterraines ont été autrefois polluées par des paramètres chimiques et bactériologiques, en raison de leur connexion avec les décharges <sup>250, 251</sup>. En revanche, la concentration des  $\text{PO}_4^{3-}$  est naturellement faible (généralement moins de quelques dixièmes ou centièmes de mg/L) dans l'eau souterraine <sup>285</sup>. Dans le cas de la R-NO, la valeur minimale des  $\text{PO}_4^{3-}$  est aussi très faible (0 mg/L) dans le forage N37, due probablement à la présence de l'aquifère socle composé de minéraux déficients en phosphate ou des minéraux ayant des phosphates qui n'ont pas pu se solubiliser.

De plus, la valeur la plus basse de la turbidité (0,089 UTN) est obtenue dans le forage N24 (Figure **31i**). On a observé que le forage N24 est entouré des déchets fécaux (voir Tableau **III**). De plus, la valeur maximale des CF est identifiée dans le forage N24. On peut dire que la faible valeur de la turbidité due probablement à l'effet de dilution, est un indicateur qu'elle ne

pourrait pas empêcher la désinfection optimale du forage N24. De même, les forages N40, N34, N33, N26, N15, et N11 contiennent la valeur la plus petite de la CE (10  $\mu\text{S}/\text{Cm}$ ) (Figure **31h**), due probablement à une légère dégradation des roches qui va produire une faible quantité de sels dissous, et faire d'eux, de mauvais conducteurs d'électricité. Aussi, la CE est faible en raison d'un faible nombre d'ions dans l'aquifère socle, où leur concentration a été diluée à partir de l'infiltration des eaux <sup>289</sup>. De plus, parmi les forages N40, N34, N33, N26, N15, qui ont enregistré un minimum des SDT de 5 mg/L, par analogie, le seul forage N11 qui n'est pas commun à la CE et aux SDT, correspondrait à la portion de la constante de proportionnalité qui existe entre eux. Les sels dissous qui font partie de cette constante de proportionnalité proviendraient des ions chlorures et sulfates qui équilibrent l'excès de cations pendant le processus de dissolution. Les faibles quantités de SDT donnent un goût fade à l'eau de ces forages (effet esthétique), car elle est dépourvue de nombreux minéraux ; ce qui est indésirable a beaucoup de personnes.

Toutefois, la valeur de la CE la plus élevée (1230  $\mu\text{S}/\text{Cm}$ , site N19) n'est pas conforme à la norme et est identifiée dans le PW-N (Figure **31h**). De même, la valeur maximale des SDT (615 mg/L) a aussi été identifiée dans le puits protégés N19 (Figure **31k**). La quantité élevée de la CE dans la nappe peu profonde est probablement due à la température de cette eau (30°C), à la nature des ions et de leurs concentrations qui dépendent du degré de dissolution des minéraux de la roche sédimentaire. Par ailleurs, l'absence de la végétation dans ce milieu semi-aride sec, permet la fixation d'une grande quantité de CO<sub>2</sub> atmosphérique dans le sol, qui va réagir avec l'eau des pluies. De plus, dans les aquifères superficiels, la nappe phréatique n'est pas loin de la surface du sol, et à ce titre, les eaux souterraines sont stockées dans les couches du sol qui s'altèrent <sup>249</sup>. Il vient que la nappe peu profonde étant proche du sol qui s'altère, le gaz carbonique formé précédemment va dissoudre fortement les minéraux à solubilité élevée, pour constituer les SDT. Au contraire, un autre PW-N contient la valeur minimum de la CE (10  $\mu\text{S}/\text{Cm}$ , site N9) (Figure **31h**) et des SDT (5 mg/L, site N9) (Figure **31k**), conforme à la norme. La quantité faible des SDT pourrait s'expliquer par le fait qu'une partie du CO<sub>2</sub> atmosphérique est absorbée par les plantes lors du phénomène de photosynthèse. Ainsi, le faible apport en CO<sub>2</sub> atmosphérique va favoriser une faible dissolution des minéraux de la nappe phréatique, d'où l'obtention des SDT faibles. La quantité d'ions et leurs teneurs produites lors de la réaction de dissolution étant faibles, la CE de la nappe phréatique qui alimente le puits protégé N9 est par conséquent faible. Au regard de ce qui précède, on peut dire que la variation de la CE et des SDT, dépend de la nature de la roche et de sa capacité à s'altérer. Donc, la minéralisation des puits N19 et N9

pourrait être étroitement liée à la minéralisation des roches comme à la minéralisation du sol. La valeur minimale des  $\text{PO}_4^{3-}$  (0 mg/L, sites N18 et N7) a été récoltée aussi dans les PW-N (Figure 31m), ce qui est indicateur des sols appauvris en phosphate soit à cause de leur assimilation totale par les bactéries au niveau du sol (cas de N18), soit à cause du type d'aquifère superficiel (cas de N7).

La valeur la plus basse de pH (6,99, site N4) a été enregistrée dans le puits non protégé (UW-N) (Figure 31j), et serait due à l'acidité du  $\text{CO}_2$  atmosphérique dans l'eau. L'eau de pluie va absorber le  $\text{CO}_2$  atmosphérique et s'infiltrer à partir du sol jusqu'à atteindre la nappe phréatique de l'aquifère non confiné de la roche sédimentaire intergranulaire. Ce pH légèrement acide pourrait être favorable à la dissolution des métaux si le sol est contaminé, ce qui n'est pas le cas sur ce site parce que le terrain est non utilisé. Dans un autre UW-N d'environ 3 m de profondeur, on a enregistré la valeur minimale de la température ( $24.9^\circ\text{C}$ , site N2), conforme à la norme Camerounaise (Figure 31g). Bien que le puits N2 ne soit pas couvert, la paroi en pierres (voir Tableau III), va contribuer à garder la nappe d'eau superficielle à une température sensiblement normale.

Toutefois, la valeur la plus élevée de la température ( $35,1^\circ\text{C}$ , site N36) est enregistrée dans une SW-N (Figure 31g) et ne respecte pas à la norme Camerounaise ( $\leq 25^\circ\text{C}$ ). Le site N36 est au sommet de Poli où le climat est semi-aride à tendance humide, ce qui signifie que le moment de la journée où l'échantillonnage a eu lieu a probablement impacté sur la température des eaux de surface. On peut dire que la température de l'eau plus élevée pourrait provenir de l'énergie thermique de cette rivière située sous un pont, car le moment de la journée étant ensoleillé, le soleil qui frappe la surface est directement absorbé par les masses d'eau de surface. De plus, la température plus élevée dans la R-NO correspond à une altitude plus basse. Ce qui signifie une augmentation de la pression d'évaporation<sup>87</sup>, une augmentation rapide des processus biologiques et chimiques ainsi que la dissociation des sels dissous<sup>285</sup>. Par conséquent, la température du site N36 contribue à la variation de la qualité de l'eau, et pourrait restreindre cette eau seulement à d'autres usages différents de celui de la consommation humaine.

De même, la valeur la plus élevée de la turbidité (53,4 UTN, site N12) a été enregistrée dans les SW-N (Figure 31i) et n'est pas conforme aux normes ANOR ( $\leq 2\text{UTN}$ ) et OMS (5 UTN). On sait que les eaux de surface contiennent naturellement de nombreuses particules. De plus une turbidité élevée est souvent associée à des niveaux plus élevés de matières organiques en suspension et des micro-organismes, notamment des bactéries et d'autres parasites<sup>299</sup>. Le

site N12 correspond à une source d'eau intermittente appelée localement *Mayo*, donc la quantité de particules enregistrée ici proviendrait de la quantité de sédiments arrachés au sol par le ruissellement des pluies dû aux précipitations. On parle alors d'érosion hydrique du sol et le processus est écologique. Les fortes précipitations sont probablement la cause de l'opposition de ce résultat au fait que la création du barrage de Lagdo a contribué à la diminution du transport solide dans les eaux en aval grâce au régime de la Bénoué qui a été modifié en aval <sup>300</sup>. L'eau de surface N12 est trouble et expose les consommateurs à un risque de gastro-entérites. De plus, la turbidité élevée peut réduire considérablement la qualité esthétique du cours d'eau intermittent N12, ce qui a un impact négatif sur les loisirs et le tourisme. Ceci est en accord avec des débris et le changement de couleur de l'eau dont l'aspect a été boueux dans la rivière Bénoué en aval du barrage de Lagdo <sup>58</sup>.

Par contre, l'eau de surface (SW-N) contient la valeur minimale des  $\text{PO}_4^{3-}$  (0 mg/L, site N10). Le Tableau **III** montre que N10 est un marigot éloigné des habitats. Le milieu étant naturel, les  $\text{PO}_4^{3-}$  ont été immobilisés par l'activité biologique au sol. Donc, l'absence de phosphate montre que l'eau de surface N10 est bien oxygénée, mais non favorable à la production des systèmes d'eau douce et à la croissance des plantes. Toujours dans les eaux de surface (SW-N), on a obtenu la plus petite valeur de la CE (10  $\mu\text{S}/\text{Cm}$ , sites N12 et N10) (Figure **31h**) et des SDT (5 mg/L, sites N12 et N10) (Figure **31k**). La dilution directe des produits d'altération du sol par les eaux de pluie, pourrait justifier la faible quantité de la CE. Donc, les eaux de surface N12 et N10 sont très peu minéralisées et leur minéralisation dépend de la minéralisation du sol. En combinant cette assertion à celle déclarée pour le cas des PW-N, on peut dire que pour les eaux de surface, la minéralisation viendrait de l'altération du sol, alors que pour les puits peu profonds, la minéralisation viendrait de l'altération de la roche ou du sol.

On peut conclure au vu des valeurs les plus élevées et les plus basses des paramètres physico-chimiques que le forage N13 (excès de  $\text{NO}_3^-$ ), le puits protégé N19 (excès de CE), et les eaux de surface N36 (excès de température) et N12 (excès de turbidité), ne sont pas conformes aux normes de potabilité des eaux de boisson prescrites par l'ANOR et l'OMS. De même, les résultats bactériologiques ont montré précédemment une non-conformité dans les eaux de surface. Il s'agit de l'eau de surface N30 contaminée par la valeur maximale des SF provenant d'une source de pollution ponctuelle accidentelle, et de l'eau de surface N36 contaminée par la valeur minimale de BHAM provenant d'une source de pollution diffuse d'origine organique.

Dans cette section, l'on constate que la distribution spatiale permet de distinguer le contenu bactériologique et physico-chimique des points d'eau suivant que les ouvrages de captage soient individuels pour des résidences isolées (justifiant les valeurs aberrantes ou suspectées aberrantes) et collectifs pour des résidences regroupées. Il faut noter que les ouvrages permettent de capter uniquement les eaux souterraines. Ce qui veut dire que les eaux de surface liées au captage collectif (N30 par exemple) sont probablement ceux qui retournent dans le cycle hydrologique par la décharge de la nappe jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Le fait que l'eau arrive à l'exutoire montre que les aquifères ne sont pas surexploités (inépuisés). Par contre, les eaux de surface N12 et N36 sont isolées, car elles ne retournent pas dans le cycle hydrologique, mais sont consommées respectivement par évaporation d'une étendue d'eau temporaire (*Mayo*) et par transpiration des plantes autour d'une étendue d'eau permanente (semblable à un plan d'eau). Notons que de vastes plans d'eau ont été aménagés dans les zones de débordements en aval du barrage de Lagdo <sup>300</sup>.

Ainsi, le Tableau **IX** récapitule les points d'eau contaminés et leurs sources de pollution selon que le captage soit collectif ou individuel. Ce tableau montre qu'en tenant compte des données bactériologiques et physico-chimiques, **le forage (BH-N) est le type de source d'eau souterrain le plus pollué dans la R-NO**. Cette révélation remet sur la table le problème de la protection des aménagements en aval du barrage de Lagdo. Pour les forages (BH-N), la responsabilité revient au maître d'ouvrage ou promoteur de rectifier le tir. De la même manière, les UW-N construits traditionnellement doivent être remplacés par d'autres puits dans un environnement hydrogéologique adapté et sécurisé de l'influence anthropique. Cependant, pour espérer une bonne gestion de la qualité de l'eau en aval proche du barrage de Lagdo, l'importance de la recherche hydrogéologique profonde s'impose d'elle-même.

**Tableau IX :** Synthèse des points d'eau souterrains les plus contaminés dans la R-NO, les contaminants, et leurs sources de pollution par type de captage

Captage collectif			Captage individuel		
Points d'eau	Contaminants	Source de pollution	Points d'eau	Contaminants	Source de pollution
Forage N31	Valeur minimale des BHAM	Ponctuelle	Forage N27	Valeurs maximales des BHAM et <i>salmonella spp</i>	Ponctuelle et diffuse
Forages N5, N13 et N25	Valeurs minimales des CT	Accidentelle, diffuse et ponctuelle	Forage N24	Valeurs maximales des CF et <i>vibrio cholerae</i>	Ponctuelle d'origine organique (déchets fécaux)
Puits non protégé N14	Valeur maximale des CT	Ponctuelle d'origine anthropique	Forage N11	Valeur maximale des SF	Ponctuelle d'origine anthropique
			Forage N13	Valeur maximale des NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Diffuse

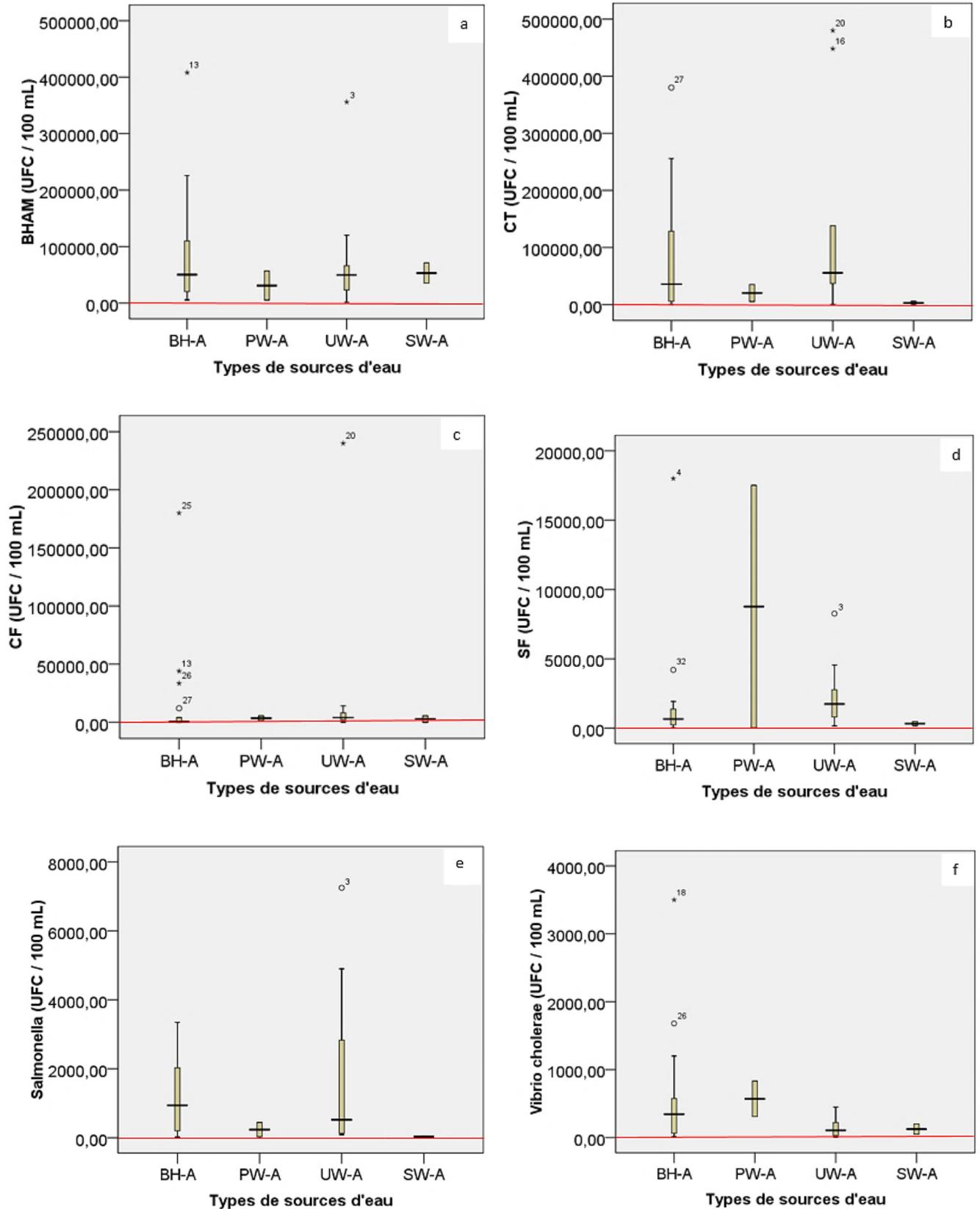
L'une des solutions qu'on peut préconiser pour la protection contre les sources de pollution accidentelle est l'entretien des forages. Les sources ponctuelles de pollution pourraient être protégées en instituant un périmètre de protection immédiat et rapproché, tandis que pour les sources diffuses de pollution, il serait mieux l'aire d'alimentation de captage.

Dans l'ensemble des points d'eau échantillonnés dans la R-NO, 85% viennent des eaux souterraines et 15% des eaux de surface, et servent d'alimentation en eau potable. A cet égard, au moins 67 % d'eaux souterraines dans la R-NO ne sont pas adaptées à des fins d'alimentation humaine, de par les données bactériologiques. En fin de compte, la contamination bactérienne reste plus préoccupante pour la santé publique, notamment celle des populations en aval proche (R-NO) du barrage de Lagdo. Qu'en est-il de la R-AD?

➤ **R-AD**

Les boîtes à moustaches présentent la distribution spatiale des paramètres bactériologiques (Figure 32) et physico-chimiques (Figure 33), indicateurs de la qualité de l'eau dans la R-AD en fonction des types de sources d'eau répartis comme suit : 19 forages (BH-A), 2 puits protégés (PW-A), 11 puits non protégés (UW-A), et 1 eau de surface (SW-A).

On constate que dans la R-AD, au moins 75% des valeurs des BHAM, CT, SF, *salmonella spp* et *vibrio cholerae* dans les eaux de forages (BH-A) et de puits non protégés (UW-A) ne répondent pas aux normes de potabilité pour une eau de boisson. Il n'en demeure pas moins vrai qu'aucune présence des CF n'a été observée dans les échantillons d'eau de BH-A (A4, A7, A18, A22, A24, A29 et A32), UW-A (A9 et A14) et de SW-A (A17). Si on porte l'observation sur les paramètres physico-chimiques, on constate qu'à l'exception du puits protégés A1, et des forages A2 et A4, les autres échantillons d'eau ont des températures non conformes à la norme Camerounaise. Au contraire, la majorité des paramètres (CE, pH, SDT, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) ont des valeurs conformes aux normes pour presque tous les échantillons, à l'exception du forage A8 (excès de turbidité).



**Figure 32 :** Boîtes à moustaches montrant la distribution spatiale des paramètres bactériologiques (BHAM, CT, CF, SF, *salmonella spp* et *vibrio cholerae*), en fonction des types de sources d'eau dans la R-AD matérialisés par BH-A, PW-A, UW-A et SW-A (a-f).

➤ **Exclusion des valeurs aberrantes et/ou suspectées aberrantes des paramètres bactériologiques dans la R-AD**

Dans la R-AD, en excluant les valeurs aberrantes et/ou les valeurs suspectées aberrantes, les moustaches décrivent 25% des valeurs supérieures de BHAM, CT, CF, SF, *salmonella spp* et *vibrio cholerae* exclusivement dans les BH-A et UW-A, et qui sont largement au-dessus de la norme (0 UFC/100 mL) (Figures 32a-f). Pendant que les PW-A et SW-A ne présentent pas les moustaches, en raison de la faible représentativité de leur taille. Pour le cas de la R-AD, seule deux types de source d'eau (BH-A et UW-A) dont les moustaches sont visibles sont prises en compte dans la discussion.

On retient que lorsque les données bactériologiques sont regroupées (captage collectif), deux configurations hydrogéologiques sont mises en évidence dans la R-AD : celle où la nappe est captive et les ouvrages (BH-A et UW-A) qu'elle alimente ont enregistré 25% des valeurs supérieures de BHAM, CT et *vibrio cholerae* ; celle où la nappe est libre et exploitée pour l'approvisionnement des UW-A, dans lesquels ont été enregistrées les 25% des valeurs supérieures de SF, *salmonella spp* et CF. Par rapport à la contamination de l'eau par les *vibrio cholerae* et les *salmonella spp*, une autre étude a montré que l'autre problème majeur de la qualité de l'eau lié aux animaux de pâturage concerne les agents pathogènes, qui peuvent passer des déchets au eaux souterraines <sup>301</sup>.

➤ **Prise en compte des valeurs aberrantes et/ou suspectées aberrantes des paramètres bactériologiques dans la R-AD**

Tenant compte de l'ensemble des valeurs dans la R-AD, le dénombrement maximal de BHAM (408 000 UFC/100 mL, valeur aberrante) est observé dans le forage A13 situé dans un domicile avec plusieurs maisons autour (Figure 32a), indiquant la présence anthropique. Le système de forage étant probablement non étanche, l'eau transporte les déchets solides ménagers et s'infiltré souterrainement et de manière horizontale à travers les fissures du socle précambrien qui alimente ce forage. Il s'agit d'une source diffuse de pollution qui résulte de plusieurs sources ponctuelles de pollution venant de différents ménages. La valeur maximale des BHAM enregistrée dans le forage A13 est largement supérieure à la norme (0 UFC/100 mL), mais inférieure comparée à la valeur moyenne des eaux des forages ( $5,67 \times 10^6$  UFC/100 mL) utilisées comme eau de boisson dans la communauté Samaru au Nigeria <sup>283</sup>.

Dans un autre BH-A (site A4), on a observé la valeur la plus élevée des SF (18 000 UFC/100 mL, valeur aberrante), qui ne respecte pas la norme de potabilité des eaux de boissons (Figure 32d). Le forage A4 est situé à proximité des maisons, proche de la route et sur un terrain volcanique (Tableau IV). Il est possible que les déchets fécaux venant des maisons depuis l'occupation des terres et ceux venant des dépôts fécaux anciens laissés par les animaux sur la route, ont été transportés par percolation de l'eau des précipitations à travers les larges failles de l'aquifère volcanique. Il s'agit d'une source de pollution diffuse. De même, la valeur des SF la plus basse est révélée dans un BH-A (20 UFC/100 mL, site A26) et n'est pas conforme à la norme (Figure 32 d). Le forage A26 étant situé près de la route, la source de pollution viendrait des déchets fécaux laissés par les animaux il y a longtemps, de passage pour leur lieu de pâturage. Lorsque l'eau des précipitations transporte les déchets fécaux, elle s'infiltrerait souterrainement par le processus de diffusion, jusqu'au socle précambrien fissuré. La source de pollution du forage A26 peut aussi être qualifiée de diffuse.

Pareillement, la valeur la plus basse des CT (500 UFC/100 mL, site A23) a été enregistrée dans un BH-A et ne respecte pas la norme (Figure 32b). Le forage A23 est à proximité des maisons, ce qui montre que les CT viendraient d'une source ponctuelle de pollution d'origine organique (déchets domestiques). Par contre, la valeur la plus basse des CF a été observée dans plusieurs BH-A (0 UFC/100 mL, sites A32, A29, A24, A22, A18, A7, A4) et respecte la norme (Figure 32c). L'absence des CF dans ces forages est indicatrice d'une qualité de l'eau bactériologique acceptable. On a constaté par ailleurs que les CF sont les bactéries où les proportions dans les BH-A sont les plus dispersées. La raison pourrait être parce que l'élevage est la principale activité au sein de la majorité des localités dans la R-AD. Puisque la R-AD a la plus grande proportion de bétail, et qu'elle est en même temps appelée le château d'eau du Cameroun, alors le transport des matières fécales par les eaux de ruissellement pendant la saison des pluies se serait étendu sur une grande portion de la région. Toutefois, la présence du groupe de bactéries coliformes signale que d'autres types de micro-organismes capables de provoquer des maladies peuvent également être présents et que l'eau est insalubre pour la consommation

302.

Pour ce qui est des agents pathogènes, le forage (BH-A) A18 contient le plus grand nombre de *vibrio cholerae* (3500 UFC/100 mL, valeur aberrante) (Figure 32f). Le Tableau IV montre que le forage A18 est situé dans le sous-bassin versant du Djérem, à l'hôpital de Tibati. La contamination de ce forage par les *vibrio cholerae* pourrait provenir des rejets de l'hôpital

et du manque d'hygiène et de salubrité autour. Pendant la saison des pluies, ces rejets sont emportés par l'eau et pénètrent souterrainement dans la nappe profonde à travers les fissures du socle précambrien, jusqu'à être arrêtés par le substratum imperméable. Il s'agit d'une source ponctuelle de pollution, car les rejets sont ponctuels et identifiables. De même, la valeur la plus basse des *vibrio cholerae* a été enregistrée dans un autre forage (10 UFC/100 mL, site A7) (Figure 32f), indiquant un environnement insalubre causé par la présence des maisons autour. Il s'agit d'une source diffuse de pollution, car on est sur un terrain de convergence de plusieurs sources ponctuelles de pollution. Cependant, on pourrait remédier à cette pollution diffuse, source de dispersion du *vibrio cholerae*, en aménageant une aire d'alimentation de captage destinée à circonscrire les zones appropriées. Donc, 31,58% de forage dans la R-AD (soit 6/19 BH-A) ne sont pas convenables pour la consommation.

On constate que, l'ensemble des forages (BH-A) pollués vient du transport des sources ponctuelles et non ponctuelles par l'eau de précipitations, qui s'infiltré dans la nappe profonde à travers les fissures du joint d'étanchéité sanitaire de surface des forages (ou cimentation de tête de forages), et les fissures du socle précambrien. Ce qui suscite beaucoup d'interrogation à propos du maître d'ouvrage et du périmètre de protection de ces forages. De la même manière que les forages, plusieurs puits non protégés (UW-A) contiennent les bactéries.

La valeur minimum des BHAM (1000 UFC/100 mL, site A9) a été révélée dans le UW-A d'environ 10 m de profondeur, et ne respecte pas la norme (Figure 32a). Le puits non protégé A9 est dans un environnement naturel, occupé uniquement par la biodiversité sans influence anthropique. De ce fait, la pollution viendrait des sources d'eau polluées en amont (partie sud de la R-NO), qui, par le mécanisme d'advection se sont infiltrées du sol perméable vers la nappe phréatique où est capté le puits A9. On peut dire que la source de pollution est diffuse.

La numération plus élevée des CT (480 000 UFC/100mL, valeur aberrante) et des CF (240 000 UFC/100mL, valeur aberrante) a été enregistrée dans le puits non protégé (UW-A) du site A20, et les deux valeurs ne respectent pas la norme (Figures 32b et c, respectivement). Le puits A20 étant dans un domicile, sa contamination est attribuable aux sources ponctuelles de pollution telles que les décharges et les pertes de latrines à fosses simples à proximité et en amont du puits. En effet, l'eau des précipitations transporte les CT et les CF d'un sol perméable vers la nappe superficielle en altérites qui recouvre le socle rocheux. Le non-respect des normes est aussi observé dans un autre UW-A, au regard du plus petit nombre des CT (500 UFC/100 mL, site A9) (Figure 32b). Dans ce même puits A9, on a identifié précédemment un minimum

des BHAM, provenant d'une source de pollution diffuse. Donc, les CT présents dans le puits A9 viennent de la même source que les BHAM. Similairement, dans les villages indiens ruraux, même la plus petite valeur des bactéries indicatrices de pollution, notamment les CT contenus dans les puits n'ont pas respecté la norme prescrite (0 UFC/100 mL)<sup>303</sup>. En revanche, les UW-A d'environ 15 m et 10 m de profondeurs, contiennent une valeur minimale des CF (0 UFC/100 mL, sites A14 et A9 respectivement), qui respecte la norme (Figure 32c). Preuve que les bactéries contenues dans le puits A9 n'ont pas une origine fécale, et que le puits A14 situé dans la résidence du Maire de Tibati est à une distance d'au moins 15 m des latrines et en amont.

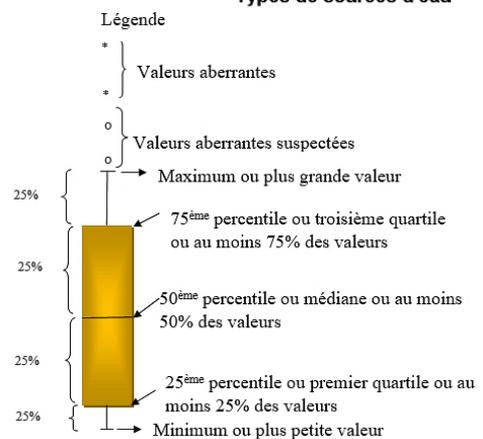
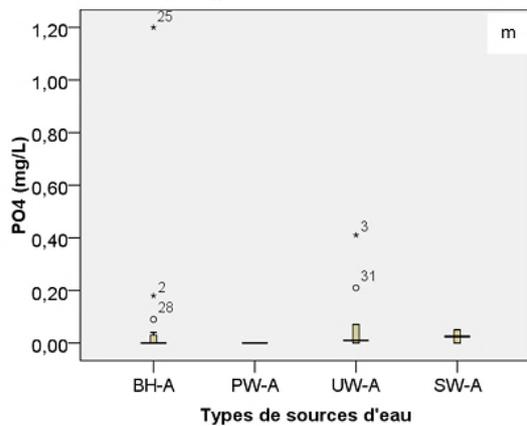
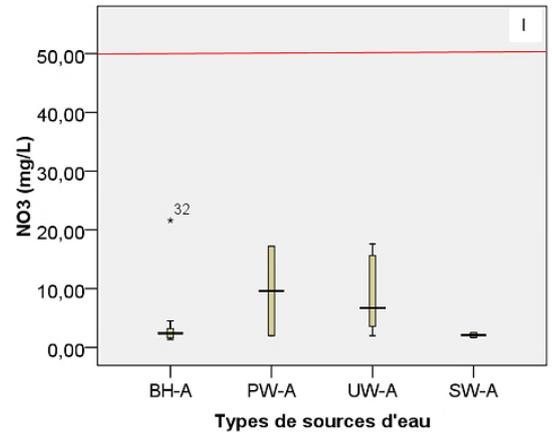
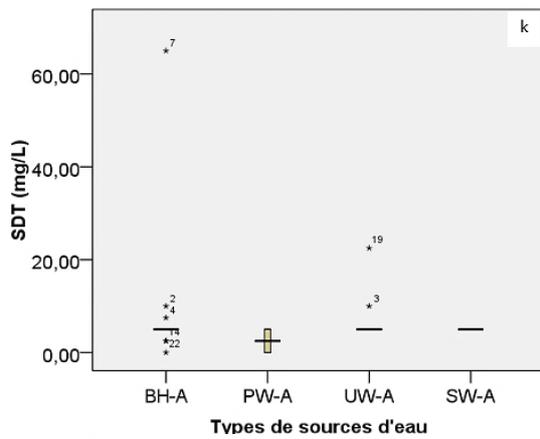
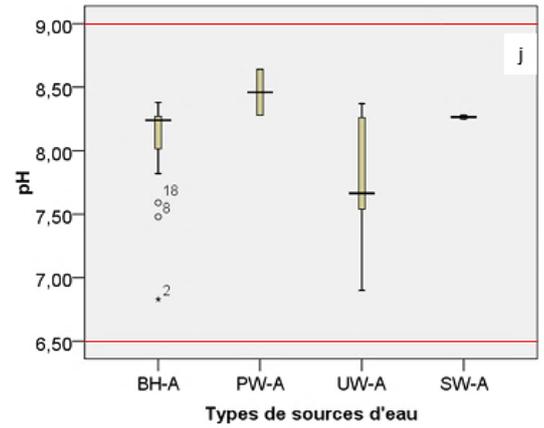
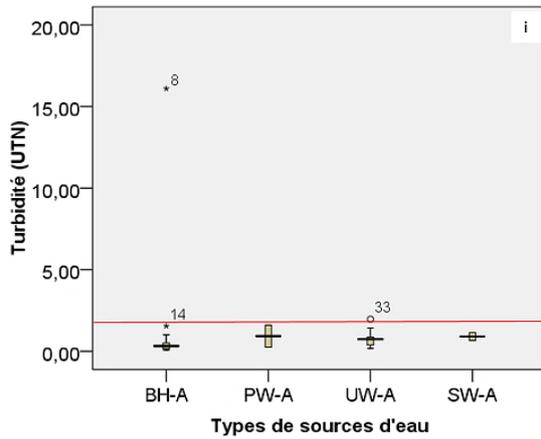
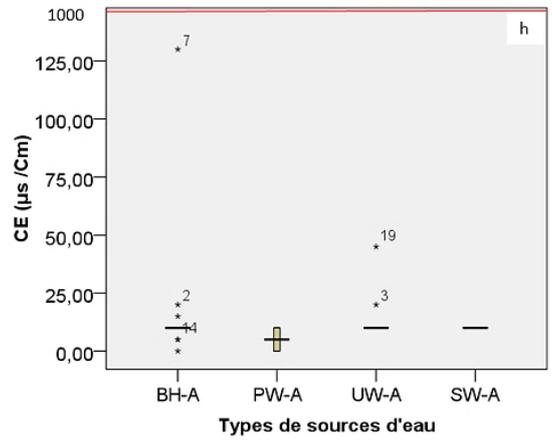
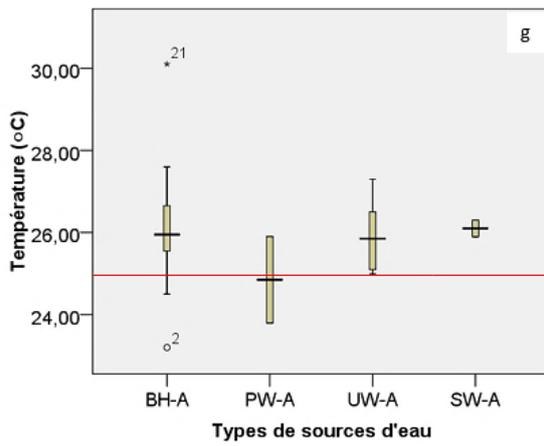
Pour ce qui est des agents pathogènes, la valeur la plus élevée des *salmonella spp* a été enregistrée dans un UW-A ayant une profondeur d'environ 12 m dans le site A3 (7250 UFC/100 mL, valeur aberrante), et qui ne respecte pas la norme (Figure 32e). Le puits non protégé A3 est proche des habitats, il est donc possible que les rejets venant des latrines traditionnelles à fosse peu profonde situées dans les maisons en amont, se sont infiltrés dans le sol vers la nappe phréatique en aval lors de la recharge. Ce qui veut dire que la présence des *salmonella spp* dans le puits A3 à une source diffuse de pollution. Similairement, une étude au Gabon a révélé également le nombre de *salmonella spp* plus élevé dans les sources non améliorées (4400 UFC/100mL)<sup>304</sup>, mais plus faible comparé à celui de cette étude. Par la suite, le nombre le plus bas des *vibrio cholerae* a encore été révélé dans le puits A3 (10 UFC/100 mL, site A3) et ne respecte pas la norme (Figure 32f), indiquant que même les conditions d'hygiène et de salubrité sont déplorables à ce lieu. Ce résultat est en accord avec celui dans les villages indiens ruraux, où les puits tubulaires contenaient la plus petite valeur des *vibrio cholerae* non conforme à la norme prescrite (0 UFC/100 mL)<sup>303</sup>. Donc, 27,27% des puits non protégés dans la R-AD (soit 3/11 UW-A) n'ont pas une qualité bactériologique convenable pour la consommation.

De plus, il conviendrait de souligner que parmi les eaux souterraines, l'unique eau de source contient la plus petite valeur de *salmonella spp* (10 UFC/100 mL, site A34) qui ne respecte pas la norme. Cette faible quantité de *salmonella spp* pourrait provenir soit des dépôts fécaux laissés par les animaux dans le champ en amont, soit des selles et urines laissées en amont par les personnes qui viennent se procurer de l'eau et faire la lessive, et qui, pendant les pluies sont drainées jusqu'à la source en aval. Donc, cette eau souterraine qui s'écoule naturellement par la source a été corrompue et ne devrait plus être consommée en toute quiétude, car la présence des *salmonella spp* fait d'elle un potentiel foyer de pathologies d'origine hydrique dont la typhoïde.

Bien que nous ayons énoncé que le nombre de SW-A n'est pas représentatif, l'on observe dans l'unique SW-A, la valeur minimale de CF (0 UFC/100 mL, site A17) et de CT (500 UFC/100 mL, site A17), où la valeur de CT n'est pas conforme à la norme (figure 32c). L'eau de surface A17 ayant une température basse (27,3°C), les CT auront plus tendance à se développer que les CF qui commencent à prendre corps à température plus élevée lorsqu'ils sont associés aux matières fécales d'animaux à sang chaud. La contamination de l'eau de surface A17 viendrait de l'écoulement de surface et qui n'interagit pas avec l'écoulement souterrain qui approvisionne le forage A18 proche. Néanmoins, la source de pollution de l'eau de surface A17 est aussi diffuse.

Au vu des données bactériologiques, on a enregistré un maximum de BHAM et SF respectivement dans les forages A13 et A4, ainsi que des *vibrio cholerae* dans le forage A18 ; un maximum de coliformes (CT et CF) et de *salmonella spp* respectivement dans les puits non protégés A20 et A3, qui ne respectent pas la norme. De plus, l'on a détecté un minimum des CT et SF respectivement dans les forages A23 et A26, également des *vibrio cholerae* dans le forage A7 ; un minimum des CT et *vibrio cholerae* respectivement dans les puits non protégés A9 et A3, et qui ne sont pas conformes à la norme. Par la suite, l'on a enregistré un nombre minimum de *salmonella spp* dans l'eau de source A34, et de CT dans l'eau de surface (SW-A) A17, qui ne respectent pas la norme. Par contre, la numération minimum de CF (0 UFC/100mL) a été révélée dans les forages A32, A29, A24, A22, A18, A7 et A4, ainsi que les puits non protégés A14 et A9, et l'eau de surface A17, qui sont conformes à la norme prescrite. En se basant sur les résultats précédents portant uniquement sur les données bactériologiques, il serait difficile de dire quel est le type de source d'eau diagnostiqué le plus à risque dans la R-AD. Néanmoins, tous les puits non protégés (UW-A) contaminés et captés sur nappe libre pourront être annulés et remplacés par la récupération directe des eaux pluviales et leur conservation dans les citernes.

Dans la R-AD, la contamination bactérienne des eaux de BH-A et UW-A est une preuve de la vulnérabilité des aquifères profonds et peu profonds, respectivement. Les causes profondes ne peuvent être convenablement définies qu'en joignant la discussion des données physico-chimiques à celle des données bactériologiques.



**Figure 33 :** Boîtes à moustaches montrant la distribution spatiale des paramètres physico-chimiques (température, CE, turbidité, pH, SDT, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), en fonction des types de sources d'eau dans la R-AD matérialisés par BH-A, PW-A, UW-A et SW-A (g-m)

➤ **Exclusion des valeurs aberrantes et/ou suspectées aberrantes des paramètres physico-chimiques dans la R-AD**

Lorsqu'on exclut des valeurs aberrantes et/ou suspectées aberrantes, les 25% des valeurs supérieures et inférieures des paramètres physico-chimiques sont conformes aux normes, à l'exception de la température. Ce qui serait la preuve d'une bonne qualité chimique des eaux souterraines (BH-A et UW-A) dans cette région.

➤ **Prise en compte des valeurs aberrantes et/ou suspectées aberrantes des paramètres physico-chimiques dans la R-AD**

En considérant maintenant l'ensemble des données pour les paramètres physico-chimiques, la valeur maximale de la température de l'eau (30,1°C, valeur aberrante) a été identifiée dans le forage A21, et ne respecte pas la norme Camerounaise (Figure 33g). La température de l'eau est élevée probablement due au fait que lors du renouvellement lent de la nappe profonde, l'eau en parcourant les roches souterraines (silicatées) se réchauffe. Au contraire, la valeur minimale de la température (23,2 °C, valeur suspectée aberrante) a été observée dans le forage (BH-A) du site A2, qui est conforme à la norme Camerounaise (Figure 33g). Cette température de l'eau pourrait provenir de la recharge de la nappe profonde par l'infiltration et la percolation des eaux de pluie.

De même, la valeur supérieure de la turbidité (16,1 UTN, valeur aberrante) est constatée dans le BH-A du site A8, ce qui n'est pas conforme aux directives de l'ANOR et de l'OMS ( $\leq 2$ UTN et 5 UTN respectivement). Ce résultat est probablement dû aux matières en suspension venant des rejets du centre de santé intégré de Danfilé en amont. L'eau des pluies qui transporte ces rejets, sous l'effet de la gravité s'infiltré du sol vers la nappe phréatique, jusqu'à percoler les fissures du socle rocheux dont la nappe alimente le forage A8. La turbidité anormale pourrait indirectement affecter la qualité de l'eau au regard de son effet sur le traitement (limitation de l'efficacité des désinfectants). C'est dans un autre BH-A qu'on a identifié la valeur inférieure de la turbidité (0,08 UTN, site A13), qui est conforme aux normes (Figure 33i), indiquant la faible quantité des matières en suspension due à une dilution élevée de l'eau pendant la saison des pluies.

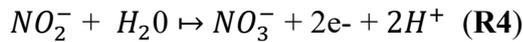
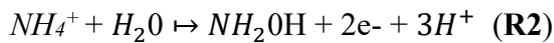
La valeur inférieure de pH (6,83, site A2) est enregistrée dans un BH-A et est conforme aux normes (Figure 33j). Par ailleurs, l'on a observé précédemment que la température est

minimale dans le forage A2. Ce qui montre que la vitesse de dissolution dans le forage A2 est lente. Ce pH légèrement acide pourrait traduire la dissolution incomplète des minéraux alcalins et la présence d'un reste de CO<sub>2</sub> atmosphérique qui n'a pas réagi.

Par contre un autre forage (BH-A) contient la valeur supérieure de la CE (130 µS/Cm, site A7) et des SDT (65 mg/L, site A7), qui respectent la norme (Figures 33h et 33k, respectivement). Le forage A7 est situé dans la localité de Martap, proche du plateau de l'Adamaoua, où l'on a une abondance d'eau stockée. Par ailleurs, il a été démontré que pendant la saison des pluies, la conductivité est faible en raison d'un faible nombre d'ions dans les sources d'eau diluées par l'eau de pluies<sup>289</sup>. Il vient que, la faible CE serait due à la percolation abondante d'eau de pluies à travers les fissures du socle Précambrien, qui favorise la dilution des éléments dissous. Il est possible que la nappe profonde sur ce terrain se renouvèle uniquement à partir de l'eau des pluies, ce qui favorise les faibles teneurs des produits de dissolution (comme les SDT). Donc, A7 est une eau peu minéralisée. De même, la valeur minimale de la CE (0 µS/Cm, site A22) et des SDT (0 mg/L, site A22) a toujours été enregistrée dans un BH-A. Puisque l'eau circule pendant les milliers d'années avant d'atteindre la nappe profonde, le fait que les SDT soient nuls, pourrait indiquer que la dissolution des minéraux n'a pas eu lieu, car lors de l'infiltration de l'eau des pluies dans la nappe souterraine, le CO<sub>2</sub> atmosphérique avait déjà été totalement consommé par les plantes (phénomène de photosynthèse). L'absence d'ions dans la nappe d'eau profonde traduit forcément la CE nulle. Au vu de la valeur de la CE < 0,1 µS/Cm, l'eau peut être qualifiée d'extra pure. La valeur nulle de la CE montre aussi que l'eau du forage A22 est un mauvais conducteur d'électricité, car on n'a pas d'ions en solution pour transporter le courant électrique.

Toujours dans les BH-A, on a identifié les valeurs maximum (21,6 mg/L, valeur aberrant, site A32) et minimum (1,36 mg/L, site A27) des NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, tous respectant la norme (≤50 mg/L) (Figure 33I). On observe que le forage A27 est entouré de maisons et le forage A32 est proche du marché de poulets (voir Tableau IV). La faible quantité de nitrate proviendrait de la transformation de la matière organique en décomposition par les microorganismes du sol. De plus, les concentrations de nitrates généralement inférieures à 15 mg/L se trouvent dans les zones où l'aquifère est protégé<sup>305</sup>. En revanche, ces valeurs maximum et minimum des NO<sub>3</sub><sup>-</sup> obtenues dans les forages de la R-AD sont plus élevées par rapport à celles enregistrées dans les eaux souterraines du district de Logpom à Douala (Cameroun)<sup>306</sup>. Cette étude a aussi montré que les teneurs en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans les eaux souterraines sont liées à la décomposition des déchets

organiques rejetés et enfouis dans le sol par diverses réactions organiques, qui produisent les  $\text{NH}_4^+$  dans le sol, puis s'oxyde en  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{NO}_3^-$  <sup>306</sup> :



De même, la valeur maximale des  $\text{PO}_4^{3-}$  (1,2 mg/L, valeur aberrante) a été enregistrée dans un BH-A du site A25 (figure **33m**). Bien qu'aucune norme n'ait été établie pour les  $\text{PO}_4^{3-}$ , le Cameroun recommande néanmoins un taux de phosphates pour les eaux brutes destinées à la production d'eau potable de 0,4 mg/L (bon), 0,7 mg/L (moyen et mauvais). Par ailleurs, le forage A25 présente une défaillance mécanique et est situé dans une école et proche des maisons (voir Tableau **IV**). Donc, la valeur de  $\text{PO}_4^{3-}$  supérieure à cette gamme serait due à une source anthropique (déchets domestiques). Paradoxalement, le phosphate n'a pas été détecté dans la plupart des échantillons d'eau souterraines qui ont été prélevés dans les écoles publiques en zones rurales (Afrique du Sud) <sup>285</sup>. De même, dans plusieurs forages dans la R-AD (sites A5, A7, A21, A22, A24, A26, A27, A29, A30, A32) la valeur minimale des  $\text{PO}_4^{3-}$  est nulle (Figure **33m**).

Donc, 10,53% de forages dans la R-AD (soit 2/19 BH-A) ne sont pas convenables pour la consommation, de par l'incidence indirecte que les valeurs les plus élevées de la température et de la turbidité peuvent avoir sur la qualité de l'eau.

De même, dans les UW-A (sites A9, A11, A14, A16, A33), la valeur minimale des  $\text{PO}_4^{3-}$  (0 mg/L) a aussi été enregistrée (Figure **33m**). Naturellement, le phosphate présent dans l'eau est à de faibles concentrations. Ce qui signifie que l'absence des  $\text{PO}_4^{3-}$  serait due à leur absorption totale par les plantes ou les bactéries du sol.

Bien que les PW-A ne sont pas représentatifs, l'un d'eux contient la valeur supérieure de pH (8,64, site A1) (Figure **33j**). Ce pH basique est probablement dû à la nature alcaline des minéraux de l'aquifère volcanique. Le puits protégé A1 est situé dans une maison et devant un champ (Tableau **VI**). Un pH supérieur à 7,0 est favorable à la croissance et à la reproduction de la plupart des bactéries pathogènes mésophiles qui participent à la biodégradation de la matière organique dissoute dans l'eau <sup>279</sup>. Au Bénin, la basicité de l'eau des puits à Dassa est attribuée

à la nature géologique des sols traversés<sup>307</sup>. De même, le PW-A du site A1 contient la valeur inférieure de la CE (0 µs/Cm) et des SDT (0 mg/L) (Figures 33h et 33k, respectivement). Cette valeur serait due au fait que les larges failles de l'aquifère volcanique où est capté A1 (Tableau VI), vont filtrer naturellement les espèces chimiques et l'eau de pluie infiltrée devient pauvre en minéraux, voire exempt en minéraux. L'eau du puits protégé A1 peut être qualifiée d'extra pure, et devient un isolant qui oppose une grande résistance au passage de l'électricité. De plus, la valeur minimale de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> est contenue dans deux PW-A (0 mg/L, sites A1 et A12) (Figure 33m), indiquant probablement l'assimilation totale des PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> par les plantes.

On peut retenir de ce qui précède que, contrairement aux paramètres bactériologiques, les valeurs maximales et minimales des paramètres physico-chimiques sont conformes aux normes de l'ANOR et/ou de l'OMS. L'exception est faite avec les valeurs maximales de la température et de la turbidité respectivement dans les forages A21 et A8. Ci-dessous, le Tableau X résume les points d'eau contaminés et leurs sources de pollution selon que le captage soit collectif ou individuel. Les eaux souterraines de la R-AD (BH-A et UW-A) ne sont pas polluées chimiquement. En considérant les indicateurs bactériologiques et physico-chimiques des eaux, **le forage (BH-A) et le puits non protégé (UW-A) sont les types de source d'eau à considérer comme les plus à risque dans la R-AD.**

**Tableau X** : Synthèse des points d'eau souterrains les plus contaminés dans la R-AD, les contaminants, et leurs sources de pollution par type de captage

Captage collectif			Captage individuel		
Points d'eau	Contaminants	Source de pollution	Points d'eau	Contaminants	Source de pollution
Forage A26	Valeur minimale des SF	Diffuse	Forage A13	Valeur maximale des BHAM	Diffuse
Forage A23	Valeur minimale des CT	Ponctuelle d'origine organique (déchets domestiques)	Forage A4	Valeur maximale des SF	Diffuse
Forage A7	Valeur minimale des <i>vibrio cholerae</i>	Diffuse	Forage A18	Valeur maximale des <i>vibrio cholerae</i>	Ponctuelle
Puits non protégé A9	Valeurs minimales des BHAM et CT	Diffuse	Puits non protégé A20	Valeurs maximales des CT et CF	Source ponctuelle d'origine organique (déchets domestiques et fécaux)
Puits non protégé A3	Valeur maximale des <i>salmonella spp</i> et valeur minimale de <i>vibrio cholerae</i>	Diffuse			

Le Tableau X montre que la pollution des nappes souterraines est en majorité diffuse et découle de l'influence naturelle et anthropique. L'on retient que dans la R-AD, sur l'ensemble des eaux analysées, 94% sont les eaux souterraines et servent d'alimentation en eau potable. Sur cette base, au moins 84% de ces eaux ne sont pas adaptées pour la consommation humaine au regard des données bactériologiques.

Au terme de cette section, on note que les causes profondes dévoilées à travers cette étude témoignent de la mauvaise qualité de l'eau des forages (BH-N et BH-A), qui, est la source d'approvisionnement en eau ayant plus de crédibilité aux yeux des communautés rurales. Les nappes profondes où sont captés ces forages apparaissent comme des réceptacles de bactéries. De ce fait, les forages devraient être réhabilités par le maître d'ouvrage dans le respect de la loi n°96/12 du 5 Août 1996, aux articles 17 à 20, portant sur « les études d'impact environnemental »<sup>308</sup>, afin de résoudre le problème de non étanchéité. La qualité chimique des eaux est en générale satisfaisante, tandis que la qualité bactériologique des eaux est très médiocre et constitue un redoutable problème de santé publique en aval proche (R-NO) comme en aval éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo. Cela ne veut pas dire que l'on doit négliger l'aspect qualité chimique des eaux. Car, dans le cas des eaux souterraines en zone rurale, l'origine des éléments majeurs est naturelle et correspond au contexte géologique du milieu qu'il faut connaître avant de démarrer l'équipement des ouvrages<sup>309</sup>.

Le plus souvent, le type d'ouvrage de captage devrait être approprié à la topographie de la zone. Par exemple, pour éviter la pollution des ressources en eau aménagées sur le flanc de la colline d'une zone montagneuse comme Poli ou Tcholliré, pire encore à forte anthropisation, il aurait fallu utiliser un « captage de source ». Ce captage consiste en un ouvrage aménagé qui est constitué d'un drain horizontal à faible profondeur, relié à un réservoir à l'intérieur duquel est placée la pompe d'alimentation, mais à plus d'un mètre de la surface du sol en amont du pont naturel de résurgence, de manière à capter l'eau avant qu'elle ne fasse surface. La plupart des localités dans notre zone d'étude sont alimentées par une multitude de petits captages. Ces petits captages fournissent à un coût raisonnable une eau globalement de bonne qualité chimique, nécessitant peu de traitement dans la R-NO et pas de traitement dans la R-AD. En revanche, pour les deux régions, la mauvaise qualité bactériologique des petits captages nécessite un traitement et un contrôle régulier, mais qui n'est pas très onéreux comparé au coût de traitement des maladies hydriques qu'elle peut causer et les pertes en vie humaine qui peuvent suivre.

Toutefois, les aquifères à haut stockage (superficiels) et l'aquifère du socle précambrien fissuré à faible stockage (profond) sur lequel ils reposent dans presque toute la zone d'étude (exception faite des socles mésozoïque et Paléozoïque dans la R-AD), sont intrinsèquement vulnérables à la pollution. Donc, une façon d'éviter la pollution des ressources en eau par les sources ponctuelles serait d'aménager le périmètre de protection autour, tandis que par les sources diffuses, il faudrait aménager une aire d'alimentation de captage. De plus, pour les terrains ayant deux configurations hydrogéologiques, c'est-à-dire une nappe libre qui surmonte la nappe captive, il est question de suspendre les ouvrages existants actuellement pour limiter les cas de maladies hydriques. En compensation, l'eau qui se déverse pendant la saison des pluies du réservoir de Lagdo vers l'aval proche (R-NO), pourrait être conservée dans des citernes à grand volume, afin d'emmagasiner encore plus d'eau pour couvrir l'ensemble de ses usages. Alors que dans la R-AD, l'utilisation des récupérateurs d'eau de pluie pourrait éviter les pertes d'eau par ruissellement venant du château d'eau de l'Adamaoua, en vue de limiter les inondations et donner une valeur économique à l'eau pluviale.

On constate malheureusement que, le recours à l'eau souterraine dans les zones rurales des R-NO et R-AD, n'est pas une garantie de sécurité sanitaire, car cette étude met en lumière les causes structurelles des maladies hydriques, imputable aux décideurs politiques. Il s'agit du manque des normes pour la construction des ouvrages et des textes d'application du projet de loi du 14 Avril 1998, à l'article 7 visant à protéger les eaux destinées à la consommation humaine. Ce qui signifie simplement que, pour répondre aux besoins en eau des populations, les décideurs politiques ont mis en avant la productivité des forages par rapport à la qualité d'eau qu'ils captent. Voilà dévoilées les causes structurelles des maladies hydriques sur lequel l'on devrait se pencher prioritairement pour répondre à la problématique de la qualité de l'eau à la racine et ainsi juguler l'expansion des maladies hydriques et des épidémies.

### **III-1.2 Relation entre les paramètres bactériologiques et physico-chimiques**

Les Tableaux **XI** et **XII** présentent les résultats des tests de corrélations de Spearman entre les paramètres de qualité de l'eau dans les R-NO et R-AD, respectivement. Les « p-values » correspondantes (le risque estimé) ont été générées en même temps que le coefficient de corrélation de Spearman  $r_s$ , sauf qu'elles n'ont pas été mentionnées dans les Tableaux **XI** et **XII**. Les *salmonella spp*, *vibrio cholerae*, température, turbidité sont abrégés par Sal., VC, T, Turb, respectivement.

**Tableau XI : Corrélation de Spearman dans la R-NO**

	BHAM	SF	CT	CF	Sal.	VC	T	CE	Turb	pH	SDT	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
BHAM	1												
SF	,130	1											
CT	,195	-,119	1										
CF	-,062	-,154	,769**	1									
Sal	-,172	,208	,214	,546**	1								
VC	,444**	,322*	-,006	-,129	-,092	1							
T	,047	-,157	,217	,059	-,014	-,125	1						
CE	-,139	-,002	,074	,082	,061	-,195	,080	1					
Turb	-,072	,021	,007	-,091	-,117	,293	-,147	-,305	1				
pH	-,059	-,114	-,158	-,189	-,068	-,168	-,030	,053	-,104	1			
SDT	-,138	-,003	,075	,083	,060	-,194	,079	<b>1,000**</b>	-,304	,052	1		
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-,024	-,104	,130	,033	-,078	,191	,077	,038	-,125	-,065	,039	1	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	<b>,946**</b>	,174	,165	-,066	-,125	,471**	,061	-,052	-,063	-,078	-,05	-,038	1

\* La corrélation est significative au niveau de confiance de 0,05 (bilatéral) ; \*\* La corrélation est significative au niveau de confiance de 0,01 (bilatéral).

Les analyses de corrélation expriment généralement la force du lien entre deux variables en une seule valeur  $r_s$  comprise entre -1 et +1<sup>310, 171</sup> : Si  $r_s = 0$ , il n'y a pas de corrélation ; si  $r_s = +1$ , la corrélation est parfaite ou complète et les variables sont directement liées ; si  $r_s = -1$ , la corrélation est parfaite et les variables sont inversement liées. Néanmoins, une corrélation statistiquement significative ne signifie pas nécessairement que la corrélation est forte, car la « p-value » indique la probabilité que cette force puisse survenir par hasard<sup>310</sup>. Dans cette étude, la corrélation de Spearman a permis d'évaluer si le niveau de pollution bactériologique a été influencé par certains paramètres physico-chimiques.

Le Tableau **XI** révèle une corrélation presque parfaite entre les BHAM et les  $\text{PO}_4^{3-}$  ( $r_s = 0,946$ ,  $p < 0,001$ ), qui traduit un lien presque direct entre eux. De manière générale, les nutriments sont les facteurs clés qui affectent la croissance microbienne<sup>311</sup>. On peut dire qu'une grande partie de phosphore a été assimilée par les bactéries dans le sol et peut avoir influencée positivement la croissance bactérienne. D'ailleurs nos résultats précédents montrent que les  $\text{PO}_4^{3-}$  et les BHAM sont contenus tous deux dans le forage N27. Ce lien étroit a pu provoquer la formation des bactéries solubilisatrices de phosphate qui sont des bactéries bénéfiques capables d'assimiler le phosphore inorganique à partir de composés insolubles en milieu basique qu'en milieu acide. En revanche, la relation presque parfaite entre les BHAM et les  $\text{PO}_4^{3-}$  ne justifie pas l'origine et la présence des BHAM dans l'eau. Autrement dit, ce n'est pas parce que les BHAM ont assimilé les  $\text{PO}_4^{3-}$  qu'il y a eu forcément contamination bactérienne de l'eau. Dans la communauté Samaru du Nigeria, les résultats se rapprochent de celle de cette étude en ce sens que les BHAM ont corrélé avec les paramètres physico-chimiques insinuant leur influence sur la croissance bactérienne<sup>283</sup>. Par ailleurs, le taux de survie des bactéries dans l'eau peut également être influencé par la teneur en nutriments de l'eau<sup>312</sup>. Donc, la relation presque parfaite entre les BHAM et les  $\text{PO}_4^{3-}$  pourrait mettre en évidence le fait que les  $\text{PO}_4^{3-}$  sont des nutriments pour les BHAM, et étant consommée, la quantité de  $\text{PO}_4^{3-}$  va forcément baisser, et par conséquent aucun risque d'eutrophisation.

**Tableau XII : Corrélation de Spearman dans la R-AD**

	BHAM	SF	CT	CF	Sal.	VC	T	CE	Turb.	pH	SDT	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
BHAM	1												
SF	,323	1											
CT	,388*	,212	1										
CF	,061	,001	,478**	1									
Sal.	,015	-,106	-,088	,115	1								
VC	,328	,268	,154	,101	,173	1							
T	,213	-,070	,225	,017	-,208	-,037	1						
CE	,098	,046	,204	,125	-,284	,278	-,064	1					
Turb.	,116	,246	,093	-,003	-,063	-,010	-,135	-,215	1				
pH	,025	,082	-,096	,026	-,063	-,319	-,310	-,378*	,004	1			
SDT	,139	,024	,180	,044	-,296	,342*	-,029	<b>,958**</b>	-,218	,384*	1		
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	,079	,327	,169	,129	-,228	-,103	-,103	,056	,164	-,073	,076	1	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	,105	,219	-,131	,211	-,120	,267	,104	,250	-,024	-,216	,147	-,166	1

\* La corrélation est significative au niveau de confiance de 0,05 (bilatéral) ; \*\* La corrélation est significative au niveau de confiance de 0,01 (bilatéral)

Le Tableau **XII** montre qu'il n'existe pas de paramètres bactériologiques et physico-chimiques qui ont un lien parfait ou presque parfait entre eux. Ce qui pourrait signifier que dans la R-AD, la quantité de bactéries présent n'est pas influencée par les paramètres physico-chimiques.

Toutefois, la corrélation de Spearman s'est limitée à voir s'il existe un lien statistique observable entre les paramètres, mais ne montre pas la relation de cause à effet entre eux. C'est pourquoi, nous allons poursuivre avec une approche empirique, en utilisant le calcul des indices de qualité de l'eau exploitable par les gestionnaires et les décideurs politiques, afin de proposer les solutions appropriées.

### **III-1.3 Indices de qualité de l'eau : IQE-NSF et IQEO**

On rappelle que l'indice de qualité de l'eau (IQE) est un outil puissant pour informer les décideurs politiques, au moyen d'un indice à valeur unique indiquant la qualité de l'eau <sup>313, 267</sup>. L'IQE est donc l'une des approches significatives de l'analyse de la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines. Parmi les méthodes de calcul des indices de qualité de l'eau de la moyenne arithmétique pondérée et de la moyenne quadratique harmonique non pondérée, l'IQE-NSF et l'IQEO respectivement ont été choisis dans cette étude.

Les Tableaux des résultats du calcul de l'échelle d'évaluation de la qualité de chaque paramètre ( $q_i$ ) et des IQEs dans les R-NO et R-AD, sont disponibles respectivement en **Annexes 4-2.1** et **4-2.2**. Les Tableaux **XIII** et **XIV** ci-dessous montrent le score et la qualité des échantillons d'eau suivant l'IQE-NSF et l'IQEO, respectivement dans les R-NO et R-AD. On constate que pour la majorité des points d'eau dans l'ensemble de la zone d'étude, les valeurs de CF et d'ions  $PO_4^{3-}$  n'ont pas induit le changement d'une classe inférieure de qualité pour une classe supérieure. La différence qui s'observe dans les résultats d'IQE selon les méthodes utilisées est tributaire de deux faits : au niveau des calculs, la turbidité est considérée dans l'IQE-NSF, ce qui n'est pas le cas dans l'IQEO ; les gammes à considérer sont différentes selon la méthode, mais attribuées à la même classe de qualité d'eau. Il a été attribué les différences dans la classification de l'eau, en utilisant les différents systèmes d'indices à la façon dont les paramètres utilisés dans le calcul de chaque indice sont agrégés <sup>180</sup>. L'interprétation a été basée sur les valeurs obtenues des IQE-NSF et IQEO (pour un ensemble de 7 et 6 paramètres respectivement) de chaque points d'eau dans les deux régions (Tableaux **XIII** et **XIV**), en fonction de la classification de la qualité de l'eau en 5 catégories qui a été donnée au Tableau **VI**.

**Tableau XIII** : Comparaison des IQEs donnant la qualité des eaux échantillonnées dans la R-NO (saison de pluies, 2017)

Échantillons (R-NO)	Score et qualité de l'eau					
	CF	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	IQE-NSF	Qualité*	IQEO	Qualité*
N1	38000	0,22	33,85	D	0,34	E
N2	42000	0,08	32,06	D	0,49	E
N3	500	0,13	39,66	D	8,79	E
N4	39000	0,13	54,31	C	0,62	E
N5	0	0,09	33,28	D	0,31	E
N6	2000	0,11	182,89	IND	0,33	E
N7	0	0,00	61,35	C	0,34	E
N8	19500	0,05	121,43	IND	0,34	E
N9	2500	0,01	88,48	B	0,17	E
N10	4000	0,00	118,08	IND	0,17	E
N11	500	0,07	34,27	D	0,17	E
N12	7000	0,12	350,84	IND	0,17	E
N13	500	0,05	52,29	C	0,34	E
N14	89500	0,03	92,60	A	0,34	E
N15	500	0,45	61,48	C	0,17	E
N16	34000	0,26	36,37	D	1,83	E
N17	0	0,14	42,02	D	1,15	E
N18	2000	0,00	40,95	D	0,34	E
N19	18500	0,26	45,71	D	13,95	E
N20	20000	0,13	40,15	D	2,98	E
N21	500	0,13	38,79	D	2,83	E
N22	10000	0,00	38,50	D	3,06	E
N23	3000	0,15	198,84	IND	0,79	E
N24	135000	0,06	37,80	D	3,69	E
N25	500	0,23	37,93	D	2,12	E
N26	0	0,16	33,29	D	0,17	E
N27	6000	1,30	35,31	D	0,49	E
N28	500	0,01	36,68	D	1,29	E
N29	3000	0,11	53,63	C	1,10	E
N30	2500	0,10	37,92	D	1,03	E

N31	3500	0,03	56,08	C	1,27	E
N32	5500	0,10	39,98	D	1,22	E
N33	3000	0,14	151,69	IND	0,16	E
N34	500	0,14	142,48	IND	0,17	E
N35	2500	0,08	37,81	D	0,81	E
N36	50000	0,02	37,52	D	0,64	E
N37	0	0,00	47,10	D	1,59	E
N38	2000	0,12	36,96	D	1,18	E
N39	3500	0,01	34,05	D	0,25	E
N40	0	0,04	34,05	D	0,17	E

\*A = Excellente ; B = Bonne ; C = Moyenne ; D = Mauvaise ; E = Très mauvaise ; IND = Indéfinie.

Dans la R-NO (Tableau XIII), aucune valeur de l'IQE-NSF calculée n'est comprise entre 0 – 25, signifiant qu'il n'existe pas d'eau de « très mauvaise qualité ». En revanche, 32 points d'eau (soit 80%) ont des valeurs d'IQE-NSF comprises entre 26 – 50, indiquant que ces eaux ont été de « mauvaise qualité ». Pour les valeurs d'IQE-NSF comprises entre 51 – 70, les échantillons concernés sont 6 (soit 15%), à savoir : N4, N7, N13, N15, N29 et N31 ; indiquant que ces eaux se retrouvent dans la catégorie de « moyenne qualité ». Seule la valeur de N9 est comprise entre 71 – 90 ; ce qui fait montre d'une « bonne qualité » de l'eau. De même, seul N14 a une valeur comprise entre 91 – 100, témoignant d'une « excellente qualité » de l'eau. On constate que 7 échantillons d'eau (N6, N8, N10, N12, N23, N33 et N34) ont des valeurs d'IQE-NSF >100, indicatrices d'une qualité indéfinie. Selon le calcul de l'IQEO par contre, tous les échantillons d'eau de la R-NO sont de « très mauvaise qualité ».

Au regard des résultats de l'IQE-NSF dans la R-NO (Tableau XIII), on peut dire que la meilleure condition a été liée à l'existence de la nappe captive contenue dans l'aquifère superficiel du socle qui alimente le puits N14 (excellente qualité). Par la suite, la bonne condition a été liée à la protection de la tête de puits N9 (bonne qualité), tandis que la moyenne condition pourrait être liée à l'utilisation des ouvrages de captage des eaux souterraines (N4, N7, N13, N15, N29 et N3, moyenne qualité), adaptés relativement à la réglementation environnementale. De même, en utilisant la méthode de l'IQE-NSF, il a été reporté une qualité moyenne de l'eau des bassins versants au Brésil <sup>314</sup>. Cependant, la mauvaise condition a été liée à l'existence des sources ponctuelles de pollution à proximité des ouvrages où sont captées la majorité des eaux souterraines (N1, N2, N5, N11, N16, N17, N18, N19, N20, N21, N22, N24, N25, N26, N27, N28, N30, N31, N32, N35, N36, N37, N38, N39, N40, mauvaise qualité). Donc, le calcul de l'IQE-NSF révèle dans la R-NO que les échantillons d'eau sont compris entre 91 – 100, 71 – 90, 51 – 70 et 26 – 50,

indiquant une variation décroissante de la qualité de l'eau « d'excellente à mauvaise ». Cependant, dans une zone aride du centre de l'Iran, la méthode de l'IQE-NSF a montré la qualité de l'eau de la rivière Zayandehrud variant de "raisonnable" à "polluée" <sup>315</sup>. Pour que le traitement soit approprié aux résultats de l'IQE-NSF, Rocha et al.<sup>316</sup> ont assigné, à la qualité d'eau excellente un contenu avec désinfection, à la qualité d'eau moyenne un traitement conventionnel et à la qualité d'eau mauvaise un traitement avancé. En terme de solution, les restrictions concernant l'utilisation de ces eaux pour la consommation humaine correspondrait d'après Rocha et al.<sup>316</sup>, à aller d'un traitement conventionnel à un traitement avancé.

**Tableau XIV** : Comparaison des IQEs donnant la qualité des eaux échantillonnées dans la R-AD (saison de pluies, 2017)

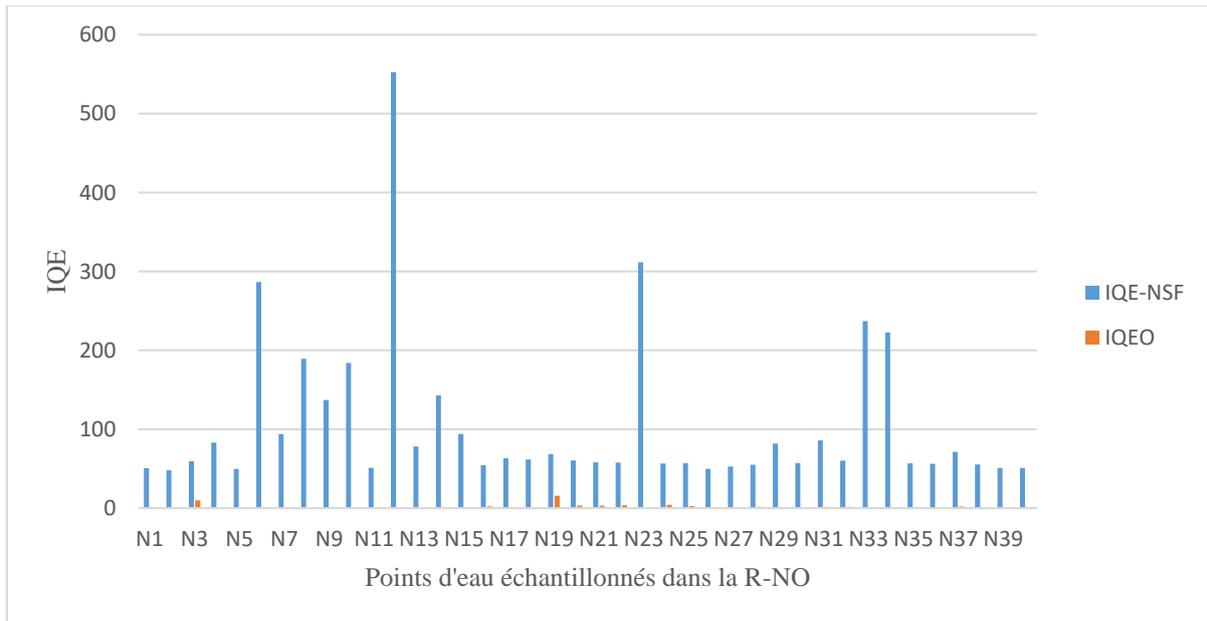
Échantillons (R-AD)	Score et qualité de l'eau					
	CF	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	IQE-NSF	Qualité*	IQEO	Qualité*
A1	1500	0,00	43,88	D	IND	IND
A2	3500	0,18	28,89	D	0,21	E
A3	14000	0,41	36,13	D	0,22	E
A4	0	0,01	30,66	D	0,16	E
A5	4000	0,00	31,77	D	0,11	E
A6	500	0,03	31,28	D	0,11	E
A7	0	0,00	32,31	D	0,74	E
A8	500	0,02	126,3	IND	0,11	E
A9	0	0,00	34,34	D	0,11	E
A10	4000	0,02	34,76	D	0,11	E
A11	1500	0,00	38,73	D	0,11	E
A12	5500	0,00	32,22	D	0,11	E
A13	44000	0,03	31,76	D	0,11	E
A14	0	0,00	39,58	D	0,05	E
A15	2000	0,07	32,26	D	0,11	E
A16	8000	0,00	37,80	D	0,11	E
A17	0	0,05	37,57	D	0,11	E
A18	0	0,03	31,19	D	0,11	E
A19	2000	0,01	35,04	D	0,49	E
A20	240000	0,01	36,46	D	0,11	E
A21	500	0,00	34,70	D	0,11	E
A22	0	0,00	33,49	D	IND	IND
A23	500	0,04	31,75	D	0,05	E
A24	0	0,00	34,58	D	0,11	E
A25	180000	1,20	33,86	D	0,05	E
A26	33500	0,00	32,06	D	0,11	E
A27	12000	0,00	33,41	D	0,11	E
A28	500	0,09	36,96	D	0,11	E
A29	0	0,00	31,26	D	0,11	E
A30	3000	0,00	33,16	D	0,11	E
A31	7500	0,21	35,28	D	0,11	E
A32	0	0,00	38,65	D	0,11	E
A33	4000	0,00	44,54	D	0,11	E
A34	5500	0,00	35,11	D	0,11	E

\*A = Excellente ; B = Bonne ; C = Moyenne ; D = Mauvaise ; E = Très mauvaise ; IND = Indéfinie

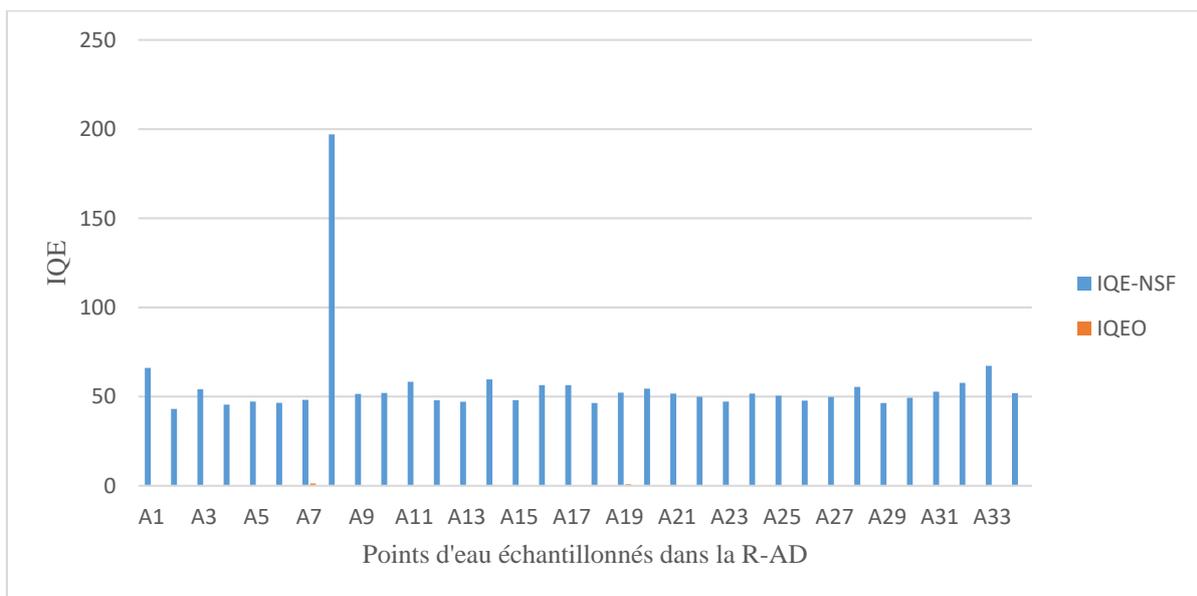
Dans la R-AD (Tableau **XIV**), d'après le calcul de l'IQE-NSF, il n'existe pas de valeur comprise entre 0 – 25, 71 – 90 et 91 – 100 correspondants respectivement à une « très mauvaise, bonne et excellente qualité » de l'eau. À l'exception d'A8, la plupart des échantillons d'eau ont des valeurs de l'IQE-NSF comprises entre 26 – 50 ; indiquant une « mauvaise qualité » de l'eau. La mauvaise condition a été liée à l'existence des failles et fissures sur les formations géologiques qui constituent les aquifères qui alimentent les eaux souterraines (32 points d'eau, mauvaise qualité) et sont les voies d'accès des sources d'eau polluées. Ces sources de pollution ont été diffuses (en majorité) et ponctuelles. Il existe aussi des ouvrages dont le tubage de tête cimenté et le capot de fermeture sont non étanches. Alors que la mauvaise qualité de l'eau de surface A17 est liée aux lixiviats entraînés par le ruissellement de surface. Donc, les ressources en eau de la R-AD qui sont de mauvaise qualité pourront être soumises à un traitement avancé.

En revanche, le calcul de l'IQEO révèle qu'à l'exception d'A1 et A22 dont la qualité est indéfinie, tous les échantillons d'eau (venant de la R-AD et R-NO) appartiennent à la catégorie de « très mauvaise qualité ». Le résultat de l'IQEO laisse présager que si la turbidité n'est pas prise en compte dans le contrôle des eaux dans notre zone d'étude, la qualité globale de l'eau n'est pas distinguable. Ces deux méthodes d'évaluation efficaces et faciles à appliquer, dévoilent que la turbidité est un paramètre indispensable à contrôler vu le contexte de cette étude où l'échantillonnage s'est fait en saison des pluies et où les eaux sont beaucoup plus polluées par les bactéries que les éléments chimiques. L'information dévoilée par le calcul des IQEs, amène à comprendre que l'absence de données sur la turbidité empêcherait une désinfection efficace de l'eau contaminée par des bactéries. Ce qui conduira à une eau qui ne convient pas toujours à la consommation humaine. Il est connu que la turbidité peut faire écran aux bactéries en empêchant les produits chimiques de désinfection d'attaquer et de détruire les cellules <sup>317</sup>. Par ailleurs, les résultats tirés de l'observation ont montré que les eaux de la R-AD étaient moins turbides comparées à ceux de la R-NO. Il vient que dans la R-AD, il existerait un autre paramètre plus essentiel que la turbidité.

Les variations spatiales de la qualité de l'eau sont exprimées par l'IQE-NSF et l'IQEO représentés en fonction des points d'échantillonnage en aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo, respectivement dans les Figures **34** et **35**.



**Figure 34 :** Variation spatiale des IQEs en fonction des points d'eau situés en aval proche du barrage de Lagdo (R-NO)



**Figure 35 :** Variation spatiale des IQEs en fonction des points d'eau situés en aval éloigné du barrage de Lagdo (R-AD)

De la Figure 34, l'on observe que dans la R-NO les pics les plus représentés sont ceux de l'IQE-NSF correspondant aux points d'eau où la turbidité est en excès par rapport aux normes. La non-conformité de la turbidité serait responsable de la qualité indéfinie de certains points d'eau. L'IQEO est moins ou presque pas représenté le long des points d'eau de la R-NO, probablement parce que la turbidité est le seul paramètre qu'il n'intègre pas dans son calcul. De même, la Figure

35 montre que le long des points d'eau de la R-AD, l'IQEO n'est toujours presque pas représenté. Cependant, à l'exception du point d'eau A8 (où la turbidité n'est pas conforme) qui a un pic très élevé, l'IQE-NSF a montré une qualité de l'eau qui tend à être constante dans la R-AD. Si on considère l'influence environnementale, cette constante peut être due à l'effet de dilution des eaux d'infiltrations et à la faible densité de la population dans la R-AD. Si on regarde plutôt l'aspect mécanique, il se pourrait que la zone de captage des ouvrages ait été équipée d'un massif filtrant étanche. Bien que cette disposition ait été prise pour les autres points d'eau, il est possible qu'en dernier lieu il n'a pas été prévu pour le forage A8, un tube de décantation et un bouchon de fond pour s'assurer de la durabilité de la qualité de l'eau pompée. La qualité indéfinie uniquement du forage A8 (Tableau XIV) serait due au caractère trouble de cette eau. Étant donné que la turbidité est faible dans la majorité des points d'eau, il est probable qu'il existe dans la R-AD un autre paramètre qui a favorisé le développement des bactéries tout en limitant la variation de la qualité de l'eau.

Parmi les résultats qui ressortent des deux méthodes de calcul de l'IQE, nous retenons ceux de la méthode qui considère la turbidité (IQE-NSF), car elle est plus adaptée au contexte de cette étude et aux premiers résultats relatifs à l'observation. Il vient que la classe de « qualité mauvaise » est dominante, et identifiée dans 63% et 97% d'échantillons d'eau respectivement dans les R-NO et la R-AD. La différence entre les deux pourcentages est probablement due à la réduction du régime d'écoulement de surface et souterrain des eaux d'infiltration dans la R-NO par rapport à celle de la R-AD. Comparé à nos résultats, 70% des échantillons d'eau prélevés après la mousson étaient de mauvaise qualité pour la consommation et les usages domestiques dans l'ouest du Bengale en Inde<sup>318</sup>. Le calcul des IQEs a permis de mettre en évidence l'importance de la turbidité, qui pourrait être une cause sous-jacente aux maladies hydriques, du fait de son influence directe dans le traitement des eaux contaminées par les bactéries.

Les résultats du diagnostic des eaux par calcul de l'IQE ont révélé la « **qualité mauvaise de l'eau** » comme cause immédiate des maladies hydriques dans la majeure partie de la zone d'étude. Cependant, si les solutions restent basées sur le problème ponctuel de pollution bactériologique, alors la population ne pourra jouir d'une eau réellement potable que sur le court terme. Il est donc question d'aller plus loin avec l'évaluation des données sur la qualité de l'eau pour pouvoir s'informer sur les causes des maladies hydriques sur le long terme.

## **III-2 Recherche de l'origine d'une éventuelle pollution et compréhension de la variation de la qualité chimique de l'eau**

Dans la gestion opérationnelle de l'eau à court terme ou à moyen terme et à long terme, il est rare que les données nécessaires existent déjà. Cependant, le manque d'informations pertinentes produites par les scientifiques peut conduire à des décisions inappropriées. Le Cameroun dispose très peu d'informations pour permettre aux acteurs d'améliorer la gestion de la qualité de l'eau de consommation. Dans le but de fournir les informations pertinentes et importantes visant à préserver une qualité convenable de l'eau pour la boisson à long terme, deux approches ont été utilisées, notamment les méthodes statistiques multivariées et hydrochimiques. L'enjeu de cette partie est d'attaquer le problème à la racine, c'est-à-dire rechercher d'autres causes structurelles des maladies hydriques.

### **III-2.1 Approche par les méthodes de statistiques multivariées**

L'analyse exploratoire des données passe par plusieurs analyses aidant à extirper des données une information plus précise. Le jeu de données utilisé ici est constitué de données brutes et volumineuses des vingt paramètres physico-chimiques dont une partie est résumée statistiquement dans le Tableau VII et l'autre partie dans le Tableau en **Annexe 4-1**.

#### **a) Analyse en Composante Principale / Analyse Factorielle (ACP/AF)**

L'ACP aide à la compréhension des matrices de données à multiples dimensions pour une interprétation optimale de la qualité de l'eau, par combinaison linéaire des variables originelles. Les nouvelles variables générées sont appelés « composantes principales » (CPs), ou « axes factoriels » ou tout simplement « facteurs ». Au début, les données ont été centrées et réduites et l'ACP a commencé par le graphe des éboulis. Pour la représentation de l'éboulis, le critère de Kaiser stipule qu'on ne retient que les axes dont l'inertie est supérieure à l'inertie moyenne  $I/p$  (un peu étroit). En appliquant Kaiser en ACP normée ( $I/p = 1$ ) sur le présent jeu de donnée, on n'a retenu que les axes associés à des valeurs propres supérieures à 1 (figures **36a, b**).

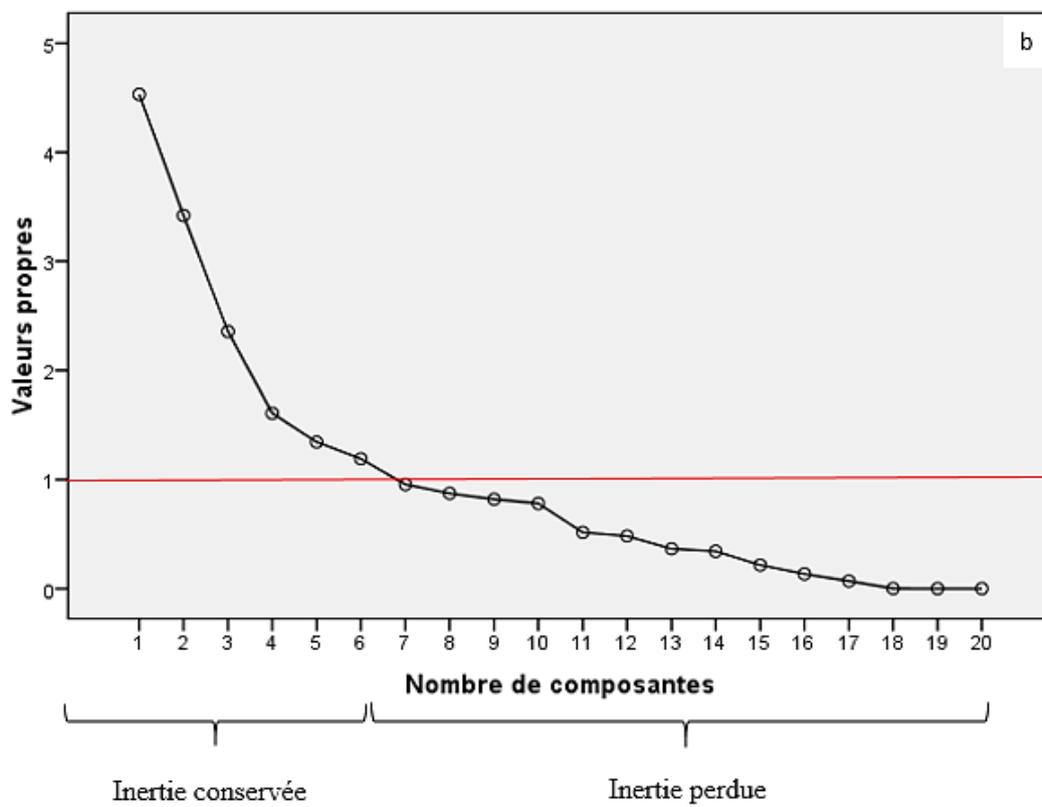
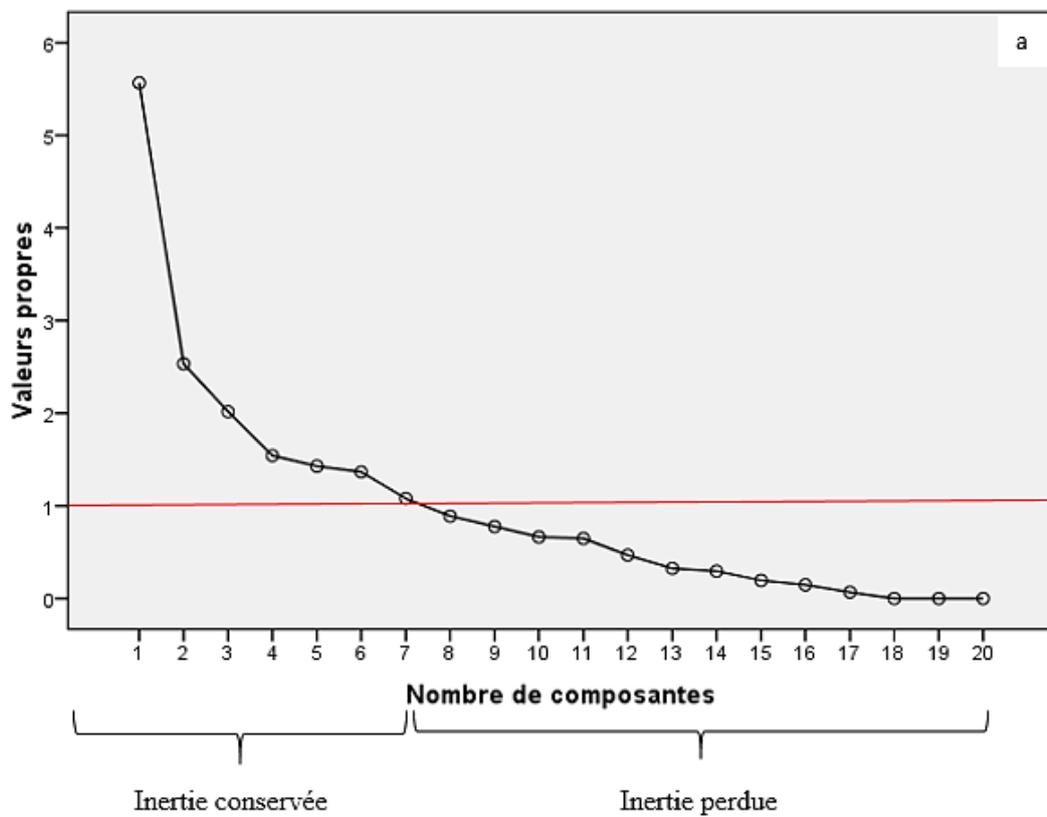


Figure 36 : Représentation des éboulis de la R-NO (a) et de la R-AD (b)

La Figure 36 montre la décroissance des valeurs propres cumulées respectivement pour les données des R-NO (a) et R-AD (b). Elle a permis de distinguer d'une part l'information pertinente (le signal) véhiculée par les axes que l'on choisit de retenir ; et d'autre part l'information résiduelle (le bruit) issue probablement des fluctuations d'échantillonnage, traduite par les derniers facteurs que l'on choisit de négliger. Toutefois, la représentation des éboulis est directement liée aux coordonnées factorielles données par la matrice de corrélation paramètres / composantes principales.

En réalité, il a été question de calculer les corrélations variables-facteurs, autrement dit, les coefficients de corrélation linéaire entre chaque variable initiale et le facteur retenu. La rotation varimax associée à la normalisation de Kaiser, a été utilisée pour retenir les facteurs critiques pour des interprétations ultérieures. Les charges factorielles par rotation varimax des composantes principales (CPs) des propriétés physico-chimiques des échantillons d'eau sont présentées dans le Tableau XV (R-NO) et le Tableau XVI (R-AD). Les termes fort et modéré appliqués au facteur de charges traduisent respectivement des valeurs de charges absolues  $> 0,75$  et entre  $0,75 - 0,50$ <sup>319</sup>. Chaque nouvelle variable présente une association de paramètres physico-chimiques influencée par les mêmes facteurs environnementaux. Les facteurs retenus pourraient représenter les sources potentielles de pollution. Les Tableaux XV et XVI qui donnent aussi les pourcentages d'inertie correspondants aux différentes valeurs propres, et les pourcentages cumulés associés, ont permis de choisir la dimension q retenue pour interpréter l'ACP dans chaque région.

Dans la R-NO, sept facteurs avec des valeurs propres  $>1$  ont expliqué environ 77,65% de la variance totale de l'ensemble des données. Pareillement, dans une autre zone semi-aride (Inde), sept CPs ont été retenues expliquant près de 77% de la variance cumulée<sup>320</sup>.

**Tableau XV** : Matrice des composantes pivotées (rotation varimax avec normalisation de Kaiser) de l'ACP pour les paramètres de qualité de l'eau dans la R-NO

Paramètres	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7
TH	<b>0,845</b>	0,203	0,109	0,297	0,220		0,108
Mg <sup>2+</sup>	<b>0,824</b>			0,232	0,171		
pH	<b>0,777</b>		-0,182	-0,227	-0,212	0,161	-0,198
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0,655</b>	<b>0,528</b>		0,170			0,157
Ca <sup>2+</sup>	<b>0,651</b>	0,496	0,217	0,326	0,243		0,137
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0,480	-0,294	-0,103		0,384	0,290	0,441
Turbidité		<b>-0,881</b>					0,120
Mn <sup>2+</sup>	-0,217	<b>-0,750</b>				-0,181	0,108
F <sup>-</sup>	0,172	<b>0,585</b>		0,178	0,162	-0,193	0,327
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		0,108	<b>0,956</b>				
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		0,111	<b>0,955</b>				
K <sup>+</sup>	-0,130	-0,112	<b>0,711</b>	0,343		-0,172	-0,122
SDT	0,359	0,280		<b>0,798</b>	0,209		
CE	0,359	0,281		<b>0,798</b>	0,209		
Al <sup>3+</sup>	0,208	0,140	-0,155	<b>-0,580</b>	0,447	-0,238	-0,115
Cl <sup>-</sup>			0,102		<b>0,821</b>	0,122	
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>				0,281	<b>0,700</b>		0,193
Température					-0,105	<b>0,808</b>	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-0,216	-0,187			-0,266	<b>-0,709</b>	0,177
Fe <sup>2+</sup>							<b>-0,883</b>
Valeurs propres	3,542	2,590	2,494	2,197	1,906	1,484	1,317
% de variance	17,709	12,951	12,471	10,984	9,531	7,420	6,583
% cumulé de variance	17,709	30,659	43,130	54,114	63,646	71,066	77,649

Les valeurs inférieures à 0,10 ont été éliminées. Les valeurs en gras indiquent des charges fortes et modérées

De manière plus explicite, la première composante principale (CP1) a eu une variance maximale et a expliqué environ 17,71% de la variance totale, qui est fortement et positivement chargée de TH,  $Mg^{2+}$  et pH, et est modérément et positivement chargée de  $HCO_3^-$  et  $Ca^{2+}$ . Les charges fortes et modérées de ces variables montrent que ce facteur est fortement lié aux sources de dureté magnésienne provenant de l'interaction eau-roche, plus probablement la dissolution des silicates (minéraux ferromagnésiens) que des carbonates. De plus, le poids élevé du pH de l'eau est fortement lié à la nature des roches constituées des minéraux ferromagnésiens (pyroxènes, amphiboles, biotites etc.) qui sont basiques. Ce facteur CP1 traduit l'influence des processus naturels sur la qualité de l'eau. Un résultat similaire a été enregistré dans une région semi-aride en Inde <sup>320</sup>.

La deuxième composante principale (CP2) a expliqué environ 12,95 % de la variance totale qui est représentée par une charge forte et négative sur la turbidité et  $Mn^{2+}$ . En outre, CP2 a eu une charge positive modérée de  $F^-$  et  $HCO_3^-$ . Ce facteur représente une augmentation de la quantité de solides en suspension influencée par l'érosion des dépôts primaires de silicates de manganèse plus que par la dissolution des minéraux silicatés contenant du fluorure. En effet, la charge négative sur la turbidité et  $Mn^{2+}$  serait la résultante respectivement du ruissellement de surface et de l'érosion des sols. Ce qui pourrait être la matérialisation de l'impact négative des inondations sur l'environnement, précisément sur la qualité des ressources en eau. Donc la charge négative sur la turbidité et  $Mn^{2+}$ , est indicateur d'une source naturelle de pollution. Toutefois, la forte charge portée par le  $Mn^{2+}$  est probablement due au fait qu'au contact de l'air, le manganèse passe de la forme réduite à la forme oxydée, forme soluble dans les eaux naturelles. La forte charge portée par la turbidité est le reflet de la présence de beaucoup de matières en suspension dans l'eau due à la forte densité de la population dans la R-NO. Similairement, dans certains bassins versants du Cameroun, l'abondance des matières en suspension dans les eaux de ruissellement a été attribuée à une augmentation de la densité de population et des activités agro-pastorales associées <sup>321</sup>. Par contre, les charges positives et modérées sur  $F^-$  et  $HCO_3^-$ , indiqueraient les produits de dissolution d'un minéral silicaté comme la fluorapatite. Ce qui montre que le processus naturel n'a pas été influencé par les facteurs anthropiques, et par conséquent la teneur en  $F^-$  ne pourrait contribuer à la détérioration de la qualité de l'eau. À l'inverse, dans la Région de l'Extrême-Nord, l'apatite et les phyllosilicates contenus dans les granites avaient un impact négatif sur la qualité de l'eau, à cause des quantités élevées de  $F^-$  produit dans les eaux souterraines <sup>322</sup>.

La troisième composante principale (CP3) a expliqué environ 12,47% de la variance totale, qui est fortement et positivement chargée en  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{K}^+$ . Ce facteur est initialement lié à l'oxydation des nitrites en nitrates et, ensuite, à la formation du nitrate de potassium ( $\text{KNO}_3$ ) qui est moins soluble dans l'eau, empêchant ainsi une détérioration de la qualité de l'eau.

La quatrième composante principale (CP4) a expliqué environ 10,98% de la variance totale qui est représentée par une charge forte et positive de la CE et des SDT, et une charge modérée et négative des ions  $\text{Al}^{3+}$ . CP4 indique une minéralisation venant de la dissolution des minéraux, mieux qu'une hydrolyse incomplète des sols ferrugineux tropicaux. D'ailleurs, l'hydrolyse incomplet des sols ferrugineux tropicaux a une prédominance dans la R-NO <sup>87</sup>. En effet, lorsque la quantité de silice ( $\text{SiO}_2$ ) diminue légèrement au point de ne pas saturer suffisamment l'alumine libérée, le reste d'alumine présent sous forme alcalin, peut être transformé en peu d'ions  $\text{Al}^{3+}$  comme le montre la réaction 5. Donc, la charge négative des ions  $\text{Al}^{3+}$  montrerait que les propriétés naturelles du sol ont été modifiées sous l'influence des activités humaines.



La cinquième composante principale (CP5) a expliqué environ 9,53% de la variance totale qui a une charge forte et positive sur  $\text{Cl}^-$  et  $\text{SO}_4^{2-}$ , indiquant des apports naturels en raison de leur très faible concentration. Par exemple dans le Sud-Ouest du Cameroun, il a été révélé que les anions  $\text{Cl}^-$  et  $\text{SO}_4^{2-}$  peuvent résulter des apports atmosphériques <sup>323</sup>, car les nappes phréatiques se rechargent à partir des précipitations. De ce fait, ils ont tendance à s'équilibrer avec l'excès de cations majeurs pour un équilibre de l'eau. Une quantité moyenne de  $\text{Cl}^-$  identifiée sans risque pour la qualité de l'eau avait été attribuée au fait qu'il est très mobile et qu'il est facilement transporté vers les eaux voisines pendant la saison des pluies <sup>324</sup>. De la même manière, la quantité moyenne de  $\text{SO}_4^{2-}$  avec un impact positif sur la qualité de l'eau avait été attribuée aux zones géographiques à faible pluviosité <sup>325</sup>, comme c'est le cas dans certaines zones dans la R-NO (Mayo Rey).

La sixième composante principale (CP6) a expliqué environ 7,47% de la variance totale et où l'on a retrouvé une charge positive et forte sur la température, ainsi qu'une charge négative et forte sur les  $\text{PO}_4^{3-}$ . Ce facteur montre une influence opposée entre la température de l'eau et les valeurs des ions  $\text{PO}_4^{3-}$ . Ce qui serait due au fait que les bactéries se développent favorablement lorsque la température est élevée, alors que les  $\text{PO}_4^{3-}$  sont consommés.

La septième composante principale (CP7) a expliqué environ 6,58% de la variance totale qui possède une forte charge négative sur  $\text{Fe}^{2+}$ . Ce facteur indique une source autre que l'altération des minéraux, qui est probablement un apport de surface comme les dépôts meubles provenant de l'érosion du sol. Car en aval du barrage de Lagdo il avait été enregistrés des dépôts détritiques environnants enlevés par l'érosion<sup>87</sup>. Donc, le poids négatif du  $\text{Fe}^{2+}$  indiquerait une quantité de  $\text{Fe}^{2+}$  non conforme à la norme causée par une source naturelle de pollution de l'eau. Contrairement, une étude dans la rivière équatoriale-tropicale de Limbang, au nord de Bornéo (Malaisie) a montré que l'excès de fer était dû à la capacité des roches riches en fer à être facilement dissoutes au contact de l'eau<sup>326</sup>.

Dans la R-AD, l'ACP a plutôt révélé six facteurs avec des valeurs propres  $>1$ , expliquant environ 72,24% de la variance totale de l'ensemble des données ou du système.

**Tableau XVI :** Matrice des composantes pivotées (rotation varimax avec normalisation de Kaiser) de l'ACP pour les paramètres de qualité de l'eau dans la R-AD

Paramètres	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0,830</b>	-0,401		-0,104	-0,179	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	<b>0,830</b>	-0,405			-0,171	
K <sup>+</sup>	<b>0,788</b>		0,194	-0,153	0,298	-0,116
Cl <sup>-</sup>	<b>0,779</b>	0,108				0,140
Ca <sup>2+</sup>	<b>0,649</b>	0,347		0,278	-0,171	-0,244
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,101	<b>0,783</b>	0,219	-0,150	-0,181	
Mg <sup>2+</sup>	<b>0,560</b>	<b>0,732</b>			0,112	
TH	<b>0,656</b>	<b>0,705</b>				
Mn <sup>2+</sup>	<b>0,579</b>	-0,617	0,110	-0,179	0,176	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,277	-0,469		-0,307	-0,186	0,432
SDT	-0,114	-0,198	<b>0,918</b>	0,102	-0,194	0,103
CE	-0,121	-0,198	<b>0,913</b>	0,108	-0,208	
F <sup>-</sup>		0,445	<b>0,593</b>			
pH		0,430	-0,158	<b>-0,724</b>		
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,421	-0,308	0,113	0,479	0,355	-0,211
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,220	0,380	-0,231	0,444		0,310
Température			0,141		<b>0,700</b>	
Al <sup>3+</sup>	-0,258		0,204	-0,211	0,388	-0,220
Turbidité			-0,175	0,418	0,146	<b>0,690</b>
Fe <sup>2+</sup>			-0,155	0,361	-0,407	-0,441
Valeurs propres	3,921	3,730	2,302	1,778	1,414	1,304
% de variance	19,63	18,648	11,509	8,891	7,071	6,519
% cumulé de variance	19,603	38,251	49,760	58,652	65,722	72,242

Les valeurs inférieures à 0,10 ont été éliminées. Les valeurs en gras indiquent des charges fortes et modérées.

La première composante principale (CP1) a expliqué 19,60% de la variance totale avec d'une part une charge forte et positive sur les  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ , et d'autre part une charge modérée et positive sur les  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , TH et  $\text{Mn}^{2+}$ . CP1 représente une faible concentration de nutriments influencée par des facteurs naturels tels que la végétation et l'hydrogéologie de cette zone. En effet, avec la présence de la végétation dans cette région, une grande partie de nutriment azoté et potassique a pu être assimilée par les plantes. La forte charge potassique sur la qualité de l'eau peut être due aux précipitations plus intenses qui ont été signalées dans la R-AD <sup>29</sup>, qui vont favoriser l'altération et la dissolution du feldspath potassique. De même, l'apport positif des  $\text{Cl}^-$  serait dû à leur origine naturelle. Grâce à la faible teneur en  $\text{Cl}^-$ , les sels susceptibles de se former lorsqu'il réagit avec les ions en solution, ne saurait avoir un impact négatif sur la qualité de l'eau, voire sur la santé. Alors que la charge positive et modérée de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , TH et  $\text{Mn}^{2+}$  proviendrait du processus d'altération des matériaux silicatés en milieu naturel, au cours duquel les  $\text{Ca}^{2+}$  ont pu être remplacés en  $\text{Mn}^{2+}$  sous l'influence de l'érosion pluviale.

La deuxième composante principale (CP2) a expliqué 18,65% de la variance totale et a été fortement et positivement chargée de  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et TH, ainsi que modérément et négativement chargée de  $\text{Mn}^{2+}$ . Ce facteur représente la dureté magnésienne carbonatée provenant des minéraux silicatés et/ou carbonatés influencés par l'érosion du sol contenant des dépôts primaires de silicates de manganèse. D'une part, la charge positive et forte sur  $\text{Mg}^{2+}$ , TH,  $\text{HCO}_3^-$  montre la capacité qu'ont les minéraux tels que l'orthopyroxène, le spinelle et l'olivine etc, à dissoudre au contact d'une grande quantité d'eau et du  $\text{CO}_2$  (l). D'autre part, la charge négative et modérée sur  $\text{Mn}^{2+}$ , laisse présager une source de pollution naturelle. CP1 et CP2 nous révèle que la présence de  $\text{Mn}^{2+}$  dans l'eau a respectivement une source naturelle (impact positif) et une source anthropique (impact négatif). Toutefois, l'ensemble des valeurs des  $\text{Mn}^{2+}$  restent conformes aux normes ANOR et OMS. Ce contraste nous pousse à émettre des réserves sur l'analyse du  $\text{Mn}^{2+}$ , car certaines précautions relatives à son extrême sensibilité n'ont pas été prises en compte pendant l'analyse (voir chapitre 2), ce qui pourrait avoir biaisé le résultat.

La troisième composante principale (CP3) a expliqué environ 11,51% de la variance totale, qui a eu une forte charge positive de la CE et des SDT et une charge positive modérée de  $\text{F}^-$ , indiquant une minéralisation moyenne influencée par une faible teneur en ions  $\text{F}^-$  provenant des minéraux contenant du fluor. La charge positive indique que tous les éléments dissous présents pourraient avoir une origine naturelle, ce qui laisse entrevoir les teneurs faibles de CE et des SDT

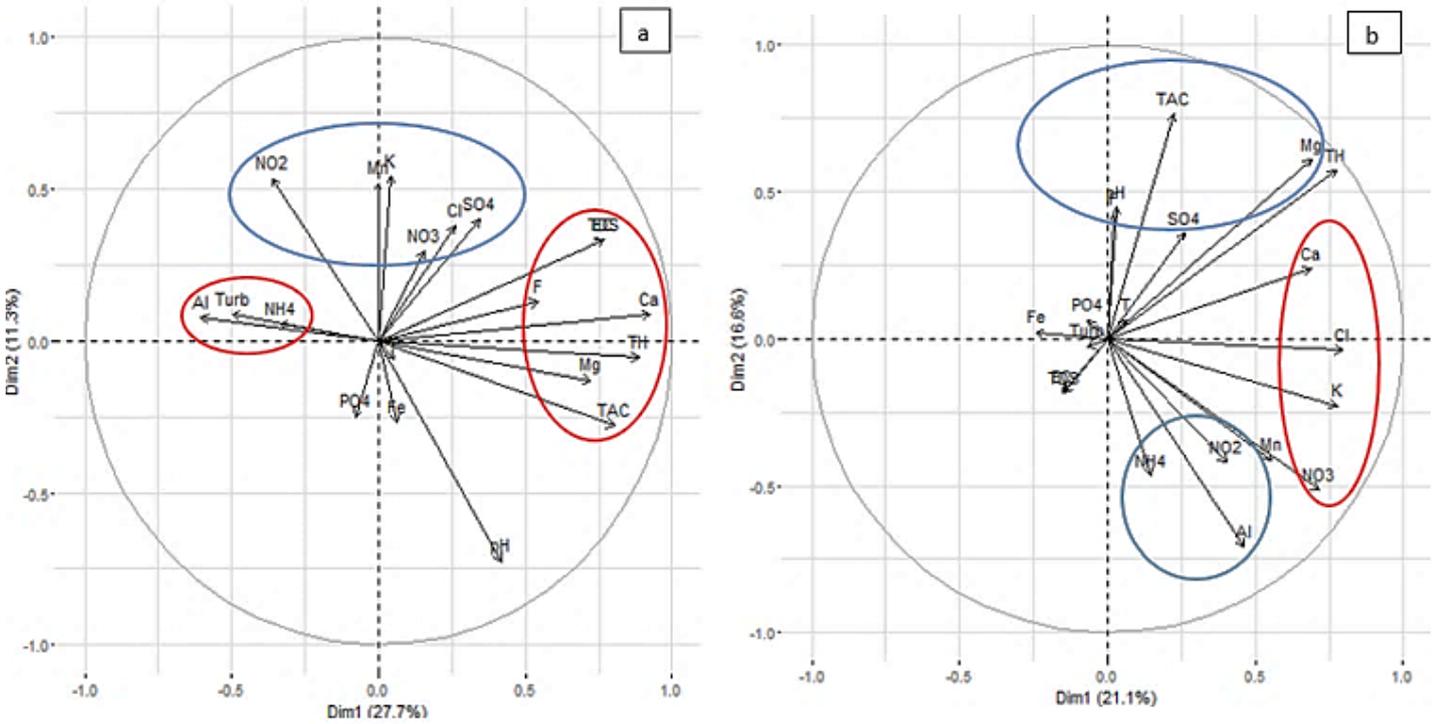
qui sont la résultante d'un nombre faible d'ions parmi lesquels les  $F^-$ , dans les sources d'eau diluées par l'eau de pluie <sup>289</sup>.

Les facteurs restants (de CP4 à CP6) ont expliqué environ 8,89%, 7,07% et 6,52% de la variance totale et ont eu une charge négative forte du pH, une charge positive modérée de la température de l'eau et une charge positive modérée de la turbidité, respectivement. La charge négative de pH observée sur CP4 est indicatrice d'un environnement réducteur. Ce résultat ne s'éloigne pas du fait que les eaux souterraines constituent un environnement réducteur sous des conditions de pH neutres à basique, isolées de l'atmosphère <sup>327</sup>. De plus, la charge négative montrerait que dans l'intervalle de pH (6,83 – 8,64) récoltée dans la R-AD, il existe certains pH qui ne sont pas adaptés à une désinfection optimale, car, il a été démontré que la gamme de pH la plus efficace pour la chloration est comprise entre 7-8,5 <sup>328</sup>. Ce qui fait du pH un autre paramètre indispensable à contrôler dans la R-AD, à part la turbidité, afin d'assurer un traitement efficace des eaux contaminées par les bactéries. Cependant, la charge forte du pH de l'eau pourrait venir du lien étroit qu'il a avec la nature des roches que traversent les eaux d'infiltrations. Les CP5 et CP6 sont plutôt liées aux contextes géographiques favorables à de faibles concentrations d'éléments chimiques en raison du climat et d'un grand potentiel hydrologique en tant que château d'eau, conduisant à une forte dilution. En effet, la charge positive sur la température de l'eau est attribuable au 50% des eaux ayant une température sensiblement normale (valeur médiane : 25,96°C) dans la R-AD. De même, la charge positive de la turbidité représentée par la CP6, traduit une faible quantité de particules en suspension dans au moins 50% des eaux (valeur médiane : 0,43 NTU) qui respecte les normes.

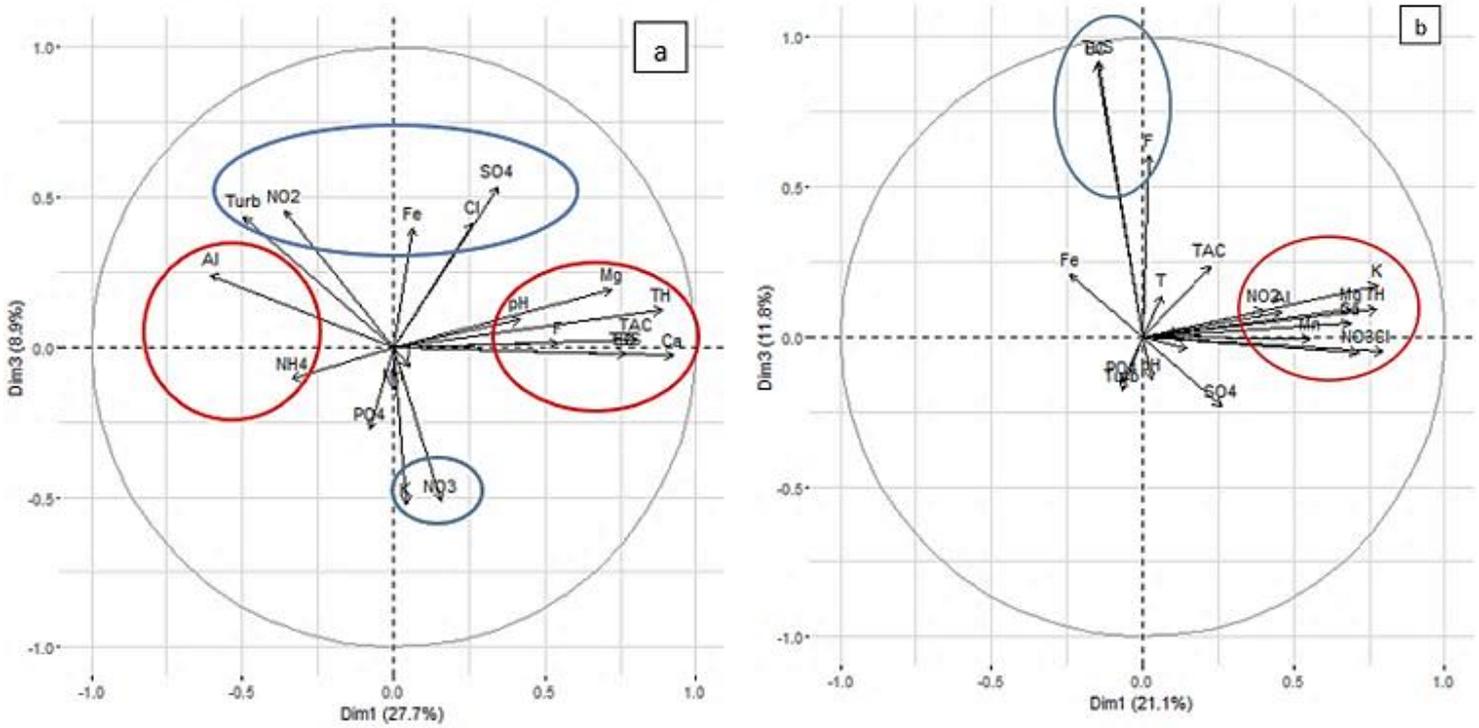
Il découle de l'évaluation précédente que la pollution chimique a une origine beaucoup plus naturelle qu'anthropique. De manière imprévisible, on n'a identifié que le pH est aussi un paramètre essentiel à mesurer dans le cas des eaux contaminées par les bactéries dans la R-AD. Révélation qui vient lever l'ambiguïté qui planait sur les résultats donnés par le calcul de l'IQE-NSF dans la R-AD.

Par ailleurs, lorsque la somme des pourcentages de variabilité associée aux axes de l'espace de représentation est suffisamment élevée (par exemple 80%), alors les différentes représentations graphiques suivant les axes factoriels sont fiables. Pour le cas de cette étude où les sommes des pourcentages dans les deux régions sont proches de 80% (77,65% pour la R-NO et 72,24% pour la R-AD), trois composantes principales correspondantes aux trois premiers axes principaux d'inertie (**Annexe 4-3**, Figure 4-3.1) ont été choisies. Les trois premiers axes sont convertis d'un

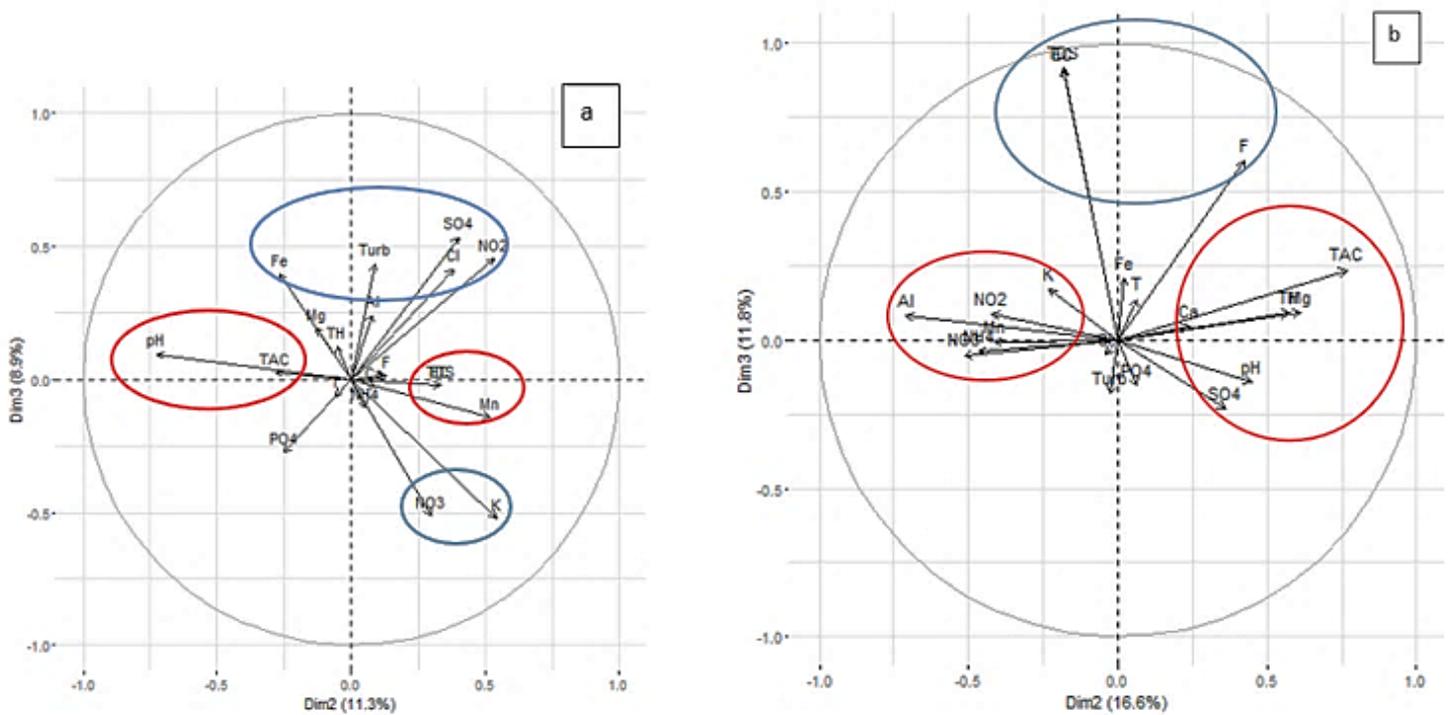
plan 3D à un plan 2D donné par l'interface Rstudio version 3.4.0 64 bits. Trois graphiques faciles à lire et à interpréter mettant en évidence les trois axes dans un plan à deux dimensions ont été représentés pour les variables d'une part (Figures 37, 38 et 39) et pour les individus de l'autre part (Figures 40, 41 et 42), de la manière suivante : Dim1 et Dim2, Dim1 et Dim3, Dim2 et Dim3. Il s'agit ici de regarder les variables et les individus qui participent le plus à la formation des axes 1, 2 et 3.



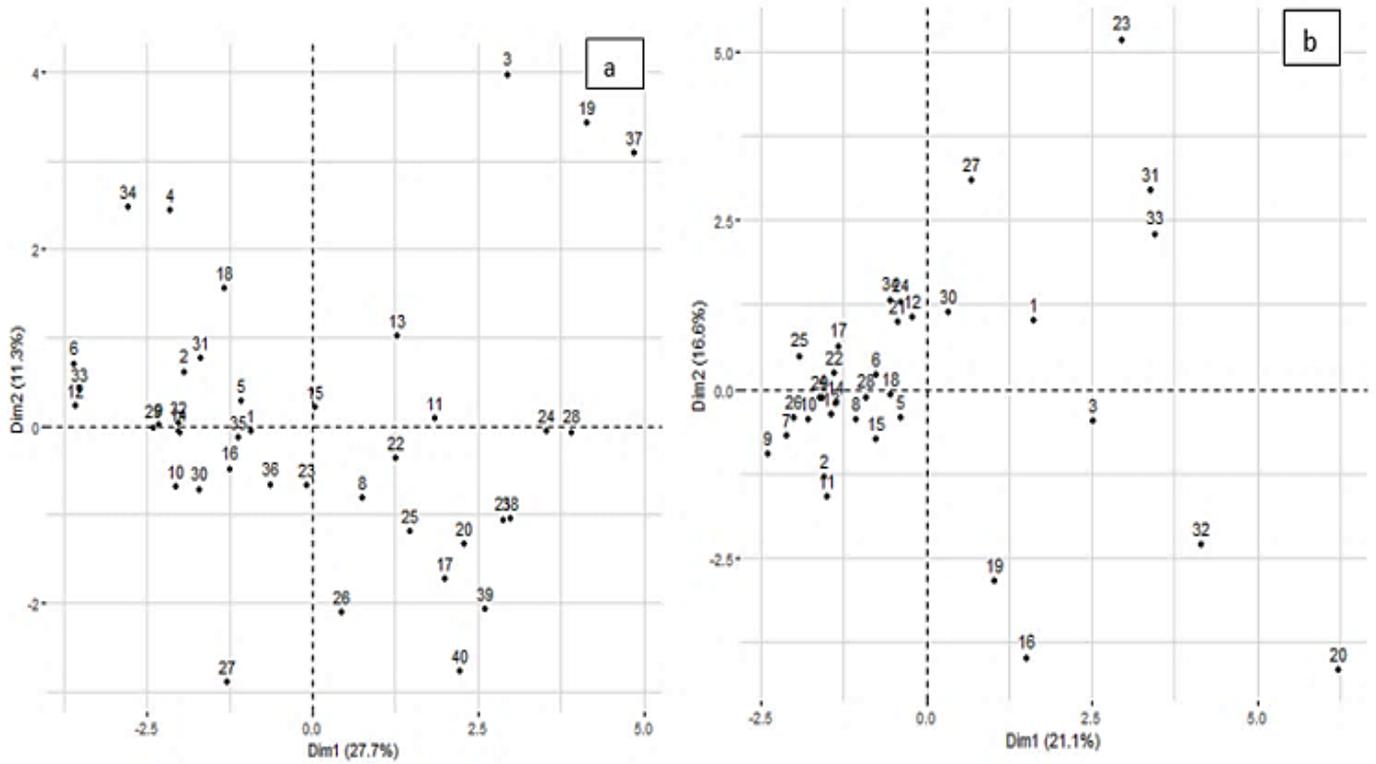
**Figure 37 :** Cercle de corrélation des variables suivant les axes factoriels un et deux dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b)



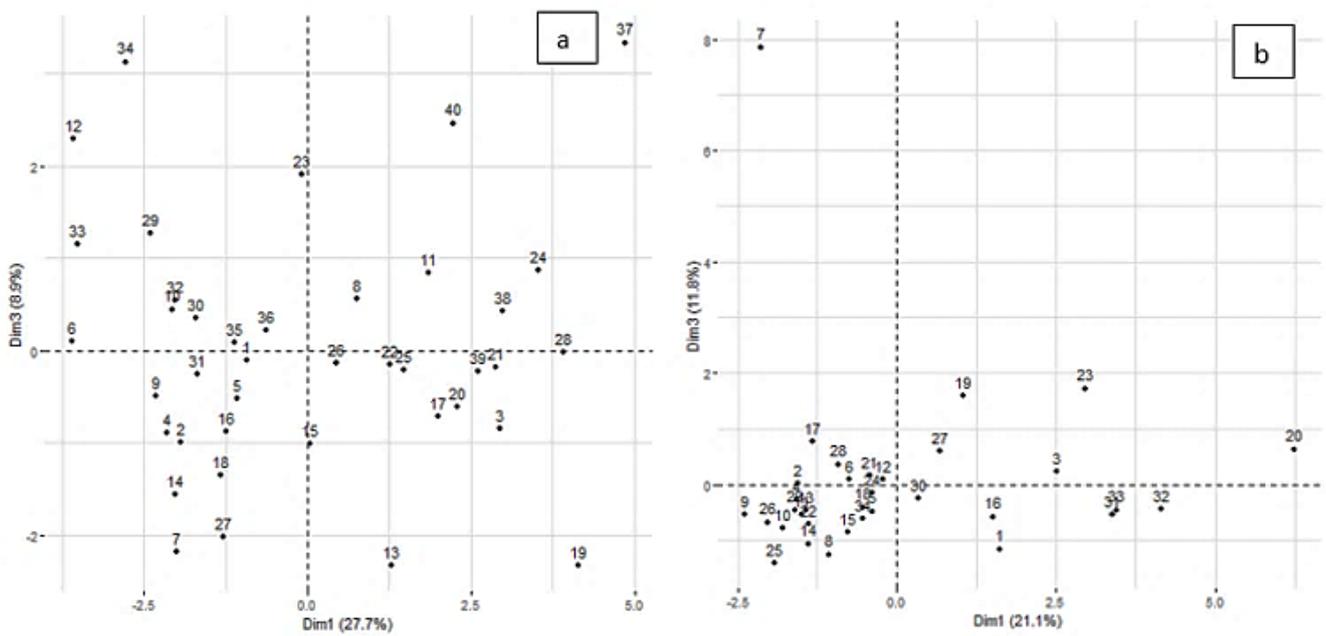
**Figure 38 :** Cercle de corrélation des variables suivant les axes factoriels un et trois dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b)



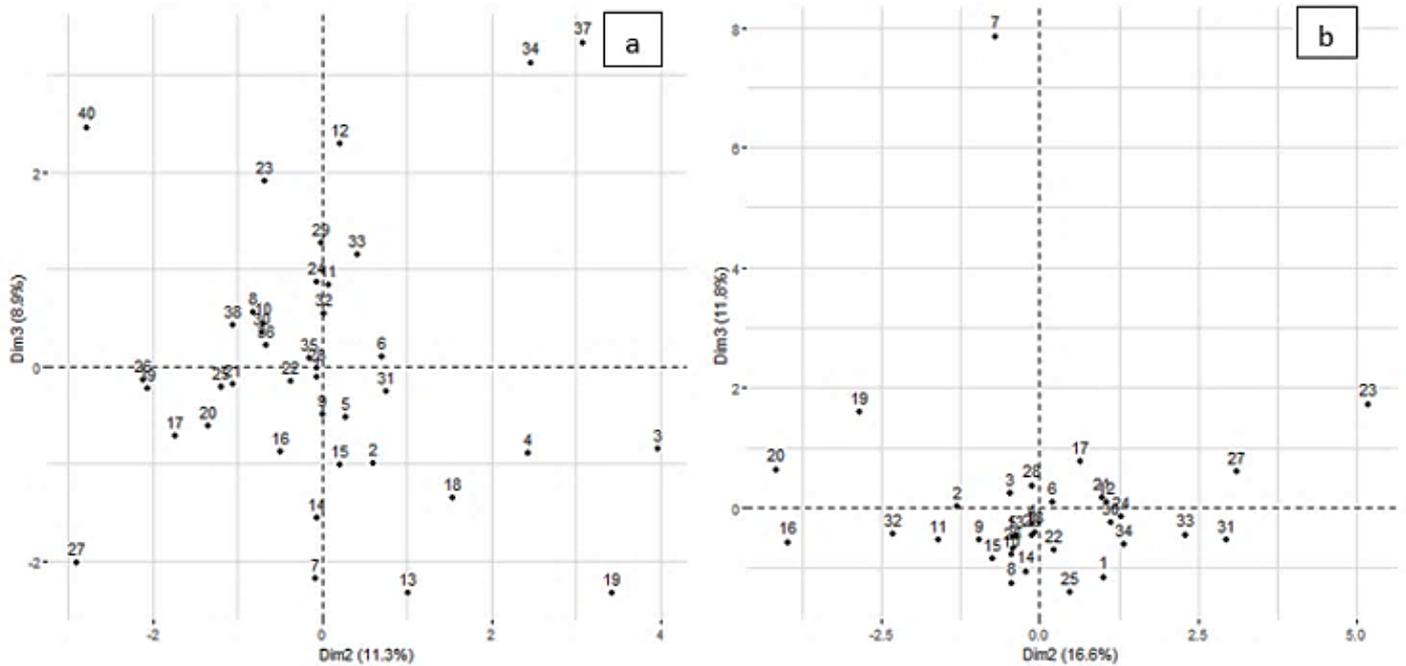
**Figure 39 :** Cercle de corrélation des variables suivant les axes factoriels deux et trois dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b)



**Figure 40 :** Représentation graphique des individus suivant les axes factoriels un et deux dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b)



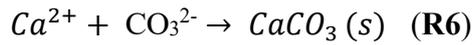
**Figure 41 :** Représentation graphique des individus suivant les axes factoriels un et trois dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b)



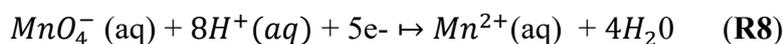
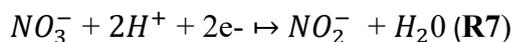
**Figure 42 :** Représentation graphique des individus suivant les axes factoriels deux et trois dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b)

La proximité entre variables ou entre individus sur les axes factoriels révèle une forte corrélation. Les corrélations variables-facteurs ont permis de représenter les graphiques de variables (Figures 37, 38 et 39), tandis que les corrélations individus-facteurs ont permis de représenter les graphiques des individus (Figures 40, 41 et 42).

Dans la R-NO, la Figure 37a regroupe dans le sens positif de l'axe 1, les variables  $\text{Ca}^{2+}$ , TH,  $\text{HCO}_3^-$ , CE, SDT,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{F}^-$ , en opposition avec  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{NH}_4^+$  et la turbidité, tous ayant un taux de contribution de 27,7%. Les variables  $\text{Ca}^{2+}$ , TH,  $\text{HCO}_3^-$ , CE, SDT,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{F}^-$  pourraient résulter de l'interaction eau-roche, principalement la dissolution des minéraux silicatés. Che et al. <sup>329</sup> ont attribué les teneurs élevées en  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et SDT (taux de contribution de 27,011 %) dans les eaux souterraines de la vallée de la rivière Wan (Chine) à une forte dissolution des carbonates. Par contre, les variables  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{NH}_4^+$  et la turbidité seraient issues de l'interaction eau-sol altérée par l'érosion. Cependant, les points d'eau qui ont le plus contribué à l'axe 1 (N37 et N19) ont été très éloignés des autres (Figure 40a), indiquant qu'ils se caractérisent probablement par la précipitation rapide du  $\text{CaCO}_3(\text{s})$  après la réaction du  $\text{Ca}^{2+}$  avec  $\text{CO}_3^{2-}$  (R6).

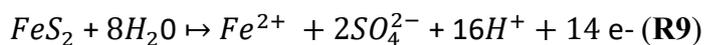


De même, l'axe 2 a été déterminé par la participation des variables  $Mn^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ,  $NO_3^-$  dans le sens positif et du pH dans le sens négatif, avec un taux de contribution de 11,3% (Figure 37a). Le pH dans le sens négatif de l'axe 2 correspondrait à l'environnement réducteur identifié précédemment dans l'ACP (CP4). Ce qui signifie probablement la réduction de certains éléments chimiques qui opposent le pH. Dans un milieu dynamique comme l'eau, de nombreux ions interagissent, provoquant des réactions de réduction dans le sol et le sous-sol. La participation du  $NO_2^-$  plus que celle du  $NO_3^-$  viendrait de la réduction du  $NO_3^-$  en  $NO_2^-$  dans un milieu légèrement acide (pH du sol) comme le montre la réaction 7. De plus, l'ion permanganate ( $MnO_4^-$ ) qui est la forme oxydante la plus stable du métal manganèse dans l'eau naturelle, est fortement corrélé à  $K^+$  pour former la solution violette de permanganate de potassium ( $K^+$ ,  $MnO_4^-$ ), qui diluée par les eaux de pluie ont été réduit en  $Mn^{2+}$  (de couleur transparente) suivant la réaction 8. Cependant, la participation des  $Cl^-$  et  $SO_4^{2-}$  dans le sens positif de l'axe 2, viendrait de leurs faibles teneurs issues des traces d'impuretés lors de la dissolution par les eaux de pluie des minéraux comme la biotite enrichie de chlore et de l'oxydation de la pyrite, respectivement. Par conséquent, 39% de l'information extraite des axes factoriels 1 et 2 (Figure 37a), reflète les interactions eau-roche et eau-sol. Un résultat similaire pour le cas de l'interaction eau-sol, a été rapporté en Égypte lors de l'évaluation de la qualité des eaux de surface dans le nord du delta du Nil <sup>330</sup>. Les points d'eau qui ont le plus contribué à l'axe 2 dans le sens positif sont N3, N19 et N37, et dans le sens négatif sont N27 et N40 (Figure 40a). Les forages N27 et N40 sont caractérisés par le même type d'environnement (école tout près), ce qui montre qu'ils se ressemblent de par la source de pollution ponctuelle d'origine organique. Cette source de pollution anthropique s'oppose à la source de pollution naturelle des environnements où l'on retrouve les points d'eau N3, N19 et N37.



Cependant, l'axe 3 a été défini par la participation de la turbidité,  $NO_2^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$  et  $Fe^{2+}$  dans le sens positif et  $K^+$  et  $NO_3^-$  dans le sens négatif, avec un taux de contribution de 8,9% (Figures 38a et 39a).  $K^+$  et  $NO_3^-$  dans la direction négative montre qu'il existerait une source de pollution anthropique d'origine organique, qui fait partie des matières en suspension. Cette pollution anthropique s'oppose aux phénomènes naturels tels que : la réduction des  $NO_3^-$  en  $NO_2^-$  (R7), l'oxydation de la pyrite en  $SO_4^{2-}$  (R9), la dissolution des minéraux silicatés comme la biotite

enrichie de chlore qui libère les  $Fe^{2+}$  et les traces de  $Cl^-$ . Par conséquent, 36,6% de l'information extraite des axes factoriels 1 et 3 (Figure **38a**) reflète les apports naturelle et anthropique. Les points d'eau N37 et N34 sont dispersés et contribuent le plus à l'axe 3 (Figures **41a** et **42a**). Il est probable que les forages N37 et N34 situés à Poli s'alimentent à partir d'un même type d'aquifère socle, bien qu'ils appartiennent à deux bassins versants différents mais proches. Ceci a été possible, car après la mise en eau du réservoir Ladgo en 1983, le cours d'eau naturel du fleuve Bénoué dont sont tributaires les sous-bassins versants du Faro-et-Déo (N34) et de la Bénoué (N37) a été modifié.



Dans la R-AD, l'axe 1 a été formé dans le sens positif par  $NO_3^-$ ,  $K^+$ ,  $Cl^-$ ,  $Ca^{2+}$ , TH,  $Mg^{2+}$  et  $Mn^{2+}$ ; avec un taux de contribution de 21,1% (Figure **37b**). La forte interaction entre les ions les plus représentés sur cet axe a entraîné probablement la formation de  $KNO_3$ ,  $KCl$ ,  $CaCl_2$ . Pendant ce temps, TH et  $Mg^{2+}$  sont fortement corrélés, contrastant les paramètres les plus proches de l'axe 1 ( $Ca^{2+}$  et  $Cl^-$ ) avec les paramètres les plus proches de l'axe 2 (TAC, pH) dans une direction positive. Ceci pourrait montrer d'une part les produits d'altération des roches et de l'autre part les produits de dissolution des roches. Par ailleurs,  $NO_3^-$  et  $Mn^{2+}$  sont fortement corrélés, opposant les paramètres de l'axe 1 ( $K^+$  et  $Cl^-$ ) aux paramètres les plus proches de l'axe 2 ( $Al^{3+}$ ,  $NO_2^-$  et  $NH_4^+$ ) dans une direction négative (Figure **37b**). Ces groupes d'ions seraient opposés du fait de leur origine différente, car les  $K^+$  et  $Cl^-$  sont probablement issus de la dissolution des roches, alors que  $Al^{3+}$ ,  $NO_2^-$  et  $NH_4^+$  sont issus de l'altération du sol. Au regard des réactions **R7** et **R8**,  $NO_3^-$  est l'oxydant et  $Mn^{2+}$  est le réducteur, ainsi leur association reflète une réaction d'oxydo-réduction. Le point d'eau A20 a le plus contribué à l'axe 1 dans le sens positif (Figure **40b**), probablement parce qu'il est caractérisé par la valeur de  $Al^{3+}$  la plus élevée, dépassant les normes ANOR et OMS (voir Tableau **Annexe 4-1**), et dont l'origine est naturelle.

L'axe 2 a reflété la pollution des eaux souterraines provoquée par l'infiltration de l'eau de pluie à travers le sol et a été défini par TAC,  $Al^{3+}$ ,  $Mg^{2+}$ , TH,  $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$ , pH,  $F^-$ ,  $NO_2^-$  et  $Mn^{2+}$ , et son taux de contribution est de 16,6% (Figure **37b**). Les variables  $Mg^{2+}$ , TAC et pH qui contribuent le plus dans le sens positif de l'axe 2 dépendent de la nature de la roche, tandis que dans le sens négatif de cet axe, les variables  $Al^{3+}$ ,  $NH_4^+$  et  $NO_2^-$  qui contribuent le plus proviendraient de l'altération du sol. Bien que dispersé, le point d'eau A23 contribue le plus à l'axe 2 dans le sens positif (Figure **40b**), montrant sa nature plus alcaline, venant de la dissolution des minéraux alcalins que l'eau traverse. Ce résultat est en accord avec le fait que dans la partie

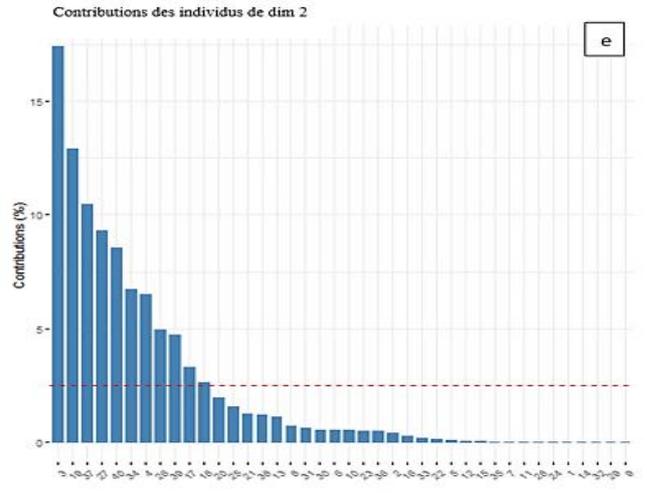
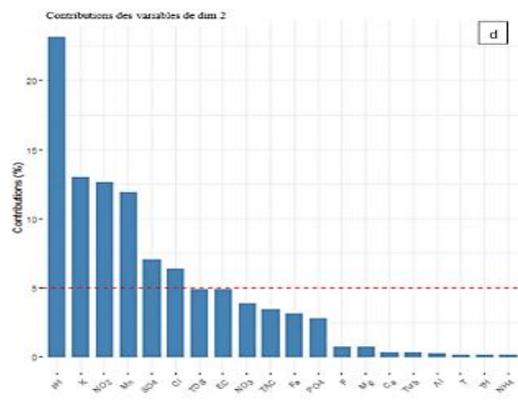
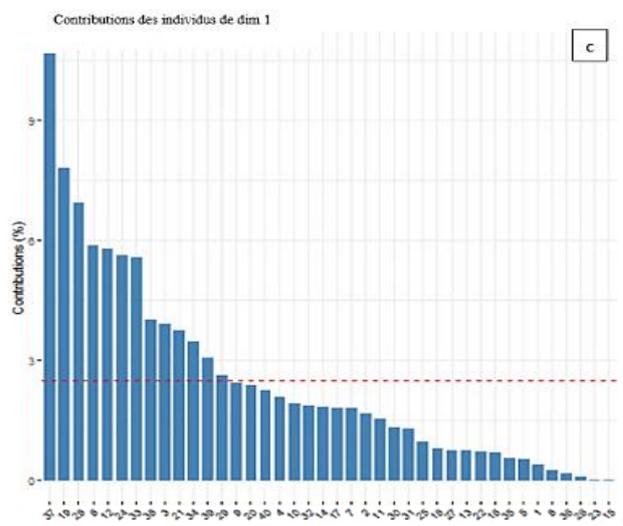
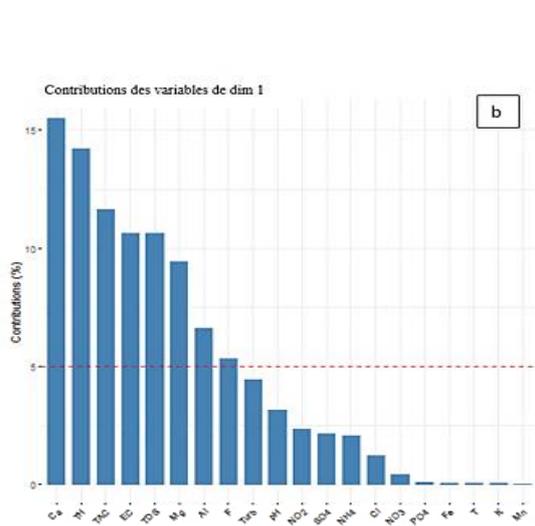
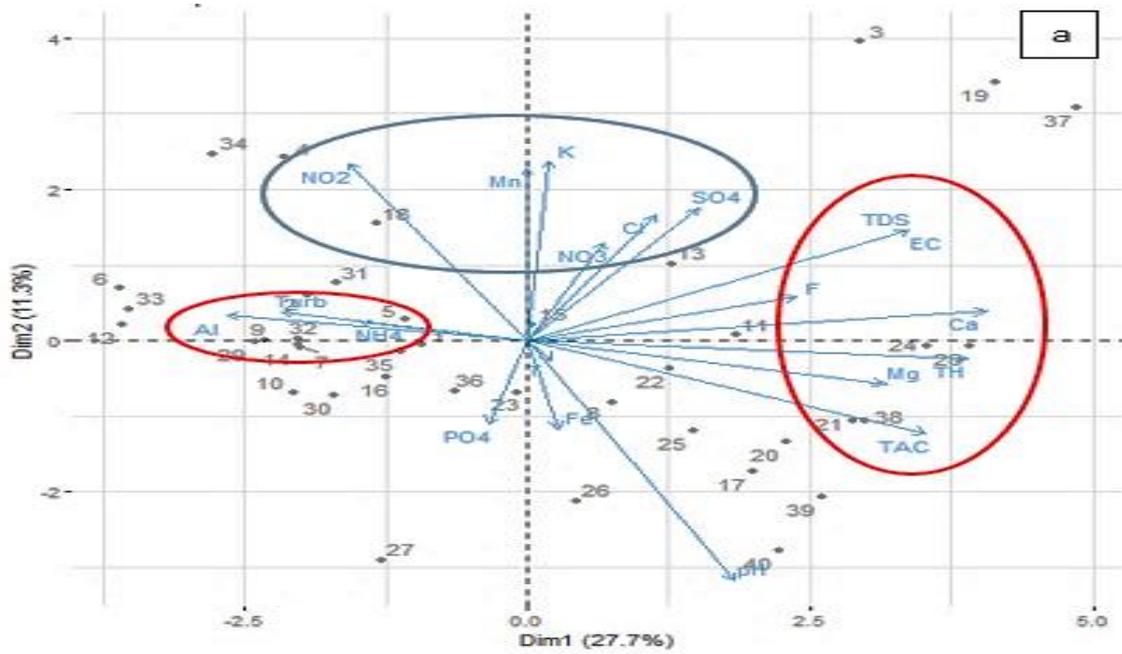
nord-est de la R-AD, les roches telles que le granite alcalin, le gneiss et le granite amphibole-biotite sont composées de valeurs élevées en oxydes alcalins ( $K_2O$ ,  $Na_2O$ ,  $Fe_2O_3$ ,  $MgO$ ,  $CaO$ ,  $MnO$  (peu abondant)) et de  $Al_2O_3$ <sup>331</sup>. En outre, la contribution des points d'eau A20, A19, A16 et A32 suit celle de A23 mais dans le sens négatif, due probablement aux teneurs élevées en  $Al^{3+}$  (A20, A19, A16 et A32) et en  $NH_4^+$  (A16) non conformes aux normes (voir le Tableau **Annexe 4-1**). Ceci pourrait principalement refléter les terres bauxitiques à Minim-Martap et Ngaoundal, à partir desquelles les  $Al^{3+}$  (forme alcaline de l'oxyde d'aluminium) ont été déplacés facilement en raison de la dilution et du ruissellement abondant en surface due aux fortes précipitations. Cette explication corrobore avec le fait que la formation cuirassée la plus ancienne est représentée par la surface bauxitique de Minim-Martap d'altitude 1200 et 1300 m, qui se prolonge vers le sud par les deux buttes cuirassées de Ngaoundourou et de Ngaoundal, dominant de 300 à 400 m le piémont sud de la dorsale façonné dans le gradin tectonique de Bagodo-Tibati<sup>332</sup>. Il vient que, 37,7% des informations extraites des axes factoriels 1 et 2 dans la R-AD (Figure **37b**) mettent en évidence les phénomènes de précipitation et de dissolution des minéraux alcalins des roches, d'altération des minéraux du sol, et de lixiviation.

Cependant, l'axe 3 a été défini par un petit groupe de variables ( $CE$ ,  $SDT$ , et  $F^-$ ) qui participent dans le sens positif, avec un taux de contribution de 11,8% (Figures **38b** et **39b**), reflétant la minéralisation de l'eau relative à la dissolution des minéraux contenant du fluorure. La relation positive qui existe entre ces trois paramètres montre l'influence naturelle sur les eaux souterraines A7, A23 et A19 (Figures **41b** et **42b**), en particulier ceux qui sont profondes et protégées (A7 et A23). De plus, A19 montre qu'après la dissolution du minéral de fluorure,  $Al^{3+}$ , produit d'hydrolyse du minéral du sol contenant de l'aluminium (par exemple la bauxite), a réagi avec  $F^-$  et le précipité de fluorure d'aluminium s'est formé. On peut donc dire que, la nappe phréatique peu profonde où est captée A19 a été rechargée par l'infiltration des eaux issues du ruissellement de surface transportant des particules solides exogènes et endogènes. Ce qui pourrait indiquer une source de pollution diffuse. Globalement, 32,9% des informations extraites des axes factoriels un et trois dans la R-AD (Figure **38b**), révèlent l'existence des processus de dissolution d'un minéral riche en fluor et de précipitation.

Pour poursuivre, il a été possible de représenter simultanément dans l'espace des facteurs à la fois des individus et des variables qu'on peut visualiser à partir des biplots de corrélation. Le terme biplot est utilisé parce qu'il s'agit des représentations simultanées qui respectent le fait que la projection des observations sur les vecteurs variables doit être représentative des données

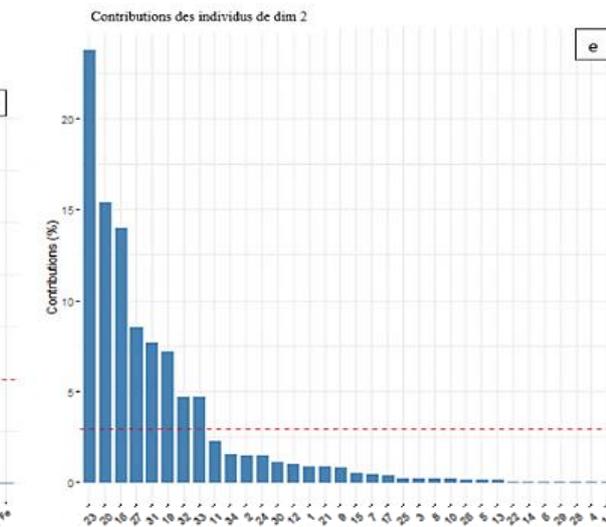
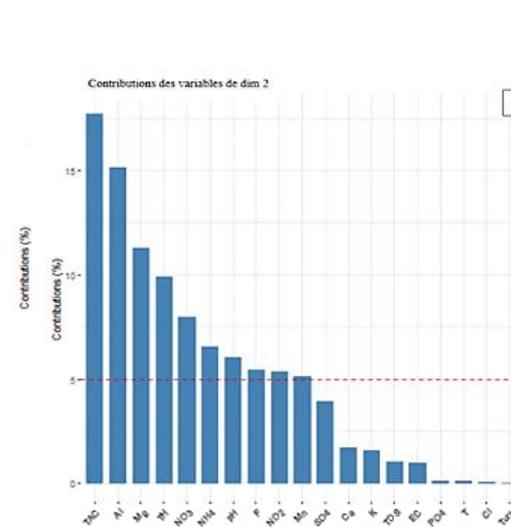
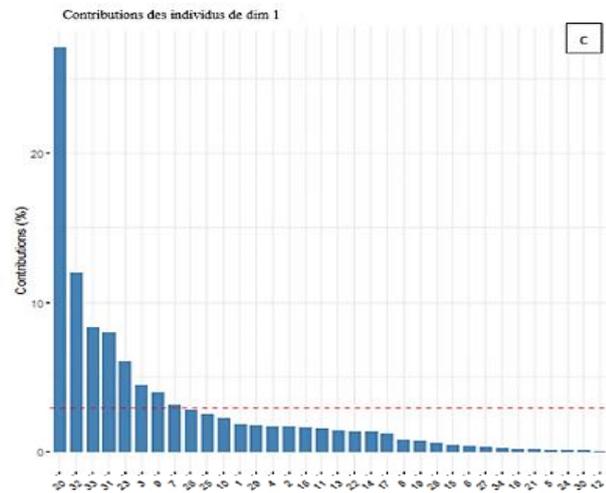
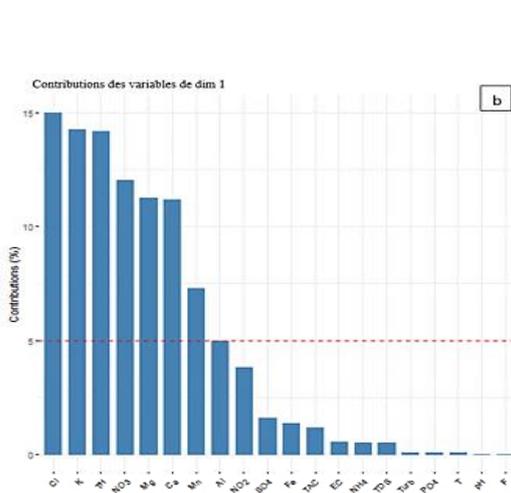
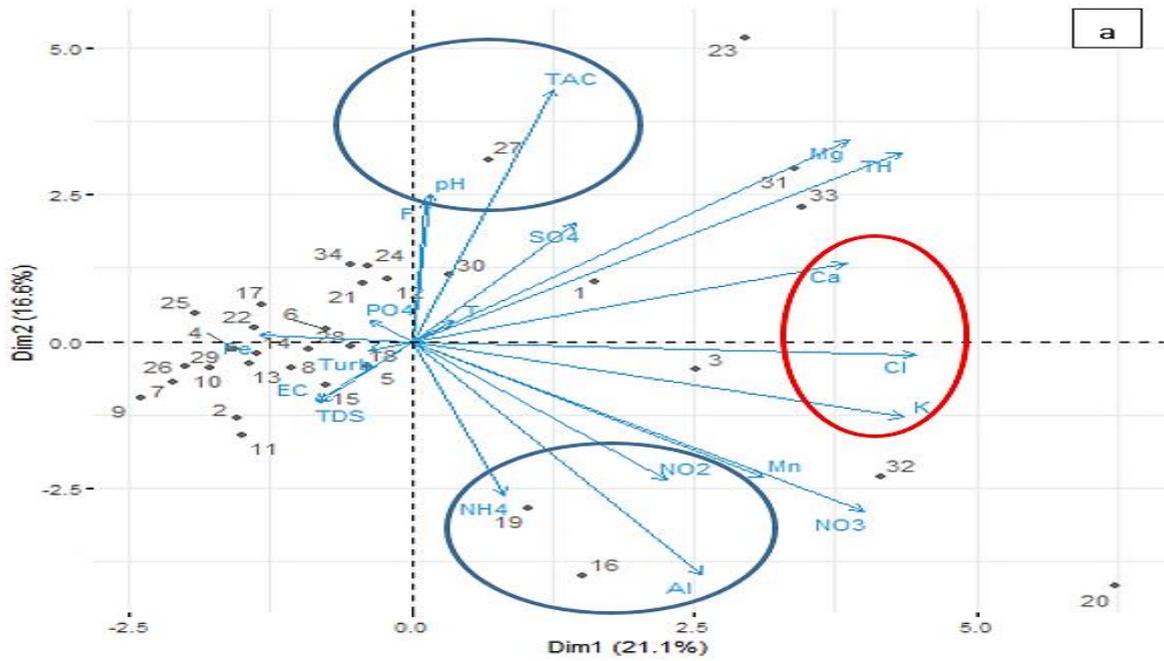
d'entrée pour ces mêmes variables. Pour affiner l'interprétation des axes factoriels 1 et 2, les graphiques des contributions des variables et des individus ont été associés aux biplots pour les deux régions. De même, pour l'interprétation des cercles de corrélation des variables et des individus suivant l'axe 3, leurs contributions ont été représentées en **Annexe 4-3**, Figure **4-3.2**. Les individus présentant les plus fortes contributions sont généralement ceux situés en position extrême sur l'axe (ceux ayant les plus fortes coordonnées, soit positives ou négatives). On a retenu pour l'interprétation des individus et des variables la contribution  $>$  à la contribution moyenne ( $1/n$ ). Les points d'eau dont la contribution est supérieure à la moyenne (trait interrompu en rouge) permettent de donner un sens à l'axe.

La superposition des graphiques variables/individus a révélé que leurs nuages de points n'appartiennent pas au même espace (Figures **43a** et **44a**). Les biplots proviennent des axes factoriels 1 et 2 qui expliquent environ 39 % (R-NO) et 37,7 % (R-AD) de la variance totale de l'ensemble de données.



**Figure 43 :** Biplot montrant la variation générale des variables et des individus (a) et leurs contributions respectives (b-e) au sein des sous-bassins versants étudiés dans la R-NO

La Figure **43a** présente le biplot de 20 variables et de 40 individus pendant la saison de pluies dans le R-NO. Les échantillons d'eau les plus représentés et les plus dispersés sur l'axe 1 par ordre décroissant ont été N37 > N19 > N28 > N6 > N12 > N24 > N33 > N38 > N3 > N21 > N34 > N39 > N29 > N9 (Figure **43c**), caractérisés par une valeur élevée des variables dans le même ordre  $\text{Ca}^{2+}$  > TH > TAC > CE > SDT >  $\text{Mg}^{2+}$  >  $\text{Al}^{3+}$  >  $\text{F}^-$  (Figure **43b**). À l'exception de l'eau de surface N12 influencée par le ruissellement, la convergence des points d'eau vers l'axe 1 peut être interprétée par leur géologie similaire. En revanche, les points d'eau qui tendent à se disperser vers l'axe 2 sont N3 > N19 > N37 > N27 > N40 > N34 > N4 > N26 > N39 > N17 (Figure **43e**), caractérisés par une valeur élevée des variables suivant l'ordre  $\text{pH}$  >  $\text{K}^+$  >  $\text{NO}_2^-$  >  $\text{Mn}^{2+}$  >  $\text{SO}_4^{2-}$  >  $\text{Cl}^-$  > SDT > CE (Figure **43d**). Cela suggère que la nature de la roche a fortement influencée N3. De plus, les points d'eau représentés sur l'axe 3 sont : N37 > N34 > N40 > N13 > N19 > N12 > N7 > N27 > N23 > N14 > N18, caractérisés par une forte valeur des variables au-dessus de la moyenne tels que  $\text{SO}_4^{2-}$  >  $\text{K}^+$  >  $\text{NO}_3^-$  >  $\text{NO}_2^-$  > Turb. >  $\text{Cl}^-$  >  $\text{Fe}^{2+}$  (**Annexe 4-3**, Figure **4-3.2 (a, b)**). Ce qui pourrait montrer les interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines et l'influence d'une pollution d'origine naturelle.



**Figure 44 :** Biplot montrant la variation générale des variables et des individus (a) et leurs contributions respectives (b-e) dans les sous-bassins versants étudiés dans la R-AD

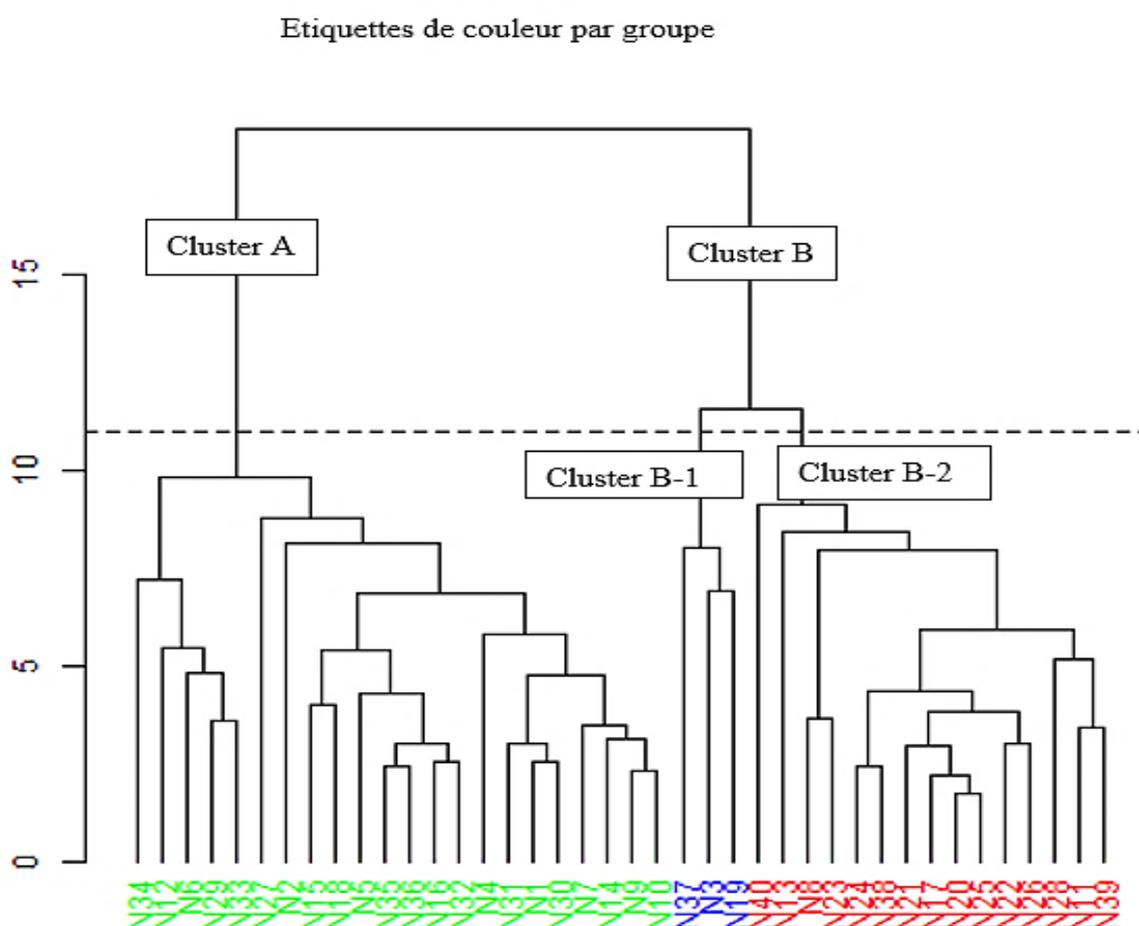
La Figure 44a présente plutôt le biplot de 20 variables et de 34 individus pendant la saison de pluies dans le R-AD. Malgré le modèle de regroupement observé, peu d'échantillons d'eau semblent dispersés vers l'axe 1 ou l'axe 2. Les échantillons d'eau les plus représentés et les plus dispersés sur l'axe 1 par ordre décroissant sont : A20 > A32 > A33 > A31 > A23 > A3 > A9 > A7 > A26 (Figure 44c), caractérisés par une valeur élevée des variables  $\text{Cl}^- > \text{K}^+ > \text{TH} > \text{NO}_3^- > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Al}^{3+}$  (Figure 44b). Le rapprochement de ces points d'eau par rapport à l'axe 1, est probablement dû au fait qu'ils sont dans un même environnement géologique (zone de socle). De plus, ils sont issus de la même source d'approvisionnement (SGW), à l'exception des individus A32, A23, A7 et A26 (DGW). Les points d'eau sont dispersés vers l'axe 2 et leurs contributions ont été dans l'ordre décroissant suivant : A23 > A20 > A16 > A27 > A31 > A19 > A32 > A33 (figure 44e), caractérisés par une valeur élevée des variables  $\text{TAC} > \text{Al}^{3+} > \text{Mg}^{2+} > \text{TH} > \text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+ > \text{pH} > \text{F}^- > \text{NO}_2^- > \text{Mn}^{2+}$  (Figure 44d), indiquant la présence des roches fortement alcalines. De même que pour l'axe 1, ces échantillons d'eau sont dans un même environnement géologique (zone de socle). Par ailleurs, les points d'eau représentés sur l'axe 3 sont : A7 > A23 > A19, caractérisés par une valeur élevée des variables  $\text{SDT} > \text{CE} > \text{F}^-$  au-dessus de la moyenne (Annexe 4-3, Figure 4-3.2 (c, d)), ce qui suggère une minéralisation modérée, principalement dans l'échantillon A7.

Bien que trois groupes aient été identifiés et différenciés par l'AF, il conviendrait de faire une classification ascendante hiérarchique (CAH) pour mieux convaincre la communauté scientifique à propos de ces résultats.

## b) Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

La CAH a été réalisée à partir des échantillons d'eau de surface et souterraines de plusieurs classes, sur la base des similarités au sein d'une classe et des dissimilarités entre différentes classes. Dans cette étude, la similarité entre les points d'eau a été mesurée par le biais des distances euclidiennes au carré et la méthode de Ward qui est le diviseur du regroupement hiérarchique. Ce qui veut dire que la CAH adoptée à l'aide de la procédure de Ward, génère des clusters approximativement identiques <sup>333</sup>. Les résultats de la CAH ont montré que 40 et 34 points d'eau respectivement dans les R-NO et R-AD, ont été classés en trois groupes (Figures 45 et 46).

### ➤ R-NO



**Figure 45 :** Dendrogramme de l'analyse de cluster hiérarchique basé sur des points d'eau au sein des bassins versants dans la R-NO

La R-NO est divisée en deux groupes principaux, A et B. Le groupe A est subdivisé en deux sous-groupes, A-1 et A-2 qui ont des caractéristiques similaires. A-1 et A-2 sont composés des eaux souterraines et de surface (N34, N12, N6, N29, N33, N27, N2, N15, N18, N5, N35, N36, N16, N32, N4, N31, N1, N30, N7, N14, N9, et N10) (Figure 45). Ces points d'eau ont été répartis

sur trois bassins versants (Mayo-Rey, Bénoué, et Faro-et-Déo). Ce groupe correspond à des eaux très polluées, caractérisées principalement par une turbidité élevée (N34, N12, N6, N29, N33, N15, N4, N31, N7, N14, N9, et N10) et les  $Al^{3+}$  élevés (uniquement N6), valeurs excédant la limite édictée par l'ANOR et l'OMS (Tableau VII et Tableau en Annexe 4-1).

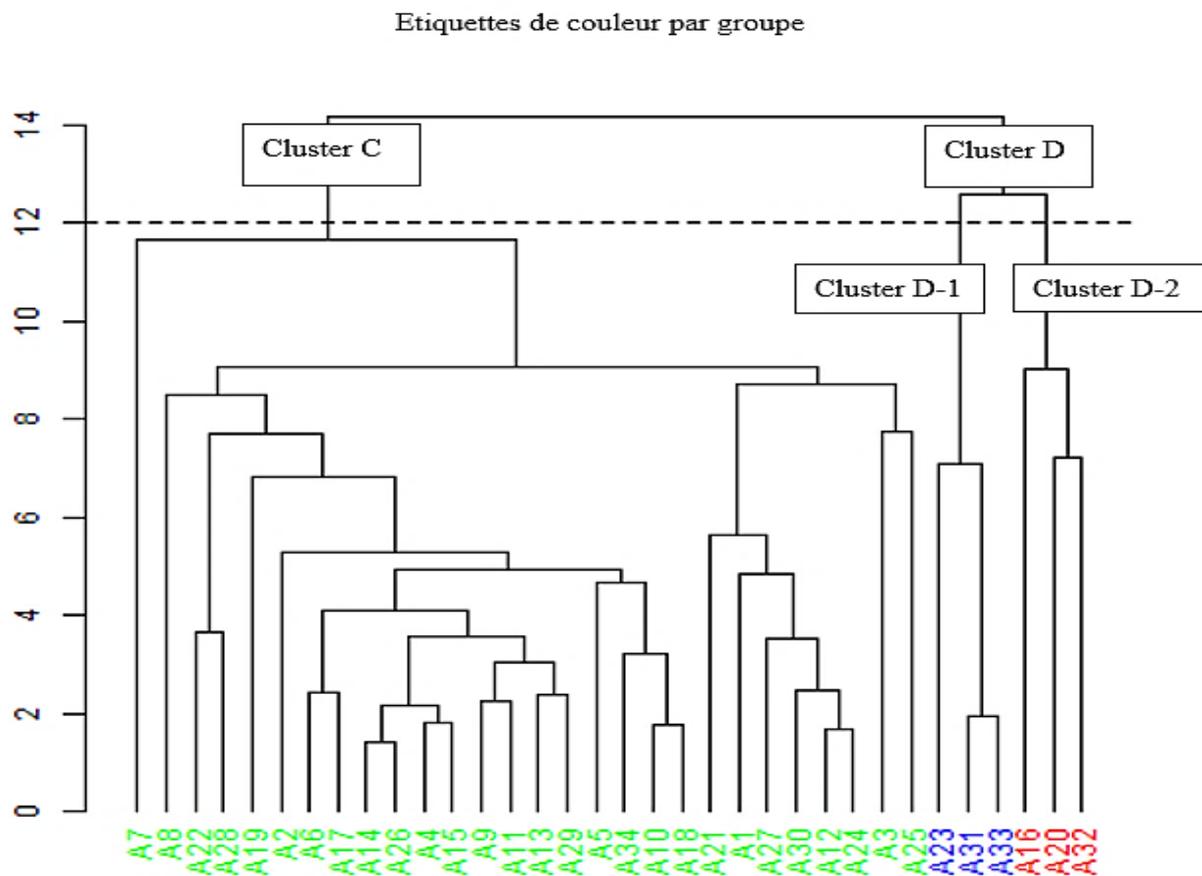
Par contre, le groupe B est divisé en deux sous-groupes, B-1 et B-2, avec les caractéristiques différentes. Le groupe B-1 comprend N37, N3 et N19 (Figure 45), un petit groupe hiérarchique qui montre une minéralisation naturelle des eaux souterraines. Le groupe B-1 se caractérise principalement par des valeurs élevées de CE qui ne sont pas conformes à la norme Camerounaise (Tableau VII). Ainsi, ce groupe représente des eaux faiblement polluées.

Le sous-groupe B-2 comprend les échantillons d'eau N40, N13, N8, N23, N24, N38, N21, N17, N20, N25, N22, N26, N28, N11, et N39, qui appartiennent tous au sous-bassin versant de la Bénoué. Les échantillons N23 et N8 sont excessivement turbides, de même que N40, N8, N23, N24, N38, N21, N20, N25, N22, N26, N28, N11 et N39 ont un excès de  $Fe^{2+}$ . Ce groupe représente des eaux modérément polluées.

Dans la R-NO, certaines eaux souterraines et eaux de surface, à l'exception de la rivière N23, ont été les ressources en eau les plus polluées (Figure 45). La pollution a été étendue à proximité de la plaine de la Bénoué près de Garoua (altitude 255 m) jusqu'à l'arrondissement de Touboro, vers le nord de la R-AD (altitude 909 m) dans l'ordre :  $N18 > N16 > N15 > N14 > N12 > N27 > N34 > N36 > N33 > N32 > N35 > N31 > N29 > N30 > N4 > N5 > N10 > N7 > N6 > N9 > N2 > N1$ . Étant donné qu'une érosion dramatique s'est produite auparavant dans les zones proches de la plaine de la Bénoué la plupart des habitants ont déserté et les animaux se déplacent constamment<sup>222</sup>. La forte participation des  $Al^{3+}$ , de la turbidité et des  $NH_4^+$  correspondant à ce groupe d'échantillons, apparaît dans la direction négative de l'axe 1 (figure 43a). Cela pourrait refléter l'érosion des sols, la présence des déchets d'animaux et des latrines traditionnelles à fosse peu profonde (sources ponctuelles de pollution) et le ruissellement des eaux de pluie (source diffuse de pollution). Ning et al.<sup>334</sup> ont signalé que l'érosion des sols associée à la pollution diffuse est considérée comme un processus de dégradation des terres dans de nombreux environnements terrestres. Ce constat corrobore avec la dégradation des sols combinée à une forte croissance démographique et à de fortes fluctuations climatiques montrant des changements environnementaux, qui ont été trouvés dans la pédogenèse de la R-NO<sup>220</sup>. Par exemple, en 1999 et 2012, dans la plaine de la Bénoué et à la traversée de la vallée de la Bénoué l'on a connu de graves inondations obligeant à libérer l'eau du réservoir de Lagdo ; ce qui a entraîné une

modification accrue de l'écologie en aval <sup>49</sup>. Les zones rurales et périphériques du Cameroun montrent également que les sources de pollution, tant ponctuelles que diffuses, sont à l'origine de la dégradation des qualités chimiques et microbiennes des sources d'eau alternatives telles que les sources, les puits et les cours d'eau <sup>323</sup>. D'après Cheo et al. <sup>335</sup>, tout changement climatique avec augmentation de la température au Nord-Cameroun aurait un impact positif ou négatif sur les ressources en eau. Pendant la saison des pluies, les précipitations augmentent, et le ruissellement de surface peut transporter de grandes quantités de débris (matières solides en suspension et nutriments tels que le NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) de la plaine d'inondation de la Bénoué en amont vers d'autres bassins en aval. Ce groupe indique les sources possibles de pollution ponctuelle et diffuse.

➤ **R-AD**



**Figure 46 :** Dendrogramme de l'analyse de cluster hiérarchique basé sur des points d'eau au sein des bassins versants dans la R-AD

Dans la R-AD, le groupe C est subdivisé en deux sous-groupes, C-1 et C-2, qui sont représentés avec des caractéristiques similaires (Figure 46). Ce cluster est constitué des points d'eau A7 (isolé), A8, A22, A28, A19, A2, A6, A17, A14, A26, A4, A15, A9, A11, A13, A29, A5,

A34, A10, A18 (groupés), A21, A1, A27, A30, A12, A24, A3, et A25 (groupés). Seul A8 (16,1 UTN) parmi tous les échantillons a une valeur de turbidité supérieure à la valeur limite fixée par l'ANOR et l'OMS (Tableau VII). De même, A18, A9, A29, A17, A34, A7, A22, et A28 ont un excès de  $\text{Fe}^{2+}$ . Par ailleurs, tous les points d'eau ont été divisés en trois bassins versants (Mayo-Rey, Faro-et-Déou, et Djérem). Ce groupe correspond à des eaux modérément polluées, comme le cas du sous-cluster B-2 dans la R-NO.

Le cluster D est divisé en sous-groupes D-1 et D-2, qui représentent des caractéristiques différentes (Figure 46). Le sous-groupe D-1 est composé des points d'eau A23 (bassin versant du Djérem), A31, et A33 (bassins versant de la Mbéré). Ces trois échantillons contiennent les valeurs les plus élevées de  $\text{Mg}^{2+}$ , excédant la norme fixée par l'ANOR (Tableau en Annexe 4-1). De plus, ils sont caractérisés par des valeurs élevées de TAC,  $\text{Mg}^{2+}$ , et du pH (Figure 44a), qui pourraient provenir de la dissolution des minéraux riches en magnésium. Le groupe D-1 représente les eaux non polluées.

Le sous-groupe D-2 est constitué des points d'eau A20, A16 (sous-bassin versant du Djérem) et A32 (sous-bassin versant de la Mbéré). Les échantillons A20, A16 et A32 ont enregistré un excès d'ions  $\text{Al}^{3+}$ , alors que seul l'échantillon A16 un excès d'ions  $\text{NH}_4^+$  qui dépasse les directives de potabilité de l'eau de boisson de l'ANOR (voir le Tableau en Annexe 4-1). Ce sous-groupe représente des eaux faiblement polluées.

Dans la R-AD, le groupe des points d'eau qui est le plus affecté appartenait aux sous-bassins versants du Mayo-Rey, Faro-et-Déou, Djérem et Mbéré, et il correspond aux eaux modérément polluées (Figure 46). La faible participation de la turbidité, du  $\text{Fe}^{2+}$  et du  $\text{PO}_4^{3-}$ , associée à ce groupe dans la direction négative de l'axe 1 (Figure 44a), est probablement due à des sources naturelles et au ruissellement de surface provenant du plateau de l'Adamaoua et des précipitations. Les bassins versants dans la R-AD (827 à 1166 m d'altitude) sont situés en amont et au cœur de la zone du plateau de l'Adamaoua (1000 à 1400 m d'altitude)<sup>336</sup>. Ainsi, le niveau de pollution de l'eau en amont proche du plateau de l'Adamaoua (A8, A22, A28, A19, A17, A14, A15, A9, A11, A13, A29, A10, A18, A21, A27, A30, A12, A24, A3 et A25) et à l'intérieur (source A34 et puits protégé A1) est modéré. Par ailleurs, seul le point d'eau A8 a eu un excès de turbidité et les points d'eau A18, A9, A29, A17, A34, A7, A22 et A28 ont eu un excès de  $\text{Fe}^{2+}$ , qui ont dépassé les normes ANOR et OMS (voir Tableau VII). Ceci est probablement lié aux particules transportées par le ruissellement pluvial qui a entraîné l'érosion des sols depuis le réservoir de Lagdo dans la R-NO en Septembre où le débit est encore fort. Cela peut également s'expliquer par les débits

élevés enregistrés en Août et Septembre, où des pluies de forte intensité ont provoqué la libération de l'eau du barrage de Lagdo le long de la rivière Bénoué (un pic de recharge de 7140 m<sup>3</sup>/s) <sup>337</sup>. De plus, la faible contribution du Fe<sup>2+</sup> reflète sa considération parmi les éléments mobiles pauvres, retenus préférentiellement dans le résidu solide de la dissolution incongrue. Cependant, la grande capacité des ions à être dilués et à rester dans la limite acceptable, provient en grande partie du potentiel hydrologique de la R-AD, grâce à une réserve d'eau appelée " château d'eau du Cameroun" (150 à 300 km de large), qui alimente trois des quatre grands bassins versants et se recharge naturellement dans l'aquifère profond protégé <sup>338</sup>. De plus, la porosité élevée (50 à 60 %) et une perméabilité de surface très élevée des sols de la R-AD <sup>226</sup>, sont les conditions favorables à l'infiltration des eaux dans le sous-sol entraînant la dilution des éléments chimiques. Tout ce qui précède justifie à suffisance la pollution modérée de l'eau dans cette région. Une étude précédente menée dans le plateau de l'Adamaoua (R-AD) a montré que les eaux souterraines captées dans les aquifères fracturés n'ont pas été seulement de bonne qualité <sup>339</sup>. Ainsi, l'eau des bassins versants de la R-AD est principalement affectée par la source de pollution non ponctuelle (diffuse), qui résulte du ruissellement de surface (érosion hydrique des sols) et des infiltrations. Cette source de pollution montre également comment l'effet négatif des conditions climatiques peut indirectement affecter les ressources en eau, la santé, et le développement économique.

Au terme de cette sous-section, on retient que l'ACP/AF a classifié les variables originales en de nouveaux facteurs plus réduits (sept et six CPs qui expliquent respectivement 77,65% (R-NO) et 72,24% (R-AD) de l'ensemble des informations des données physico-chimiques. Ensuite, on a pu identifier les sources de pollution d'origine naturelle et anthropique. Par ailleurs, la CAH a classifié plutôt les eaux selon qu'elles soient fortement et faiblement polluées, non polluées et moyennement polluées en fonction des caractéristiques qui permettent de leur distinguer. Eu regard à cette classification, on constate que les clusters d'eau se forment beaucoup plus au vu des conditions naturelles de la zone d'étude (pédologie, géologie et pluviométrie). On peut dire que pendant les pluies, l'abondance d'eau favorise la dilution et diminue la quantité des matières en suspension et dissoutes, voire les concentrations en éléments chimiques dans l'eau. Donc, grâce au potentiel hydrique du château d'eau venant de l'aquifère du socle précambrien (aquifère à faible stockage) qui est exploitable sur une grande superficie, à la végétation et au climat de la R-AD, elle reste prédisposée à avoir les ressources en eau moins polluées chimiquement à long terme, par rapport à la R-NO.

Cependant, pour mieux comprendre l'origine et la variation de la qualité chimique des ressources en eau, les données physico-chimiques en relation avec les sources d'approvisionnement en eau naturelles vont être portées vers une étude hydrochimique. De plus, les résultats de l'étude hydrochimique seraient une occasion de voir si les propriétés intrinsèques des eaux leur rendent exploitables à des fins commerciales, pour en être une plus-value à l'économie de cette zone d'étude.

### **III-2.2 Approche par les méthodes hydrochimiques**

#### **a) Propriétés physico-chimiques permettant de déterminer le potentiel de consommation des ressources en eau naturelles**

Les propriétés physico-chimiques des ressources en eau naturelles inclues le pH, la dureté totale (TH) en tant que  $\text{CaCO}_3$ , les solides dissous totaux (SDT), l'alcalinité totale (TAC) en tant que  $\text{CaCO}_3$ , l'indice de saturation de Langelier (ISL) et l'indice de stabilité de Ryznar (ISR) (Tableaux **XVII** et **XVIII**).

**Tableau XVII :** Propriétés physico-chimiques des ressources en eau naturelles dans les sous-bassins versants de la R-NO

E(N)*	Aquifers capturés*	Bassins versants	Station ID*	pH	SDT	TH	TAC	pHs	ISL	ISR	Types d'eau
N1	Socle	Mayo Rey	DGW	7,13	12,80	468,02	304,92	-2,01	9,14	11,15	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N2	Socle	Mayo Rey	SGW	7,11	19,20	252,41	254,10	-1,82	8,93	-10,75	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N3	Socle	Mayo Rey	SGW	7,37	665,60	738,84	203,28	-0,61	7,98	-8,59	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N4	SI	Mayo Rey	SGW	6,99	25,60	234,01	177,87	-1,23	8,22	-9,44	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N5	SI	Mayo Rey	DGW	7,20	12,80	217,97	203,28	-1,79	8,99	-10,79	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N6	Socle	Bénoué	SGW	7,45	12,80	300,53	127,05	-1,37	8,82	-10,18	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N7	Socle	Bénoué	SGW	7,13	12,80	167,49	203,28	-1,57	8,70	-10,27	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N8	Socle	Bénoué	SGW	7,38	12,80	1266,29	177,87	-1,81	8,90	-11,00	Mg-HCO <sub>3</sub>
N9	Socle	Bénoué	SGW	7,34	6,40	234,01	101,64	-1,57	9,19	-10,45	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N10	Socle	Bénoué	SW	7,70	6,40	351,02	127,05	-1,85	9,55	-11,40	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N11	Socle	Bénoué	DGW	7,47	6,40	803,00	660,66	-2,98	10,45	-13,44	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N12	SI	Bénoué	SW	7,53	6,40	250,05	127,05	-1,35	8,88	-10,22	Mg-HCO <sub>3</sub>
N13	SI	Bénoué	DGW	7,70	12,80	621,83	355,74	-2,61	10,31	-12,91	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N14	Socle	Bénoué	SGW	7,68	12,8	300,53	76,23	-1,18	8,86	-10,04	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N15	Socle	Bénoué	DGW	7,52	6,40	734,11	152,46	-2,07	9,59	-11,65	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N16	SI	Bénoué	DGW	7,63	128,00	234,01	228,69	-0,71	8,34	-9,04	Mg-HCO <sub>3</sub>
N17	SI	Bénoué	DGW	8,09	480,00	568,99	482,79	-0,90	8,99	-9,90	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N18	SI	Bénoué	SGW	7,08	12,80	334,98	203,28	-1,95	9,03	-10,98	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N19	SI	Bénoué	SGW	7,03	787,20	1004,93	355,74	-0,84	7,87	-8,71	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N20	Socle	Bénoué	DGW	7,85	422,40	669,95	559,02	-1,11	8,96	-10,07	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N21	Socle	Bénoué	DGW	7,88	416,00	803,00	457,38	-1,10	8,98	-10,08	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N22	Socle	Bénoué	DGW	7,80	352,00	669,95	431,97	-1,09	8,89	-9,98	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N23	Socle	Bénoué	SW	7,93	64,00	1000,20	127,05	-1,02	8,95	-9,97	Mg-HCO <sub>3</sub>
N24	Socle	Bénoué	DGW	7,85	512,00	1020,97	584,43	-1,19	9,04	-10,24	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N25	Socle	Bénoué	DGW	7,74	358,40	685,99	431,97	-1,01	8,75	-9,77	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N26	Socle	Bénoué	DGW	7,86	6,40	718,07	431,97	-2,62	10,48	-13,11	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N27	Socle	Bénoué	DGW	7,87	19,20	217,97	203,28	-1,60	9,47	-11,08	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>

N28	Socle	Bénoué	DGW	7,58	486,40	887,92	574,27	-1,21	8,79	-10,00	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N29	Socle	Bénoué	DGW	7,44	76,80	234,01	127,05	-0,60	8,04	-8,64	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N30	Socle	Bénoué	SW	7,44	51,20	234,01	127,05	-0,72	8,16	-8,89	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N31	Socle	Bénoué	DGW	7,24	172,80	217,97	127,05	-0,42	7,66	-8,07	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N32	Socle	Bénoué	SW	7,43	76,80	100,97	152,46	-0,72	8,15	-8,88	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub> -Cl
N33	Socle	Faro-et-Déo	DGW	7,27	6,40	234,01	152,46	-1,83	9,10	-10,92	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N34	Socle	Faro-et-Déo	DGW	7,04	6,40	167,49	127,05	-1,71	8,75	-10,46	Mg-Ca-Cl-HCO <sub>3</sub>
N35	Socle	Bénoué	DGW	7,27	38,40	318,94	254,10	-1,65	8,92	-10,57	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N36	Socle	Bénoué	SW	7,49	32,00	601,07	177,87	-1,54	9,03	-10,56	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N37	Socle	Bénoué	DGW	7,36	697,60	954,44	431,97	-0,92	8,28	-9,20	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N38	Socle	Bénoué	DGW	7,78	403,20	1020,97	584,43	-1,28	9,06	-10,34	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N39	Socle	Bénoué	DGW	8,01	12,80	871,88	686,07	-2,88	10,89	-13,77	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N40	Socle	Bénoué	DGW	8,07	6,40	770,92	431,97	-2,89	10,96	-13,86	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>

\*E(N) : Échantillons d'eau dans la R-NO ; SI : Sédimentaire Intergranulaire ; SW : Eau de surface ; SGW : Eau souterraine peu profonde ; DGW eau souterraine profonde.

**Tableau XVIII : Propriétés physico-chimiques des ressources en eau naturelles dans les sous-bassins versants de la R-AD**

E(A)*	Aquifers capturés*	Bassins versants	Station ID*	pH	SDT	TH	TAC	pHs	ISL	ISR	Types d'eau
A1	Volcanique	Mayo Rey	SGW	8,64	0,00	334,98	203,28	IND	IND	IND	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A2	Socle	Mayo Rey	DGW	6,83	12,80	167,49	101,64	-1,17	8,00	-9,16	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A3	Socle	Mayo Rey	SGW	6,90	12,80	402,38	101,64	-1,83	8,73	-10,56	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A4	Volcanique	Faro-et-Déo	DGW	8,27	9,60	100,97	101,64	-1,32	9,59	-10,90	Mg-CaHCO <sub>3</sub>
A5	Socle	Djérem	DGW	8,21	6,40	167,49	152,46	-1,68	9,89	-11,57	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A6	Socle	Djérem	DGW	7,87	6,40	234,01	101,64	-1,52	9,39	-10,91	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A7	Socle	Djérem	DGW	7,82	83,20	167,49	177,87	-0,65	8,47	-9,12	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A8	Socle	Djérem	DGW	7,48	6,40	234,01	111,6	-1,49	8,97	-10,46	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A9	Socle	Djérem	SGW	7,54	6,40	117,01	76,23	-1,08	8,62	-9,69	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A10	Socle	Djérem	SGW	7,55	6,40	117,01	91,48	-1,18	8,73	-9,92	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A11	Socle	Djérem	SGW	7,69	6,40	100,97	91,48	-1,47	9,16	-10,63	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A12	Socle	Djérem	SGW	8,28	6,40	334,98	152,46	-2,00	1028	-12,27	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A13	Socle	Djérem	DGW	8,24	6,40	234,01	50,82	-1,24	9,48	-10,72	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A14	Socle	Djérem	SGW	8,23	3,20	167,49	76,23	-1,69	9,92	-11,61	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A15	Socle	Djérem	SGW	8,26	6,40	167,69	66,07	-1,32	9,58	-10,89	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A16	Socle	Djérem	SGW	8,24	6,40	167,49	66,07	-1,32	9,56	-10,88	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub> .Cl
A17	Socle	Djérem	SW	8,25	6,40	167,69	127,05	-1,62	9,87	-11,50	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A18	Socle	Djérem	DGW	7,59	6,40	234,01	101,64	-1,54	9,13	-10,67	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A19	Socle	Djérem	SGW	7,64	28,80	234,01	50,82	-0,58	8,22	-8,80	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A20	Socle	Djérem	SGW	7,42	6,40	468,02	50,82	-1,54	8,96	-10,51	Mg-Ca
A21	Socle	Djérem	DGW	8,18	6,40	234,01	193,12	-1,88	10,06	-11,93	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A22	Socle	Djérem	DGW	8,16	0,00	217,97	76,23	IND	IND	IND	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A23	Socle	Djérem	DGW	8,30	3,20	867,16	228,69	-2,49	10,79	-13,27	Mg-HCO <sub>3</sub>

A24	Socle	Djérem	DGW	8,27	6,40	284,49	218,53	-2,03	10,30	-12,33	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A25	Socle	Djérem	DGW	8,26	6,40	167,69	101,64	-1,51	9,77	-11,29	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A26	Socle	Djérem	DGW	8,24	6,40	117,01	76,23	-1,09	9,33	-10,42	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A27	Socle	Djérem	DGW	8,38	6,40	468,02	330,33	-2,34	10,72	-13,05	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A28	Socle	Djérem	DGW	8,25	6,40	234,01	101,64	-1,52	9,77	-11,29	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A29	Socle	Djérem	DGW	8,27	6,40	250,05	76,23	-1,08	9,35	-10,43	Mg-HCO <sub>3</sub>
A30	Socle	Djérem	DGW	8,25	6,40	446,88	152,46	-1,69	9,94	-11,63	Mg-HCO <sub>3</sub>
A31	Socle	Mbéré	SGW	8,30	6,40	667,59	203,28	-2,11	10,41	-12,51	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A32	Socle	Mbéré	DGW	8,29	6,40	346,87	91,48	-1,76	10,05	-11,82	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub> -Cl
A33	Socle	Mbéré	SGW	8,37	6,40	601,07	203,28	-2,12	10,49	-12,61	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub> -Cl
A34	Socle	Mbéré	SGW	8,28	6,40	284,49	142,30	-1,84	10,12	-11,96	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>

\*E(A) : Échantillons d'eau dans la R-AD ; SI : Sédimentaire Intergranulaire ; SW : Eau de surface ; SGW : Eau souterraine peu profonde ; DGW eau souterraine profonde ; IND : Indéfinie

Les résultats des SDT peuvent déjà donner une vue d'ensemble sur la classification des types d'eau basée sur l'Union Européenne (UE), comme l'ont proposé Salem et El-Sayed <sup>340</sup>. Ainsi, les SDT inférieurs à 50 mg/L ont été enregistrés dans tous les échantillons de la R-AD (à l'exception de l'eau souterraine profonde A7) et dans 57,5% d'échantillons d'eau dans la R-NO ; ce qui est attribué à la très faible concentration de minéraux. Similairement, les eaux de pluie qui ruissellent sur le toit et qui peuvent être utilisées se caractérisent par une très faible minéralisation <sup>309</sup>. En même temps, les SDT entre 50 et 500 mg/L ont été observés dans les échantillons d'eau A7, N16, N17, N20, N21, N22, N23, N25, N28, N29, N30, N31, N32, et N38, qui ont présenté de faibles concentrations en minéraux. Enfin, les SDT entre 500 et 1500 mg/L ont été enregistrés uniquement dans la R-NO, assignés aux échantillons d'eau N3, N19, N24, et N37 ; ce qui suggère la présence d'un minéral intermédiaire. Ce résultat pourrait expliquer pourquoi précédemment les points d'eau N3, N19 et N37 se sont distingués des autres. De plus, les résultats des SDT (Tableaux **XVII** et **XVIII**) ont indiqué que la plupart des échantillons d'eau pourraient être acceptables pour la consommation, à l'exception des eaux souterraines peu profondes (N3 et N19) et de l'eau souterraine profonde (N37). Ces deux faits se rapprochent du résultat donné précédemment par la CAH, qui a classé N3, N19 et N37 dans un même groupe représentant les eaux faiblement polluées. Bien que les SDT aient classé la plupart des eaux comme étant acceptable pour la boisson, les propriétés relatives à leur dureté et leur entartrage (Tableaux **XVII** et **XVIII**) pourraient avoir un impact économique considérable.

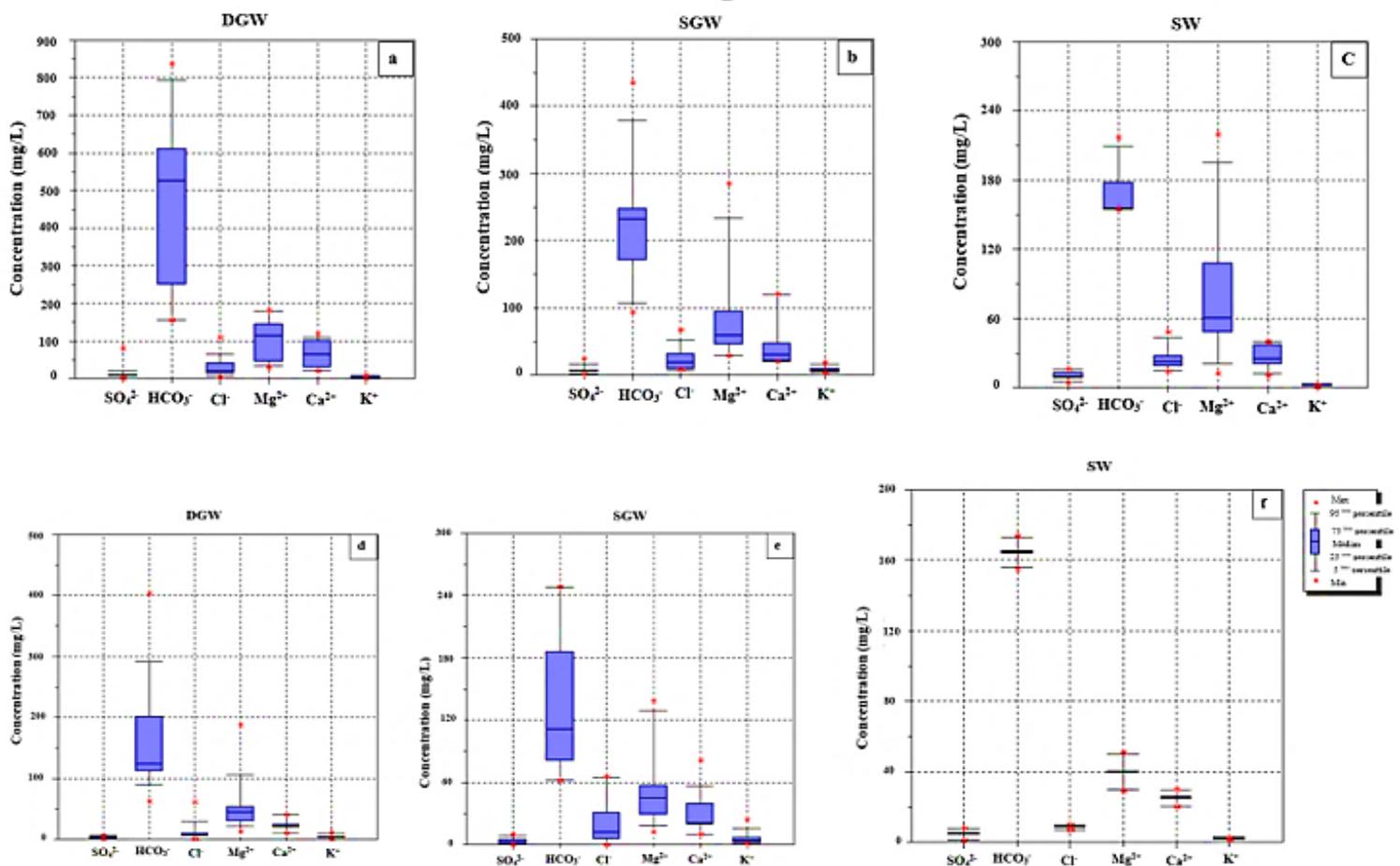
Par ailleurs, l'indice de saturation de Langelier (ISL) indique le degré de saturation de la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ) dans l'eau, et est calculé à partir du pH, de l'alcalinité, de la concentration en calcium, des solides dissous totaux et de la température de l'eau <sup>341</sup>. Pour le même but, on a calculé l'indice de stabilité Ryznar (ISR), sachant qu'il donne un résultat plus précis. Les valeurs de ISL  $> 0$  et ISR  $< 6$  (Tableaux **XVII** et **XVIII**) ont montré qu'au sein des bassins versants étudiés, l'eau est sursaturée et a tendance à précipiter le  $\text{CaCO}_3$ , excepté A1 et A22 qui sont des échantillons d'eau indéfinis (IND). D'après Ketrane et al. <sup>342</sup>, l'eau qui génère des dépôts de calcaire, adhère aux parois internes des équipements, ce qui peut avoir un impact économique important. La sursaturation de l'eau, par rapport au carbonate de calcium, s'explique par le fait que la pression du gaz  $\text{CO}_2$  dissous dans les eaux est supérieure à celle de l'atmosphère <sup>343</sup>. Par ailleurs, les eaux souterraines peuvent devenir sursaturées avec les minéraux présents avant leur écoulement <sup>344</sup>. Dans notre zone d'étude, la sursaturation de l'eau viendrait de l'hydrogéologie, matérialisée par les résurgences d'eaux souterraines à la surface du sol due à la dominance d'un aquifère à faible stockage (socle précambrien). En Egypte, il a été révélé que 98% d'échantillons d'eau ont été dans

une condition sursaturée, ce qui indique la précipitation des minéraux carbonatés <sup>345</sup>. La sursaturation de l'eau implique en d'autre terme que  $pH > pH_s$ , sachant que le pH est compris entre 6,99-8,09 (R-NO) et 6,83-8,64 (R-AD), indiquant que les eaux ont variées de légèrement acide à légèrement alcaline. Le pH est le plus souvent régulé par l'alcalinité. L'alcalinité totale exprimée en mg/L de  $CaCO_3$ , a révélé que la majorité des échantillons d'eau sont favorables à un usage domestique et agricole, à l'exception des échantillons N14, A9, A13, A14, A15, A16, A19, A20, A22, A26 et A29.

De la même manière, les Tableaux **XVII** et **XVIII** montrent que les échantillons d'eaux ont variés de modérément dure (N32, A4, A9, A10, A11, A26) à dure (N7, N34, A2, A5, A7, A15, A16, A17, A25) et à très dure pour les échantillons d'eaux restants (59/74, soit 79,73%). L'eau dure et calcaire obtenue dans la zone d'étude est probablement la conséquence de la lixiviation des terrains durs rencontrés (principalement granitiques). Il est bon de noter qu'il n'y a pas de problèmes de santé graves associés à la consommation des eaux dures. Toutefois, pour améliorer le confort du consommateur, il faudrait adoucir ces eaux en réduisant les effets négatifs de l'eau dure tels que l'entartrage des installations et appareils ménagers et l'utilisation accrue de savon <sup>346</sup>.

## b) Caractéristiques hydrochimiques

La recherche en hydrochimie a été largement menée dans le monde entier pour protéger la qualité de l'eau <sup>347</sup>. Les boîtes à moustache (« Box-whisker ») des eaux profondes (DGW), eaux peu profondes (SGW) et eaux de surface (SW) ont permis de classer les cations et anions majeurs exprimés en mg/L, respectivement dans l'ordre décroissant suivant :  $Mg^{2+} > Ca^{2+} > K^+$  et  $HCO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-}$  (Figure 47).

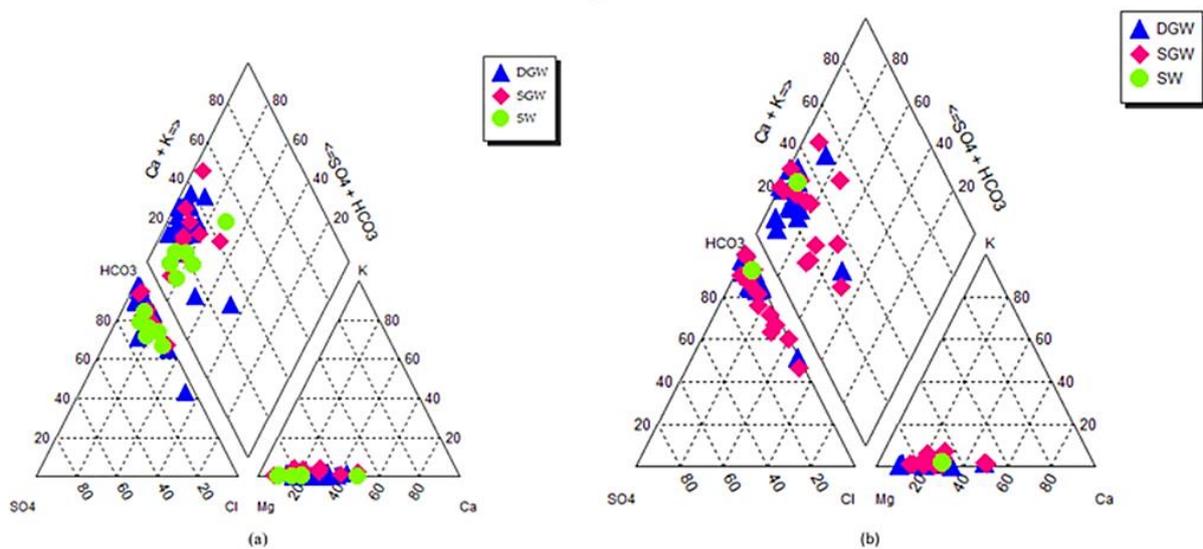


**Figure 47 :** Diagrammes des boîtes à moustaches des anions et cations majeurs des DGW, SGW et SW issues des bassins versants des R-NO (a-c) et R-AD (d-f)

La prédominance des  $HCO_3^-$  est en accord avec les valeurs de pH, spécifiquement celles légèrement alcalines dans la majorité des eaux échantillonnées, reflétant la nature alcaline des roches dans la zone d'étude. De même, des études antérieures le long de la ligne volcanique du Cameroun (LVC) ont signalé la prédominance du  $HCO_3^-$  dans la plupart des eaux naturelles <sup>348, 349, 350</sup>, dans le département du Mbéré et les environs de la R-AD <sup>351</sup>, ainsi que dans de nombreuses études à travers le monde. La dominance du cation  $Mg^{2+}$  est en accord avec la géologie de la zone

d'étude. Notamment, des minéraux ferromagnésiens ont été trouvés dans l'arrondissement de Tcholliré (R-NO), la partie ouest de l'arrondissement de Poli <sup>242</sup>, l'arrondissement de Touboro <sup>331</sup>, et dans le plateau de l'Adamaoua (R-AD) <sup>226</sup>. Plus loin à l'Ouest-Cameroun, Tchamako et al. <sup>352</sup> ont constaté que les eaux du bassin versant de la rivière Mou ont été dominées par le magnésium (présence des olivines et pyroxènes des basaltes). En outre, parmi les cations, une concentration plus élevée des  $Mg^{2+}$  a été identifiée dans certaines eaux en bouteilles au Cameroun, en provenance de terrains volcaniques, et justifiée par la présence de minéraux riches en magnésium tels que l'olivine et le pyroxène <sup>353</sup>.

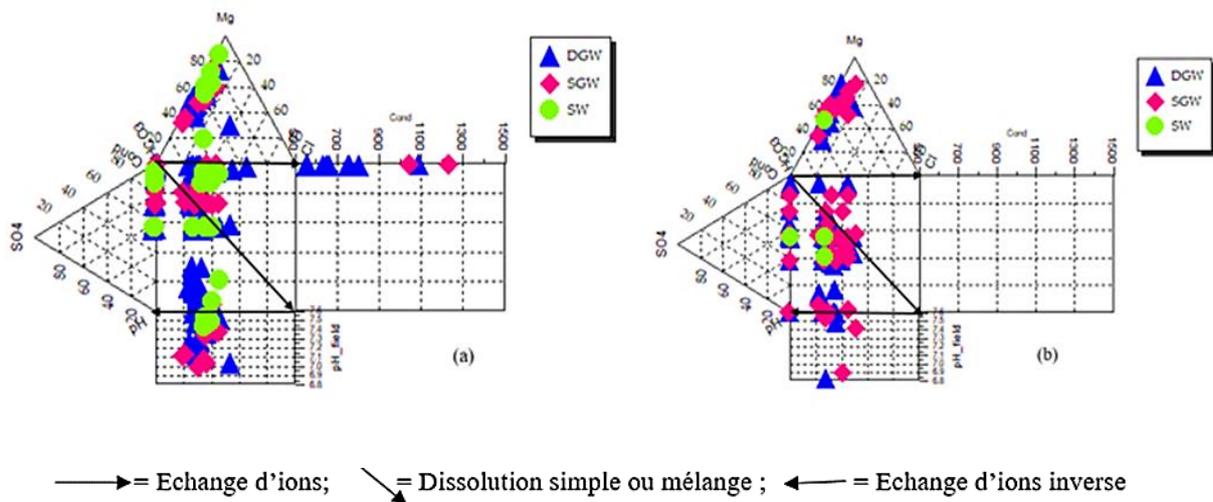
Par la suite, les concentrations relatives des ions majeurs en meq/L ont été projetées sur des diagrammes de Piper (Figures 48a, b).



**Figure 48 :** Diagramme de Piper montrant les faciès hydrochimiques des eaux souterraines (DGW, SGW) et des eaux de surface (SW) dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b)

Cependant, le terme faciès hydrochimique qui est utilisé ci-dessous désigne les quantités d'eau qui diffèrent par leur composition chimique. Il décrit aussi les masses d'eau souterraine dans un aquifère qui diffèrent par leurs caractéristiques géochimiques <sup>140</sup>. La composition chimique des eaux de surface et des eaux souterraines est un indicateur essentiel permettant de comprendre l'évolution de l'eau et sa qualité <sup>354</sup>. L'ensemble des échantillons d'eau souterraine et de surface (DGW, SGW et SW) est subdivisé en quatre types de faciès hydrochimiques. Les parcelles occupées par les points d'eau dans le diagramme de Piper ont montré que les eaux souterraines et de surface sont d'origines semblables.

En outre, le diagramme de Durov étendu a été représenté pour mieux expliquer la structure hydrochimique des eaux souterraines dans la zone d'étude (Figures 49a, b).



**Figure 49 :** Graphiques de Durov étendus des échantillons d'eau issus des bassins versants des R-NO (a) et R-AD (b)

Ces Figures confirment la similitude dans la composition chimique de la majorité des échantillons d'eau, en particulier dans la R-NO. Dans le triangle des cations, les échantillons d'eau sont regroupés du côté des ions  $Mg^{2+}$ , tandis que dans le triangle des anions, ils sont regroupés du côté de  $HCO_3^-$ , certainement à raison de leurs concentrations élevées. Ceci corrobore avec le résultat révélé par les diagrammes de boîte à moustaches et de Piper sur les cations et anions prédominants. De plus, le rectangle de la conductivité révèle que dans la R-NO (Figure 49a), elle ne dépend que de la nature des ions majeurs libérés dans les eaux souterraines lors du processus de dissolution des carbonates et des silicates. Ce qui n'est pas le cas dans la R-AD (Figure 49b), seuls les ions majeurs sont impliqués. Le rectangle de pH montre que dans les deux régions, le pH des eaux souterraines dépend de la nature des roches. Particulièrement dans la R-NO, le pH des eaux de surface est influencé par celui des eaux souterraines, probablement à cause de l'existence des nappes perchées.

La projection des concentrations en meq/L des éléments majeurs sur le diagramme de Piper (Figures 48a, b) et sur le diagramme de Durov (Figures 49a, b) a révélé que le faciès chimique a été dominé par le type d'eau  $Mg-Ca-HCO_3$  (R-NO = 85% et R-AD = 79,41%). Ce résultat indique l'influence dominante de l'interaction eau-roche, principalement la dissolution de minéraux contenant  $Mg^{2+}$  et  $Ca^{2+}$  pendant la recharge des eaux souterraines. Car, l'on a relevé à partir des

études géologiques dans les arrondissements de Tcholliré et de Poli (R-NO), une présence dominante des roches mères métamorphiques constituées principalement des biotites, amphiboles pyroxènes, orthogneiss et micaschistes (biotites + chlorites)<sup>243, 242</sup>. En outre, la partie de la R-AD qui a fait l'objet de cette étude est constituée des roches volcaniques tertiaires (dômes de trachyte et de phonolite ; basaltes) qui recouvrent des socles paléoprotérozoïques (gneiss à amphibole et à grenat ; failles)<sup>355</sup>. Lorsque les ions  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  et  $HCO_3^-$  qui sont le reflet de la dureté carbonatée ont été libérés dans l'eau, probablement les faciès hydrochimiques se sont formés en raison de leur grande mobilité et du type de roche et de sol. Selon Fantong et al.<sup>356</sup>, les alcalis et les alcalino-terreux sont plus mobiles et enrichis dans la phase aqueuse. Le type d'eau Mg-Ca- $HCO_3$  a aussi été identifié dans les sources du barrage du Lac Nyos et le Lac Nyos lui-même<sup>357</sup>. De même, Béatrice et al.<sup>358</sup> ont identifié Mg-Ca- $HCO_3$  parmi les deux principaux types d'eau souterraine à Edéa, à la sortie du bassin de la Sanaga. Gabr et al.<sup>359</sup> ont constaté à partir des diagrammes de Piper et Gibbs, que la majorité des eaux souterraines dans la ville de Dayrout, en Haute-Égypte, se sont révélées être dominées par le phénomène d'interaction eau-roche et appartenir au faciès hydrogéochimique Mg-Ca- $HCO_3$ . Au contraire, une autre étude menée sur les eaux souterraines de la nappe des grès de Garoua (au nord du barrage de Lagdo) a montré une dominance bicarbonatée calcique et bicarbonatée sodique et potassique<sup>360</sup>. Le chimisme des eaux a été attribué dans le cas précédent aux facteurs tels que : les apports météoriques, la pollution et l'hydrolyse des silicates<sup>360</sup>.

Par la suite, les types d'eau mineurs ont été identifiés dans la proportion restante des eaux échantillonnées. C'est le cas de Mg- $HCO_3$  qui décrit 10% et 9% des échantillons d'eau de la R-NO (N8, N12, N16 et N2) et de la R-AD (A23, A29, A30) respectivement, indicateur de la dissolution des orthopyroxènes. Les autres types d'eau minoritaires dans la R-NO, comme les Mg-Ca- $HCO_3$ -Cl et Mg-Ca-Cl- $HCO_3$ , représentent respectivement 3% et 3% des échantillons d'eau (N32 et N34) situés vers le côté ouest de l'arrondissement de Poli. Ces deux types d'eau, témoignent de l'association des biotites et des chlorites que constituent les micaschistes, identifiés à l'ouest de l'arrondissement de Poli par Toteu et al.<sup>242</sup>. Dans la R-AD, le type d'eau Mg-Ca- $HCO_3$ -Cl représente 9% des échantillons (A16, A32 et A33). Pour le cas des points d'eau A32 et A33, cela peut être justifié par les travaux de Ganwa et al.<sup>361</sup>, qui ont révélé la présence dans l'aquifère socle de Meiganga, des minéraux primaires tels que les amphibolites à bandes, des gneiss à biotite et à amphibole, et des gneiss à amphiboles et pyroxènes. Dans la nature, la biotite a pu être partiellement transformée en chlorite due au mélange des colorations brun foncée de la

biotite et verte de la chlorite <sup>361</sup>. Enfin, le type d'eau Mg-Ca, qui décrit 3% des échantillons d'eau (A20), indiquant la dureté totale de l'eau.

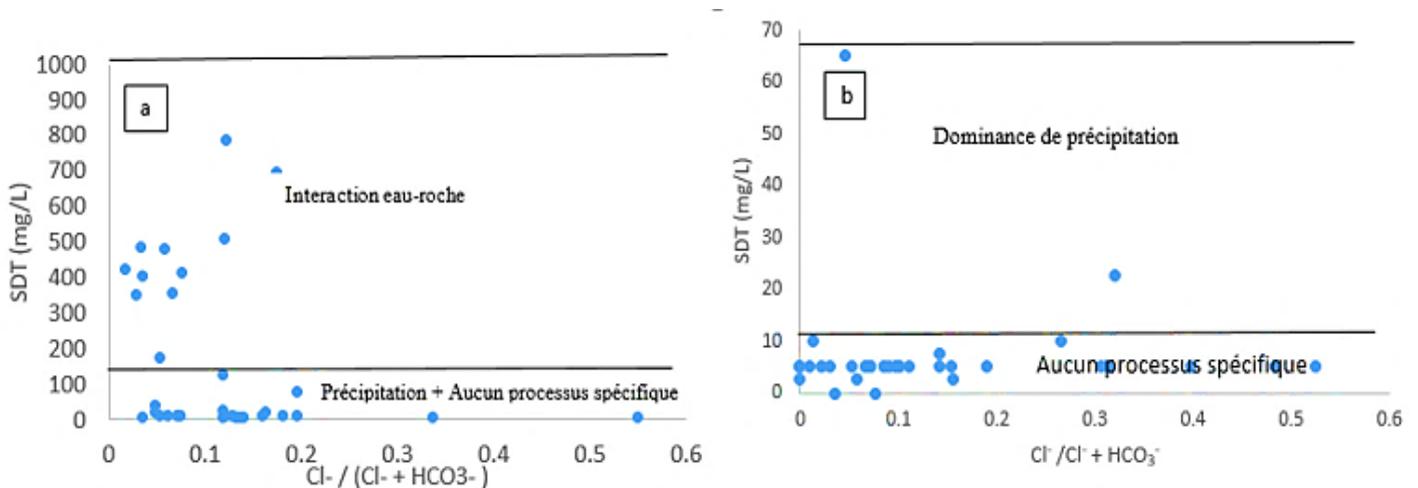
Donc, la composition chimique des eaux souterraines reflète belle et bien la composition minéralogique des roches de l'aquifère. Les résultats sur la chimie des eaux souterraines sont en accord avec les teneurs en éléments majeurs tels que :  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $HCO_3^-$  et  $Cl^-$  provenant des roches métamorphiques constituées des biotites, biotites chlorites, amphiboles et pyroxènes. Toutefois, tous les types d'eau enregistrés dans cette zone d'étude montrent une forte influence de ses caractéristiques géologique et hydrogéologique sur les eaux souterraines. Donc, l'hydrochimie des eaux souterraines est régie par les facteurs naturels, car les activités anthropiques n'ont pas influencé la qualité chimique des eaux, voire leur structure. Au contraire, dans la métropole de Bamenda (Nord-Ouest Cameroun), l'impact des activités anthropiques a été révélé minime sur la qualité chimique des eaux souterraines <sup>362</sup>.

Par ailleurs, on constate que les types d'eau de surface N10, N30, N36 et A17 (Mg-Ca- $HCO_3$ ), N12 et N23 (Mg- $HCO_3$ ) et N32 (Mg-Ca- $HCO_3$ -Cl), se retrouvent aussi dans les eaux souterraines. Dans cette étude, les caractéristiques hydrochimiques des eaux souterraines ont été similaires à celles des eaux de surface, indiquant l'interaction eau souterraine et eau de surface, probablement due à l'abondance des nappes perchées dans la R-NO spécifiquement, et/ou de la résurgence des eaux souterraines profondes jusqu' à la surface du sol. Toutefois, il a été démontré que les preuves hydrochimiques ne suffisent pas pour dire que les eaux de surface et les eaux souterraines sont largement connectées hydrologiquement <sup>354</sup>. De plus, la composition chimique des eaux de surface démontre aussi le faible usage des pesticides ; ce qui suppose que ces eaux sont exemptes d'une pollution significative par les phosphates et les nitrates. Ce résultat est en accord avec les données de la GWP sur les eaux de surface au Cameroun en 2009 <sup>245</sup>.

Au regard de la composition chimique des eaux révélée précédemment, il apparaît qu'un important déséquilibre de charge entre cations et anions constaté pourrait être dû à l'utilisation de plusieurs instruments (deux) pour l'analyse des ions et/ou à l'influence de solutions diluées comme l'eau de pluie. Selon Fritz et al. <sup>363</sup>, les échantillons sujets à des équilibres de charge >10% sont ceux qui ont une faible force ionique. Toutefois, les théories empiriques utilisant les diagrammes relatifs aux paramètres chimiques en relation avec la structure naturelle des eaux, peuvent être appliquées à nos données pour définir dans l'espace, les phénomènes et processus hydrogéochimiques permettant de comprendre la variation de la qualité chimique des eaux souterraines.

### c) Processus hydrogéochimiques

Bien que le diagramme de Durov représenté dans les deux régions (Figures 49a, b) a permis de déduire que les processus d'ion inverse et de dissolution pourraient être responsables de la composition chimique des eaux, le diagramme de Gibbs (Figures 50a, b) et les rapports ioniques (Figures 51a-h et Figures 52a-h) ont été représentés par la suite respectivement dans les R-NO et R-AD. Ceci pour identifier tous les phénomènes et les processus hydrogéochimiques responsables de la composition chimique des eaux souterraines et permettant de comprendre la variation de la qualité chimique des eaux souterraines. Cependant, l'hydrochimie des eaux souterraines dépend des roches mères des aquifères et du passage de l'eau des aquifères au point de captage <sup>364</sup>. Le diagramme de Gibbs traduit l'origine de la minéralisation des différents échantillons d'eau souterraines <sup>365</sup>. Les phénomènes hydrogéochimiques habituels donnés par Gibbs sont : la précipitation atmosphérique (SDT = 10 - 100 mg/L), l'interaction eau-roche (SDT = 100 - 1 000 mg/L) et l'évaporation (SDT = 1 000 - 10 000 mg/L) <sup>366</sup>. Dans le cas de cette étude, un seul des deux diagrammes proposés par Gibbs (SDT fonction de  $(Cl^- / Cl^- + HCO_3^-)$ ) a été tracé pour représenter 34 et 33 échantillons d'eau souterraine (Figures 50a, b), respectivement dans les bassins versants de la R-NO et de la R-AD.

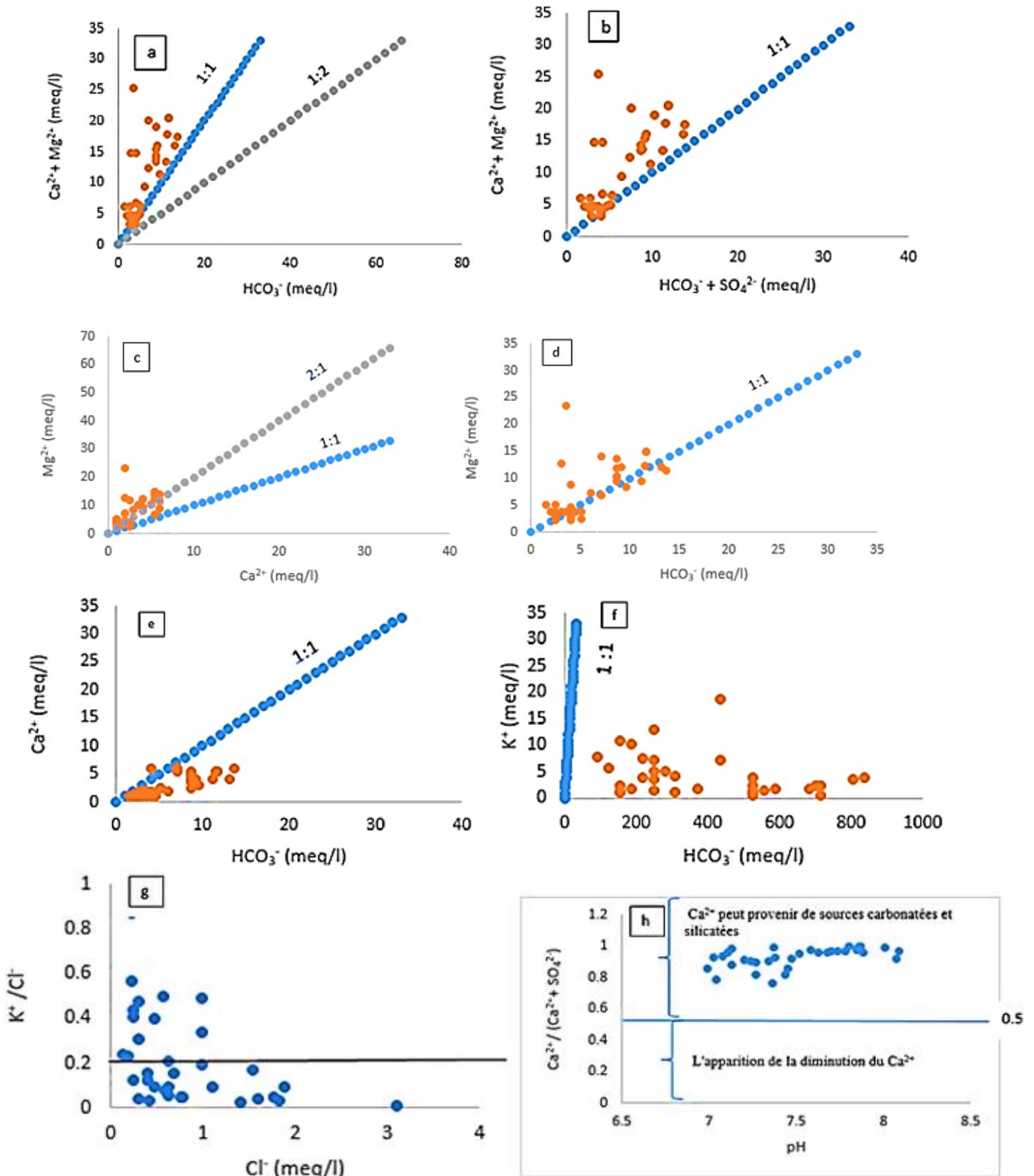


**Figure 50 :** Diagrammes de Gibbs relatifs à la composition en ions majeurs des eaux souterraines issues des bassins versants de la R-NO (a) et de la R-AD (b)

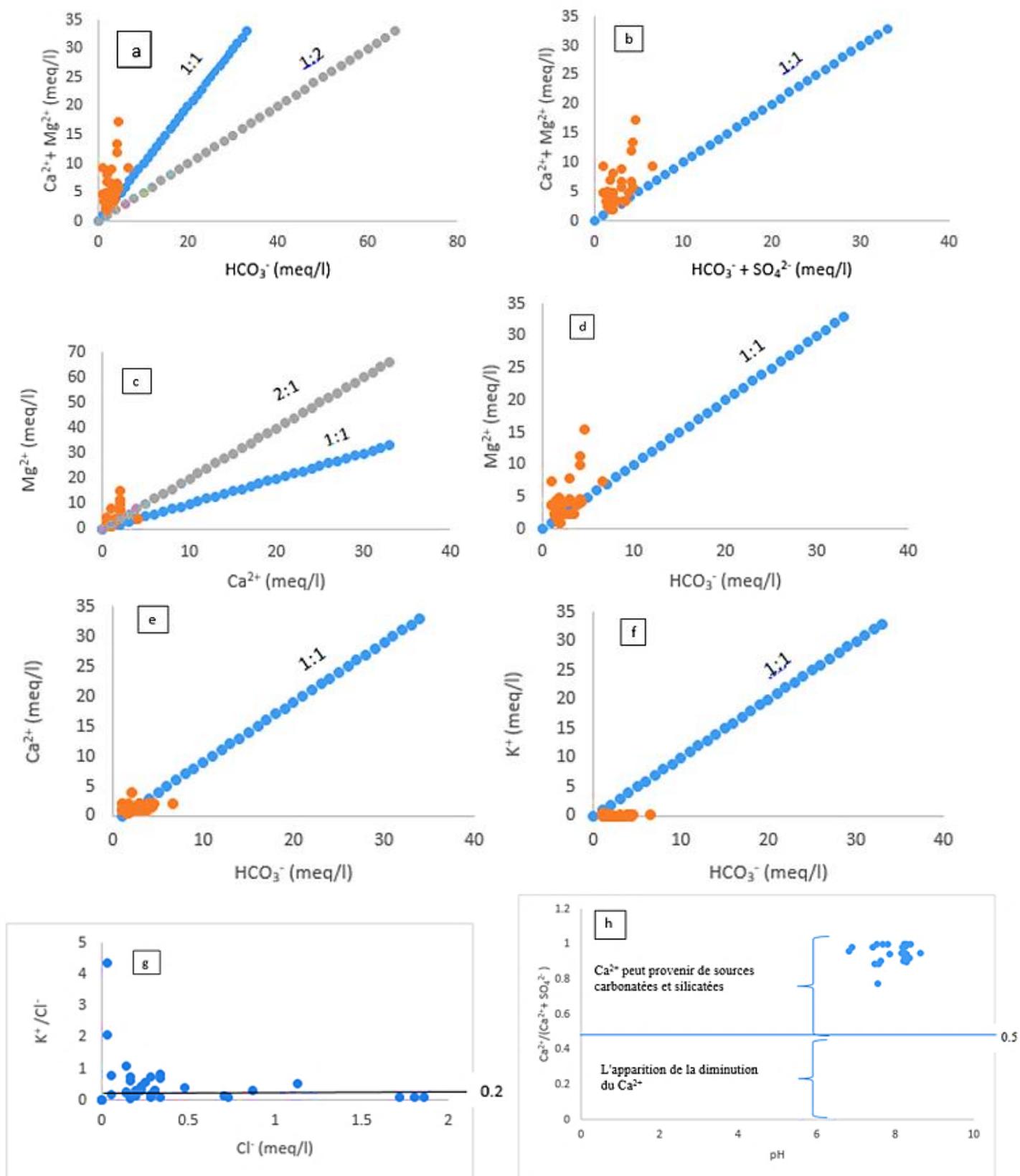
Le graphe SDT/  $(Cl^- / Cl^- + HCO_3^-)$  rangé entre 10 et 100 mg/L, a indiqué que quatorze échantillons d'eau souterraine dans la R-NO (N29, N35, N4, N27, N2, N39, N7, N18, N14, N13, N8, N6, N5, et N1) et seulement deux dans la R-AD (A19 et A7), sont dominés par le phénomène de précipitation des éléments chimiques. Cependant, entre 100 - 1 000 mg/L, treize échantillons d'eau souterraine dans la R-NO (N16, N31, N22, N25, N38, N21, N20, N17, N28, N24, N3, N37

et N19) sont classifiés dans la zone d'interaction eau-roche (zone de dominance des roches). Ce qui corrobore avec le résultat donné par le diagramme de Durov étendu (Figure 49), qui montre que la majorité des échantillons d'eau ont été identifiés dans la zone de simple dissolution ou zone mixte. Ce résultat est aussi en accord avec une autre étude dans le Nord-Cameroun qui a suggéré que l'évolution chimique des eaux souterraines est principalement contrôlée par les interactions eau-roche<sup>248</sup>. Cependant, le reste des sept échantillons dans la R-NO (N26, N15, N34, N11, N40, N3 et N33) et la plupart de ceux de la R-AD, qui sont localisés entre 0 et 10 mg/L indiquent qu'il n'y a aucun mécanisme spécifique contrôlant la chimie de ces eaux souterraines. En revanche, même s'il s'agit des régions semi-arides, aucun point d'eau contenu dans les bassins versants étudiés n'a été influencé par le phénomène d'évaporation. Ce résultat est en accord avec le fait que dans le bassin de la Bénoué (côté Camerounais), les eaux souterraines sont rechargées par les eaux de pluie de la mousson de Juillet à Septembre via une lithologie argilo-sableuse perméable qui favorise la connectivité hydraulique, le mécanisme de passage préférentiel de l'écoulement, mais minimise l'évaporation<sup>356</sup>. Le fait que le phénomène d'évaporation n'existe pas ou soit minimisé signifie dans le cadre de la gestion des ressources en eau, que les eaux sont plus prélevées que consommées. Il est donc possible que ces eaux soient tributaires d'une même goutte d'eau qui peut avoir été prélevée et rendue au cycle hydrologique plusieurs fois le long de son parcours au sein du bassin versant. Toutefois, le second diagramme de Gibbs pourrait spécifier d'autres phénomènes qui ont une certaine influence sur les principaux ions de l'eau<sup>367</sup>. À défaut, les rapports ioniques donnent à la fois une source d'ions et mettent en évidence les processus hydrogéochemiques qui contrôlent l'évolution des ions dans les bassins versants étudiés. Généralement, les interactions eau-sol/roche sont fortement associées à la composition de la zone saturée et de la zone non saturée par le biais de diverses réactions géochimiques (dissolution/précipitation, sorption, y compris absorption, adsorption et désorption, échange d'ions et/ou échange d'ions inverse, etc.) et influencent la qualité des eaux souterraines<sup>368</sup>.

Cependant, la présence des différents ions en solution dans l'eau souterraine est caractéristique des roches se trouvant dans l'environnement local. Pour étudier l'impact des concentrations de différents ions majeurs sur l'évolution géochimique, des graphiques de ratios d'ions ont été utilisés par plusieurs auteurs<sup>369, 211, 347</sup>. Mais, pour le cas présent, les rapports des éléments majeurs les eaux souterraines ont été utilisées pour identifier les processus hydrogéochemiques et les réactions mises en place qui reflètent typiquement les aquifères de la zone d'étude. La relation d'équilibre ionique des eaux souterraines est représentée à partir des graphiques de ratios d'ions en meq/L dans les R-NO (Figures 51a-h) et R-AD (Figures 52a-h).

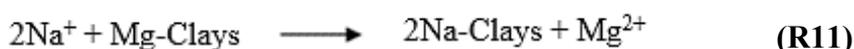
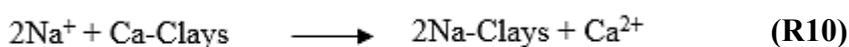


**Figure 51 :** Diagrammes de dispersion montrant les relations entre les concentrations en ions majeurs des échantillons d'eau souterraine de la R-NO pour distinguer les processus hydrogéochimiques : (a)  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/\text{HCO}_3^-$ , (b)  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ , (c)  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ , (d)  $\text{Mg}^{2+}/\text{HCO}_3^-$ , (e)  $\text{Ca}^{2+}/\text{HCO}_3^-$ , (f)  $\text{K}^+/\text{HCO}_3^-$ , (g)  $(\text{K}^+/\text{Cl}^-)/\text{Cl}^-$ , (h)  $(\text{Ca}^{2+}/(\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}))/\text{pH}$



**Figure 52 :** Diagrammes de dispersion montrant les relations entre les concentrations en ions majeurs des échantillons d'eau souterraine de la R-AD pour distinguer les processus hydrogéochimiques : (a)  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^-$ , (b)  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ , (c)  $\text{Mg}^{2+} / \text{Ca}^{2+}$ , (d)  $\text{Mg}^{2+} / \text{HCO}_3^-$ , (e)  $\text{Ca}^{2+} / \text{HCO}_3^-$ , (f)  $\text{K}^+ / \text{HCO}_3^-$ , (g)  $(\text{K}^+ / \text{Cl}^-) / \text{Cl}^-$ , (h)  $(\text{Ca}^{2+} / (\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-})) / \text{pH}$

Le diagramme de dispersion ( $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ) fonction de  $\text{HCO}_3^-$  (Figures 51a et 52a), explique les sources des  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  dans les eaux souterraines et permet de mieux comprendre la source principale des solides dissous. Le rapport  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^-$  montre que la plupart des points d'eau de la R-NO sont tombés au-dessus de la ligne de tendance 1:1 (Figure 51a), indiquant la prédominance des métaux alcalino-terreux ( $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ ) provenant de l'altération des silicates et de la dissolution des carbonates, comme la dolomite (en raison de la précipitation du carbonate de calcium). Ceci réaffirme le rôle de l'altération des silicates comme principal mécanisme d'apparition des sels dissous dans les eaux souterraines<sup>370</sup>. De même, la Figure 52a montre que la majorité des points des points d'eau se situent au-dessus de la plage théorique de la ligne 1:1 ou 1:2, à l'exception de A4 et A7, ce qui indique une prédominance des métaux alcalino-terreux ( $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ ) venant des gneiss amphiboles et de grenat appartenant au socle paléoproterozoïque<sup>355</sup>. L'altération des minéraux silicatés serait la principale source des  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  dans les eaux souterraines de la R-AD. Récemment, dans l'aquifère phréatique d'Odisha (Inde), Sahu et al.<sup>371</sup> ont obtenu le rapport  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^- > 0,5$  pour 98,2 % des échantillons d'eau souterraine, et ils ont attribué l'origine des solutés dans les eaux souterraines, à la prédominance des processus d'altération des silicates, au détriment de la dissolution des carbonates. Abdelshafy et al.<sup>345</sup> ont aussi constaté que la plupart des points d'eau étaient placés du côté  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ , ce qui montre l'excès des  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  provenant d'autres processus tels que l'échange d'ions inverse. Car, si  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  provenaient uniquement de l'altération des carbonates et des silicates, ceux-ci devraient être équilibrés par l'alcalinité ( $\text{HCO}_3^-$ ) seule. Selon Narany et al.<sup>372</sup>, le rapport élevé  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^-$  suggère que l'excès de  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  a été équilibré par  $\text{Cl}^-$  et  $\text{SO}_4^{2-}$ . De plus, il a été démontré que  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^- > 0,5$  implique qu'un processus d'échange de cations inverse a eu lieu<sup>373</sup>. Dans la zone d'étude, le rapport  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^-$  a varié de 0,83 à 7,14 (R-NO) et de 0,94 à 9,23 (R-AD), indiquant qu'un processus d'échange cationique inverse a également contribué à la libération des  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  dans les eaux souterraines. La libération des  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  par l'échange des cations inverse se fait suivant des dépôts argileux dans le sol. Il faut noter cependant que dans la R-NO, les interactions avec la matrice minérale restent mineures dues probablement à la présence des nappes perchées. Les processus d'échanges d'ions inverse qui libèrent  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  dans les eaux souterraines des bassins versants étudiés sont illustrés dans les réactions 10 et 11<sup>344</sup>.



Le graphique  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  fonction de  $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$  (Figures **51b** et **52b**) a été tracé pour explorer la possibilité d'un processus d'échange d'ions. C'est l'un des processus importants dans les régions semi-arides contribuant à la chimie de l'eau. Ce graphique peut aussi déterminer le processus de minéralisation des eaux souterraines <sup>374</sup>. Si l'échange d'ions normal est prépondérant, les points tracés doivent se déplacer vers le domaine  $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ . Par contre, si l'échange d'ions inverse domine, le déplacement se fait vers le domaine  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  <sup>375</sup>, en raison de l'augmentation des  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  libérés par les roches. Pour ce cas spécifique, quelques échantillons d'eau souterraine (N5, N16, N2 et N7) sont tombés le long de la ligne de tendance 1:1 (Figure **51b**), indiquant la dissolution de la dolomite et des silicates dans la R-NO, telle que représentée par les réactions **12**, et **13-15** (Tableau **XIX**). De plus, la plupart des points d'eau qui apparaissent au-dessus de la ligne de tendance 1:1 (Figure **51b**), indiquent l'influence du processus d'échange de cations inverse <sup>376</sup>. Pendant les processus d'échanges d'ions inverses (réactions **10** et **11**), les cations  $\text{Na}^+$  sont maintenus dans le sol, tandis que  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  sont libérés dans les eaux souterraines <sup>377</sup>. De même, la Figure **52b** montre que tous les échantillons d'eau souterraine dans la R-AD se sont déplacés vers la zone  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ , suggérant les processus d'échanges d'ions inverse. La zone de dominance des métaux alcalino-terreux ( $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ ) au détriment des métaux alcalins ( $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ) confirme les différents niveaux d'eau dure rencontrés dans la zone d'étude. De même, dans un environnement aride comme le nord-ouest de l'Arabie Saoudite, la chimie des eaux souterraines a été contrôlée par un processus d'échange d'ions inverse et dans tous les sites ce processus a expliqué la prédominance des  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  au détriment du  $\text{Na}^+$  <sup>378</sup>. D'après Papazotos et al. <sup>368</sup>, l'excès de ( $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ) par rapport à ( $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ ) indique l'impact significatif de la dissolution des minéraux carbonatés et/ou de l'échange d'ions inverse sur la qualité des eaux souterraines.

Le rapport  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  aide à comprendre la dissolution des principaux minéraux. La Figure **51c** montre que tous les échantillons d'eau souterraine dans la R-NO ont été distribués au-dessus de la ligne de tendance 1:1, tandis que N5, N31 et N35 ont été les seuls échantillons au-dessus de la ligne de tendance 2:1. Dans la R-AD, le rapport  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  a dépassé la ligne 2:1 pour presque tous les échantillons (sauf A22, A4, A11, et A3) et la ligne 1:1 (sauf A3) (Figure **52c**), indiquant la dissolution des minéraux carbonatés et silicatés riches en magnésium. Récemment, une teneur élevée en  $\text{Mg}^{2+}$  a été identifiée dans le plateau de l'Adamaoua bordé par les failles de l'Adamaoua et Mbéré-Djérem, principalement dans les minéraux orthopyroxène, olivine, spinelle et amphibole <sup>379</sup>. De plus, selon la classification de Salem et El-Sayed,  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+} > 0,9$ , indique des aquifères issus des roches silicatées riches en magnésium <sup>340</sup>. Le rapport  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  varie de 1,02 à 11,70 (R-NO) et de 0,99 à 9,03 (R-AD), ce qui montre que l'interaction eau-roche est principalement

dominée par la dissolution congruente de roches ignées composées de minéraux riches en magnésium tels que les ferromagnésiens. Des résultats similaires ont été enregistrés récemment dans la Région de Saraburi (Thaïlande), où les roches ont été principalement composées de feldspaths alcalins, d'amphibole et de phénocristaux de biotite avec une masse de fond de plagioclase calcaire et de quartz<sup>380</sup>.

**Tableau XIX :** Dissolution des minéraux, réactions et ratio d'ions dans les eaux souterraines issues des bassins versants en aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo

Réactions	Équations de la réaction de dissolution des minéraux	Ratio
<sup>a</sup> 12	$CaMg(CO_3)_2$ (dolomite) + $2H_2O$ + $2CO_2 \rightarrow Ca^{2+} + Mg^{2+} + 4HCO_3^-$	Ca : $HCO_3^-$ = 1 : 2 ; Mg : $HCO_3^-$ = 1 : 2
<sup>a</sup> 13	$Ca_{0,4}Mg_{0,9}Fe_{0,2}Si_2O_6$ (Clinopyroxène) + $3,8CO_2$ + $2,4H_2O \rightarrow 0,4Ca^{2+} + 0,9Mg^{2+} + 2SiO_2 + 3,8HCO_3^- + 0,4H^+ + 0,2Fe(OH)_3$	Ca : $HCO_3^-$ = 0,4:1,9; Mg : $HCO_3^-$ = 0,9:1,9
<sup>b</sup> 14	$(MgFe)_2SiO_4$ (olivine) + $4CO_2 + 2H_2O \rightarrow 2Mg^{2+} + 2Fe^{2+} + SiO_2 + 4HCO_3^-$	Mg : $HCO_3^-$ = 1:2
<sup>a</sup> 15	$Ca_2Mg_4Si_8O_{22}(OH)_2$ (Amphibole) + $14CO_2 + 22H_2O \rightarrow 2Ca^{2+} + 4Mg^{2+} + 14HCO_3^- + 8H_4SiO_4$	Ca : $HCO_3^-$ = 2:7; Mg : $HCO_3^-$ = 4:7
<sup>c</sup> 16	$2k(Mg_2Fe)(AlSi_3)O_{10}(OH)_2$ (Biotite) + $4CO_2 + 6H_2O + 4CO_2 + 6H_2O \rightarrow Al_2Si_2O_5(OH)_4 + 2K^+ + 4Mg^{2+} + 2Fe^{2+} + 4H_4SiO_4 + 8HCO_3^-$	Mg : $HCO_3^-$ = 2:4; K : $HCO_3^-$ = 1:4
<sup>d</sup> 17	$Mg_{0,9}Fe_{0,2}Si_2O_6$ (Orthopyroxène) + $3,8CO_2 + 2,4H_2O \rightarrow 0,9Mg^{2+} + 2SiO_2 + 3,8HCO_3^- + 0,4H^+ + 0,2Fe(OH)_3$	Mg : $HCO_3^-$ = 0,9:1,9
<sup>e</sup> 18	$MgAl_2O_4$ (Spinel) + $CO_2 + 3/2H_2O \rightarrow Mg^{2+} + Al_2O_3 + 2HCO_3^-$	Mg : $HCO_3^-$ = 1:2
<sup>c</sup> 19	$2CaAl_2Si_2O_8$ (anorthite) + $4CO_2 + 6H_2O \rightarrow 2Ca^{2+} + Si_4O_{10}Al_4(OH)_8 + 4HCO_3^-$	Ca : $HCO_3^-$ = 1:2
<sup>f</sup> 20	$Ca_{10}(PO_4)_6F_2$ (Fluorapatite) + $6CO_2 + 6H_2O \rightarrow 10Ca^{2+} + 6HPO_4^{2-} + 2F^- + 6HCO_3^-$	Ca : $HCO_3^-$ = 5:3
<sup>a</sup> 21	$2KAlSi_3O_8$ (feldspath K) + $9H_2O + 2H_2CO_3 \rightarrow Al_2Si_2O_5(OH)_4 + 2K^+ + 2HCO_3^- + 4H_4SiO_4$	K : $HCO_3^-$ = 1:1

Note : a<sup>374</sup>, b<sup>381</sup>, c<sup>382</sup>, d<sup>383</sup>, e<sup>226</sup>, f<sup>384</sup>.

Le tracé de  $Mg^{2+}$  en fonction de  $HCO_3^-$  a été utilisé pour connaître les sources de  $Mg^{2+}$  et  $HCO_3^-$  dans les eaux souterraines. En supposant que  $Mg^{2+}$  et  $HCO_3^-$  proviennent uniquement de la dissolution de la dolomite et des silicates tels que le clinopyroxène, l'olivine, l'amphibole et la biotite, en se basant sur les réactions chimiques (équations (12), (13) - (16) du Tableau XIX), le rapport  $Mg^{2+}/HCO_3^-$  en meq/L pourrait être de la dolomite (ligne 2 : 1), clinopyroxène (ligne 1,9

:0,9), olivine (ligne 2 :1), amphibole (ligne 7 :4), et biotite (ligne 2 :4), respectivement. La Figure **51d** montre la relation entre  $Mg^{2+}$  et  $HCO_3^-$  et les échantillons N9, N6, N19 et N3 qui sont presque alignés sur la ligne 2 :1 et la ligne 1,9 :0,9, ce qui suggère une source de dissolution congruente de dolomite, clinopyroxène et olivine. La plupart des points d'eau sont situés entre la ligne 7 :4 et la ligne 2 :4, ce qui sous-entend que la principale source de  $Mg^{2+}$  et  $HCO_3^-$  a été respectivement la dissolution d'amphibole et de biotite (incongruente). Alors que dans la R-AD (Figure **52d**), les réactions (**12, 14-18**) du Tableau **XIX** montrent les principaux processus qui peuvent libérer  $Mg^{2+}$  et  $HCO_3^-$ . Selon ces réactions, les rapports entre  $Mg^{2+}$  et  $HCO_3^-$  provenant des réactions de dissolution sont : 2 :1 (dolomite, olivine et spinelle), 7 :4 (amphibole), 4 :2 (biotite) et 1,9:0,9 (orthopyroxène). C'est le cas de la Figure **52d**, qui montre qu'à l'exception des échantillons A4, A11, A7, A5, A21, et A24, la plupart des échantillons sont tombés au-dessus de la ligne 2 :1 et 4 :2, indiquant une source de dissolution de la dolomite, olivine, spinelle et de la biotite.

Les principaux processus susceptibles de libérer  $Ca^{2+}$  et  $HCO_3^-$  pendant l'infiltration des eaux de pluie (recharge des eaux souterraines) dans la zone d'étude sont présentés dans les réactions (**12-13, 15, 19-20**) du Tableau **XIX**. Concernant ces réactions, les rapports entre  $Ca^{2+}$  et  $HCO_3^-$  provenant des réactions de dissolution des carbonates et des silicates sont respectivement de 1 :2 (dolomite), 0,4 :1,9 (clinopyroxène), 2 :7 (amphibole), 1 :2 (anorthite) et 5 :3 (fluorapatite). La Figure **51e** ( $Ca^{2+}$  fonction de  $HCO_3^-$ ) montre qu'à l'exception de l'échantillon N3, tous les échantillons d'eau ont été sous la ligne 1 :1, dans laquelle il y a plus de  $HCO_3^-$  que de  $Ca^{2+}$  et la dissolution de la dolomite, du clinopyroxène, de l'amphibole et de l'anorthite se produit. Un excès de  $HCO_3^-$  est équilibré par  $Mg^{2+}$ . C'est presque le même résultat dans le R-AD, où, à l'exception des points d'eau A3, A20, et A32 (indiquant la dissolution de la fluorapatite), les autres échantillons d'eau sont tombés en dessous de la ligne 1 :1 (Figure **52e**). Ce qui suscite la dissolution de la dolomite, clinopyroxène, amphibole, et anorthite. En outre, l'eau sursaturée de calcite enregistrée dans la zone d'étude montre la perte de  $Ca^{2+}$  par précipitation. De même, Carol et al. <sup>385</sup> ont rapporté que la contribution de  $HCO_3^-$  provenait de la dissolution du  $CO_2$  (gaz) pendant l'infiltration des eaux de pluie, et que les sources de dissolution des carbonates ont produit des défauts de  $Ca^{2+}$  par rapport à  $HCO_3^-$ .

En ce qui concerne les réactions chimiques **16** et **21** (Tableau **XIX**), si les  $K^+$  et  $HCO_3^-$  ont dérivé principalement de l'altération de la biotite et du feldspath potassique, les rapports  $K^+/HCO_3^-$  pourraient être respectivement de 1 :4 (biotite) et 1 :1 (feldspath potassique). Le tracé de  $K^+$  fonction de  $HCO_3^-$  montre que tous les échantillons se sont situés en dessous de la ligne de tendance 1 :1 (Figure **51f**), indiquant des concentrations élevées de  $HCO_3^-$  plutôt que celles de  $K^+$ . De ce fait, la source est principalement la biotite en raison de la température élevée. Même dans le graphe  $K^+$  fonction de  $HCO_3^-$ , avec les données recueillies dans la R-AD (Figure **52f**),  $HCO_3^-$  proviennent principalement de la biotite pour toutes les eaux souterraines. Ce résultat est en accord avec les minéraux de biotite trouvés dans la vallée de la Bénoué supérieure (qui prend sa source dans le plateau de l'Adamaoua)<sup>386</sup> et dans l'arrondissement de Tcholliré (précisément sur son massif dans la R-NO)<sup>243</sup>.

Les tendances de  $K^+/Cl^-$  en fonction de  $Cl^-$  (Figure **51g**) ont révélé que 38% des échantillons d'eau souterraine dans les bassins versants de la R-NO (N14, N7, N6, N19, N9, N2, N22, N4, N18, N5, N31, N20, et N16) ont eu un rapport  $K^+/Cl^- > 0,2$ , ce qui sous-entend une altération du feldspath potassique. Par ailleurs, dans les bassins versants de la R-AD, le rapport  $K^+/Cl^-$  a été  $> 0,2$  pour 58% des échantillons d'eau souterraine (A11, A29, A16, A24, A5, A15, A19, A6, A20, A18, A7, A1, A23, A30, A10, A28, A27, A2 et A12) (Figure **52g**), ce qui indique une altération et dissolution incongrue du feldspath potassique dans l'eau (réaction **21** dans le Tableau **XIX**). Ce résultat est confirmé par l'abondance de l'argile kaolinite dans la R-AD. Des résultats similaires ont été révélés dans deux zones arides différentes en Chine : dans la partie nord-ouest, Chang et Wang<sup>369</sup> ont attribué la plupart des échantillons d'eau avec un rapport  $K^+/Cl^- > 0,2$ , à l'altération du feldspath potassique, tandis que l'étude effectuée par Yang et al.<sup>347</sup> dans la partie sud-est, a révélé les eaux ayant eu un rapport  $K^+/Cl^- > 0,2$ , attribuable à l'altération et la dissolution du feldspath potassique.

Le graphe  $Ca^{2+}/Ca^{2+} + SO_4^{2-}$  en fonction du pH est tracé pour représenter la dissolution des minéraux carbonatés<sup>347</sup>. Dans l'ensemble de la zone d'étude, tous les échantillons d'eau sont situés dans la zone indiquant que  $Ca^{2+}$  peut provenir de sources carbonatées ou silicatées (Figures **51h** et **52h**). Ce résultat corrobore avec les processus de dissolution du carbonate et des silicates, à partir desquels  $Ca^{2+}$  est libéré (réactions **12-13**, **15**, **19-20** dans le Tableau **XIX**) suivant la géologie de la zone. Cependant, dans les estuaires tropicaux et des eaux côtières du détroit de Malacca, seuls 8% des échantillons totaux sont tombés dans le même compartiment<sup>347</sup>.

L'étude hydrochimique a dévoilé Mg-Ca- $HCO_3$  comme type d'eau prédominant. La dissolution des silicates est le principal processus d'acquisition de solutés à l'origine de la

prédominance du type d'eau Mg-Ca-HCO<sub>3</sub>. En général, la qualité chimique des eaux souterraines en aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo est contrôlée par les processus tels que : la dissolution des silicates et du carbonate (dolomite), l'échange cationique inverse et la précipitation de la calcite. Donc, la chimie des eaux souterraines est influencée uniquement par les facteurs naturels. A contrario, l'on a indiqué dans une autre région ayant les mêmes caractéristiques climatiques : l'interaction eau-roche, la contamination géogénique (naturelle) et la contamination d'origine humaine comme principaux facteurs ayant influencés la chimie des eaux souterraines<sup>387</sup>.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

Face aux problèmes de persistance de maladies hydriques en zone rurale, 40 et 34 échantillons d'eau ont été collectés en saison des pluies, pour le contrôle et l'évaluation de leur qualité, respectivement dans le secteur aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo. Le diagnostic des eaux de manière générale et par types de source d'eau, nous a révélé un nombre abondant de bactéries (BHAM, CT, CF, SF, *salmonella spp* et *vibrio cholerae*) qui ne respectent pas les normes dans la majorité des eaux prélevées dans les deux régions, plus prononcé dans les forages (BH-N) et les puits non protégés (BH-A et UW-A). Cependant, les teneurs en éléments physico-chimiques ont été conformes aux normes ANOR et OMS (plus dans la R-AD que dans la R-NO), à l'exception des  $\text{NO}_3^-$  dans le forage N13, des  $\text{F}^-$  dans le forage N28 et des  $\text{Al}^{3+}$  dans le forage A32 et des puits non protégés A20 et A16, dont les effets sur la santé sont connus. Par ailleurs, l'indice de qualité de l'eau de la « Nationale Sanitation Foundation » (IQE-NSF) a montré que 63% et 97% d'échantillons d'eau respectivement dans les R-NO et R-AD, appartiennent à la catégorie de « qualité mauvaise ». Cet état de l'eau pourrait avoir d'autres causes immédiates à part les teneurs en bactéries et en éléments chimiques, notamment le manque d'hygiène et d'installations sanitaires adéquates, la forte densité de la population et l'élevage intensif. De plus, la comparaison des IQE-NSF et IQEO a permis d'identifier la turbidité comme paramètre indispensable à mesurer pour une désinfection optimale des eaux contaminées par les bactéries dans cette zone d'étude. Cette révélation est très utile aux gestionnaires des ressources en eau, aux décideurs politiques au Cameroun et aux autorités des autres zones semi-aride d'Afrique Centrale. Cependant, l'investigation approfondie des eaux des forages, puits protégés, puits non protégés et de surface a dévoilé les causes sous-jacentes des maladies hydriques, liées aux caractéristiques naturelles de chaque région (pédologie, hydrogéologie, topographie et pluviométrie) et au captage des ouvrages. Sur le plan hydrogéologique par exemple, nous avons constaté que les aquifères à haut stockage (superficiels) et l'aquifère du socle précambrien fissuré à faible stockage (profond) sur lequel ils reposent dans presque toute la zone d'étude, sont intrinsèquement vulnérables à la pollution. La vulnérabilité des aquifères a mis en relief les insuffisances venant des décideurs politiques : manque des normes pour la construction des ouvrages et des textes d'applications de la loi n°98-005 du 14 Avril 1998, notamment en son article 7 portant sur la protection de la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine. Ceci fait partie des causes structurelles auxquelles nous semble-t-il, les autorités des politiques publiques devraient s'attaquer, sans quoi le problème de maladies hydriques ne pourrait être résolu en profondeur.

Bien que les paramètres physico-chimiques aient très faiblement contribué à la détérioration de la qualité de l'eau, nous avons jugé utile de les explorer en profondeur, en vue de mieux connaître la ressource et de prévoir les risques à long terme liés à la santé. De cette évaluation, il vient que les sources potentielles de pollution qui ont été identifiées sont naturelles (érosion du sol et ruissellement de surface dû aux fortes précipitations) et anthropiques (déchets organiques d'origines domestiques et fécales). Les eaux se sont distinguées selon trois (3) niveaux de pollution : eaux faiblement, modérément et fortement polluées dans la R-NO et eaux non polluées, faiblement et modérément polluées dans la R-AD. Toutefois, que ce soit le type d'eau prédominant Mg-Ca-HCO<sub>3</sub>, comme les types d'eau mineurs, nous n'avons observé aucune modification dans la structure naturelle de l'eau. A la fin, nous avons pu déceler que la composition chimique des eaux souterraines est sans influence humaine, et contrôlée principalement par les processus de dissolution des silicates, d'échange cationique inverse et de précipitation du carbonate de calcium. Donc, les résultats de l'étude hydrochimique mis en lumière pour la première fois dans cette zone d'étude, montre que les nappes d'eau souterraines pourraient être exploitées à des fins commerciales, à condition d'éliminer totalement toutes les bactéries pour en faire de " l'eau minérale naturelle ". Au regard des informations récoltées des indicateurs de pollution de l'eau à court et à long terme, le réel problème dans cette zone d'étude reste la pollution bactériologique. Il s'en suit plusieurs recommandations relatives aux causes structurelles, profondes et immédiates des maladies hydriques, qui vont être formulées en vue d'améliorer la gestion des ressources en eau, voire la santé des populations en aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo.

## PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS

En supplément à ce qui a été fait dans ce travail, nous envisageons dans la dynamique de progrès du contrôle et de l'évaluation de la qualité de l'eau, faire une variation saisonnière des eaux du même secteur dans le temps et dans l'espace ; et si possible l'étendre au suivi de la qualité des eaux en zone rurale dans toutes les régions du Cameroun. Ceci dans le but de récolter les informations plus complètes et rendre la gestion de la qualité des ressources en eau efficace et efficiente. Il serait intéressant de prélever et analyser aussi l'eau de pluie dans quelques localités de la zone d'étude, afin d'évaluer l'impact des différentes configurations hydrogéologiques sur la qualité de l'eau souterraine. Nous pourrions étendre notre exploration aux analyses des isotopes stables de la molécule d'eau, l'oxygène ( $^{18}\text{O}$ ) et le deutérium ( $^2\text{H}$ ), pour tracer l'origine des eaux souterraines et des quatre isotopes stables du strontium naturel ( $^{84}\text{Sr}$ ,  $^{86}\text{Sr}$ ,  $^{87}\text{Sr}$  et  $^{88}\text{Sr}$ ), dans le but d'appréhender les relations entre les eaux de surface (fleuve Bénoué et fleuve Sanaga) et les eaux souterraines (nappes).

Partant des résultats de l'évaluation de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine en aval proche (R-NO) et éloigné (R-AD) du barrage de Lagdo, nous recommandons :

a) **Aux décideurs politiques** la nécessité : de compléter les textes d'application de la loi n°98-005 du 14 Avril 1998, spécifiquement son article 7 portant sur « la protection de la qualité de l'eau destinée à l'alimentation et des terrains déclarés d'utilité publique compris dans les périmètres de protection »; d'adopter le périmètre de protection dans le but de résoudre le problème de sources de pollution ponctuelles, et plutôt l'aire d'alimentation de captage (bien que plus coûteuse) pour les sources de pollution diffuses ; de réhabiliter les ouvrages existants qui ont un défaut de construction (non étanchéité) et ceux vétustes, afin de les rendre conformes à la réglementation ; d'interdire formellement l'utilisation des puits captés sur nappe libre et des forages captés sur nappe profonde issue du même captage ; d'élaborer des normes pour la construction des ouvrages (puits et forages) et des prescriptions techniques appropriées aux conditions naturelles (pédologie, géologie, hydrogéologie, topographie et la pluviométrie) de chaque zone, qui sont altérées par l'irrégularité du changement climatique ; de réaliser de nouveaux puits qui remplaceront les puits traditionnels soumis au risque de pollution fécale, de nouveaux forages, et également des latrines à simple fosses éloignées et en aval des ouvrages ; d'adopter les citernes pour récupérer directement les eaux pluviales, afin de réduire les inondations provoquées par les déversements d'eau du réservoir de

Lagdo et par le ruissellement d'eau venant du château d'eau de l'Adamaoua, et de donner à l'excès d'eau une plus-value économique.

b) **Aux maîtres d'ouvrage** (notamment les communes depuis 2010) : le respect de la loi n°96/12 du 5 Août 1996, aux articles 17 à 20, portant sur « les études d'impact environnemental », notamment le respect de la distance réglementaire entre les ouvrages et les latrines ; l'analyse des germes fécaux lors de la mise en service de tout ouvrage neuf et de l'entretien des ouvrages.

c) **Aux responsables du secteur de l'eau** : d'effectuer dans la R-NO une filtration des matières en suspension avant la désinfection, tandis que dans la R-AD, y ajouter le contrôle du pH avant la désinfection; d'utiliser un déferriseur au « Crystal Right » (cristaux de silice) pour éliminer l'excès de  $Fe^{2+}$  et de la dureté (calcaire) dans les puits et les forages; de s'équiper si possible de pH-mètre et d'analyseurs de chlore portable pour effectuer les contrôles réguliers du fonctionnement des installations ; d'utiliser des adsorbants locaux comme les argiles ou les déchets agricoles recyclés pour éliminer l'excès de  $NO_3^-$  dans le forage N13 et de  $F^-$  dans le forage N28; d'utiliser un réactif basique (NaOH ou KOH) qui réagit facilement sur  $Al^{3+}$  pour donner un dégagement de dihydrogène et un précipité d'ion aluminat insoluble dans l'eau, ainsi A20, A32 et A16 pourront être exempt d'un excès  $Al^{3+}$ . Enfin, soumettre les eaux de mauvaise qualité à un traitement avancé.

d) **A la population** : d'arrêter la pratique de la défécation en plein air; d'éviter de déverser les déchets domestiques et ceux issus des activités de pâturage sur les terrains compris dans les périmètres de protection autour des points d'eau; d'éviter de faire boire les animaux (exemple des bovins) dans les sources d'eau à usage humain et à proximité ; de pratiquer au quotidien les mesures d'hygiène et de salubrité édictées par l'État, car en milieu rural où les eaux de consommation ne passent pas par un réseau de distribution, la population est un acteur clé dans la lutte contre les maladies hydriques.

Le respect de ces premières prescriptions, permettrait d'assurer aux populations cibles, un premier niveau de sécurité sanitaire, à travers l'eau de consommation.

## Références

1. Conti, R., Corbaz, A. & Daudin, P., *Eau, Assainissement, Hygiène et Habitat dans les prisons*, CICR, Genève, 1-125, (2013).
2. OMS/UNICEF, *Rapport sur l'évaluation de la situation mondiale de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement en 2000*, OMS, Etat-Unis d'Amérique, 1-88, (2000).
3. Blanchon, D. et al. , *Baromètre 2016 de l'Eau de l'Hygiène & de l'Assainissement*, Etat des lieux de l'accès à une ressource vitale, Solidarités International, Paris, 2<sup>ème</sup> édition, 1-8, (2016).
4. Schiller, E. J., Tvedt, T. & Starr, J., *Sustainable Water Resources Management in Arid Countries*, Canadian Journal of Development Studies, Ottawa, 1-240, (1992).
5. Jamison, D. T. et al. , *Injury Prevention and Environmental Health. Disease Control Priorities*, World Bank, Washington, 3<sup>rd</sup> edition, 7, 1-303, (2017).
6. Collard, G. et al. , *Baromètre 2021 de l'Eau de l'Hygiène & de l'Assainissement : l'eau contre les épidémies*, Etat des Lieux d'une Ressource Vitale:Défis & solutions, Solidarités International, Paris, 7<sup>ème</sup> édition, 1-25, (2021).
7. Connor, R. & Koncagül, E., *L'eau dans un monde durable*, Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2015, UN-Water, Pérouse, 1-8, (2015).
8. Machado, A. V. M., Santos, J. A. N., Quindeler, N. S. & Alves, L. M. C., *Critical Factors for the Success of Rural Water Supply Services in Brazil*, Water, 11, 1-14, (2019).
9. BAD, *Approvisionnement en eau potable et assainissement en Afrique: conclusions, leçons et bonnes pratiques pour de meilleurs résultats*, IDEV, Abidjan, 1-74, (2015).
10. Akange, S. S., *Impact of Potable Water Availability on Economic Development of North Benue State*, Doctoral dissertation, Walden University, 39-40, (2016).
11. Foko, B., Ndém, F. & Tchakoté, R., *Pauvreté et inégalités des conditions de vie au Cameroun : Une approche micro multidimensionnelle*, PMMA Network Session Paper, Addis Ababa, 1-50, (2006).

12. NCHRF, *Report on the state of human rights in Cameroon in 2017*, NCHRF, Yaounde, 1-186, (2017).
13. INS, *Strategie nationale de developpement de la statistique du Cameroun : sn ds 2015 - 2020*, Ministry of Economy, Planning and Regional Development, Yaounde, 1-183, (2020).
14. Sighomnou, D., *Analyse et Redéfinition des Régimes Climatiques et Hydrologiques du Cameroun: Perspectives d'Evolution des Ressources en Eau*, Thèse de doctorat, Université de Yaoundé I, 177-179, (2004).
15. Rietveld, L. C., Haarhoff, J. & Jagals, P., *A tool for technical assessment of rural water supply systems in South Africa*, Physics and Chemistry of the Earth, 34, 43-49, (2015).
16. Youmbi, J. G. T., Feumba, R., Njitat, V. T., Marsily, G. & Ekodeck, G. E., *Pollution de l'eau souterraine et risques sanitaires à Yaoundé au Cameroun*, Comptes Rendus Biologies, 336, 310-316, (2013).
17. Moussima, A. D. Y. *et al.* , *Qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines et risques sanitaires dans quelques quartiers de Yaoundé VII, Cameroun*, International Journal of Biological and Chemical Sciences, 14, 1902-1920, (2020).
18. Nola, M., Njine, T., Djuikom, E. & Sikati, V., *Faecal coliforms and faecal streptococci community in the underground water in an equatorial area in Cameroon (Central Africa): the importance of some environmental chemical factors*, Water Research, 36, 3289-3297, (2002).
19. Djuikom, E., Temgoua, E., Jugnia, L. B., Nola, M. & Baane, M., *Pollution bactériologique des puits d'eau utilisés par les populations dans la Communauté Urbaine de Douala - Cameroun*, International Journal of Biological and Chemical Sciences, 3, 967-978, (2009).
20. Wotany, E. R., Wirmvem, S. N. A. M. J. & Fantong, W. Y., *Physico-Chemical and Bacteriological Quality of Water Sources in the Coast of Ndiang, South West Region, Cameroon: Health Implications*, International Journal of Trend in Scientific Research and Development, 3, 1091-1097, (2019).
21. Agbor, E. E., Nganje, T. N. & Katte, B. F., *Bacteriological Analysis of Drinking Water from Kumba, South West Region Cameroon*, South Asian Research Journal of Medical Sciences,

- 3987, 30-35, (2019).
22. Magha, A. *et al.* , *Physico-Chemical and Bacteriological Characterization of Spring and Well Water in Bamenda III (NW Region ,Cameroon)*, American Journal of Environmental Protection, 4, 163-173, (2015).
  23. Mabvouna, R. B., Adogaye, S. B. B., Nkamedjie, P. M. P. & Kemogne, J. B., *Microbiological quality and genotoxicity of domestic water sources: A combined approach using Micro Biological Survey method and mutagenesis assay (micronucleus test) in root tips of Vicia faba in the West region of Cameroon*, PLoS One, 16, e0245379, (2021).
  24. Tatou, R. D., Kabeyene, V. K. & Mboudou, G. E., *Multivariate Statistical Analysis for the Assessment of Hydrogeochemistry of Groundwater in Upper Kambo Watershed ( Douala-Cameroon)*, Journal of Geoscience and Environment Protection, 5, 252-264, (2017).
  25. Mandeng, B. *et al.* , *Contamination and risk assessment of heavy metals , and uranium of sediments in two watersheds in Abiete-Toko gold district , Southern Cameroon*, Heliyon, 5, e02591, (2019).
  26. Enyegue, N., Yomba, A. E., Tchikangoua, A. N., Bounoung, C. P. & Nouayou, R., *Groundwater for Sustainable Development Assessment and characterization of groundwater quality under domestic distribution using hydrochemical and multivariate statistical methods in Bafia , Cameroon*, Groundwater for Sustainable Development,10, 100347, (2020).
  27. Rakotondrabe, F. *et al.* , *Water quality assessment in the Bétaré-Oya gold mining area ( East-Cameroon ) : Multivariate Statistical Analysis approach*, Science of the Total Environment, 2, 831-844, (2018).
  28. Bon, A. F., Ngoupayou, N. J. R., Mboudou, G. E. & Ekodeck, E., *Caractérisation hydrogéologique des aquifères de socle altéré et fissuré du bassin versant de l 'Olézoa à Yaoundé , Cameroun*, Revue des Sciences de L'eau, 29, 149-166, (2016).
  29. Molua, E. L. & Lambi, C. M., *Climate Hydrology and Water Resources in Cameroon*, Department of Economics, Buea, 1-38, (2010).
  30. Nienie, A. B. *et al.* , *Seasonal variability of water quality by physicochemical indexes and*

- traceable metals in suburban area in Kikwit , Democratic Republic of the Congo*, International Soil and Water Conservation Research, 5, 158-165, (2017).
31. UNESCO, *Leaving no one behind*, UN-Water, Paris, 7<sup>th</sup> édition, 1-202, (2019).
  32. Magheru, M., *Country mapping – large scale cash transfers for COVID-19 response*, OCHA, Yaounde, 1-38, (2020).
  33. Jiatsa, Z. T. M., *Can Fog and Rain Harvesting Secure Safe Drinking Water in Rural Cameroon ? Case study of Bafou (mountainous) and Mora (low-lying) villages*, Thesis, Kristianstad University, 1-71, (2010).
  34. Luther, A. K., Schaefer, L., Ubomba-jaswa, E. & Roux, W. Le., *Abundance of Pathogenic Escherichia coli Virulence-Associated Genes in Well and Borehole Water Used for Domestic Purposes in a Peri-Urban Community of South Africa*, International Journal of Environmental Research and Public Health, 14, 1-11, (2017).
  35. Abah, R. C. & Petja, B. M., *Increased streamflow dynamics and implications for flooding in the Lower River Benue Basin*, African Journal of Environmental Science and Technology, 11, 544-555, (2017).
  36. Bang, H. N., Miles, L. & Gordon, R., *Enhancing local livelihoods resilience and food security in the face of frequent flooding in Africa : A disaster management perspective*, Journal of African Studies and Development, 10, 85-100, (2018).
  37. Awopetu, R. G., Awopetu, S. O. & Awopetu, M. S., *The impact of flood on the socio-economic status of residents of Wadata and Gado-villa communities in the Makurdi metropolitan area of Benue State , Nigeria*, Disaster Management and Human Health Risk III , 133, 347-357, (2013).
  38. Ngatcha, B. N., Njitchoua, R. & Naah, E., *Le barrage de Lagdo (Nord-Cameroun): impact sur les plaines d'inondation de la Bénoué*, Gestion intégrée des zones inondables tropicales, IRD Editions, Paris, 456-474, (1988).
  39. Waarde, J. V. D., *Integrated River Basin Management of the Sanaga River , Cameroon*, Benefits and challenges of decentralised water management, Oakland, 1-10, (2007).

40. Folifac, F., Lifongo, L., Nkeng, G. & Gaskin, S., *Municipal drinking water source protection in low income countries: Case of Buea municipality- Cameroon*, Journal of Ecology and Natural Environment, 1, 73-84, (2009).
41. PS-Eau, *Les services d'eau et d'assainissement dans les objectifs de développement durable*, Programme Solidarité-Eau, Paris, 1-39, (2016).
42. Kumpel, E., Cock-esteb, A., Duret, M., Waal, D. D. & Khush, R., *Seasonal Variation in Drinking and Domestic Water Sources and Quality*, The American society of Tropical Medicine and Hygiene, 96, 437-445, (2017).
43. ROUNGOU, J. et al., *Relevé Epidémiologique du Cameroun n° 16*, OMS, Yaoundé, 1-10, (2016).
44. Tchotsoua, M., Ndame, J. P., Wakponou, A. & Bonvallot, J., *Maitrise et gestion des eaux à Ngaoundere (Cameroun) problemes et esquisses de solutions*, Geo-Eco-Trop, 23, 91-105, (1999).
45. LINDSKOG, R. U. M. & LINDSKOG, P. A., *Bacteriological contamination of water in rural areas : an intervention study from Malawi*, Tropical Medicine and Hygiene, 91, 1-7, (1988).
46. NGATCHA, N., LEWA & EKODECK, E., *Problématique de l'accès à l'eau potable dans la ville de Ngaoundéré (Centre Nord-Cameroun)*, Sud Sciences et Technologies, 18, 1-6, (2007).
47. ABAI, E. A., OMBOLO, A., NGASSOUM, M. B. & MBAWALA, A., *Suivi de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux des cours d'eau de Ngaoundéré , au Cameroun*, Afrique Science, 10, 135-145, (2014).
48. DJAOUA, M. et al. , *Bacteriological Quality of Well Waters in Garoua , North Cameroon*, Water Quality, Exposure and Health, 6, 1-16, (2014).
49. BANG, H., MILES, L. & GORDON, R., *The Irony of Flood Risks in African Dryland Environments : Human Security in North Cameroon*, World Journal of Engineering and Technology, 5, 109-21, (2017).
50. VUBO, E. Y. & SHENDE, K. S. , *Communities, surrounding environments and dam-generated hydroelectric power projects in Cameroon*, 4<sup>th</sup> Edition, 53-67, (2015).

51. JICA, *The Project for Review and Update of Nigeria National Water Resources Master Plan*, Water Resources Management, 6<sup>th</sup> Edition, Abuja, 5, 1-252, (1995).
52. OECD, *Strengthening the Role of Multi-Purpose Water Infrastructure: the Case of Shardara MPWI, Kazakhstan*, ENV/EPOC/EAP, 6<sup>th</sup> Edition, Abuja, 1-141, (2017).
53. Bang, H. N., Miles, L. & Gordon, R., *Enhancing local livelihoods resilience and food security in the face of frequent flooding in Africa : A disaster management perspective*, Journal of African Studies and Development, 10, 85-100, (2018).
54. GWP/PNUD, *Stratégie nationale sur la gestion durable des eaux et des sols dans l'espace Agro-Sylvo-Pastoral au Cameroun*, APREN, Yaoundé, 1-86, (2007).
55. Lienou, G. et al. , *L'aménagement des barrages de retenue d'eau , une stratégie d'adaptation à la sécheresse dans le bassin du fleuve Niger ?*, Hydrology in a Changing World: Environmental and Human Dimensions, 363, 197-202, (2014).
56. Andersen, I., Dione, O., Jarosewich-Holder, M. & Olivry, J.-C. , *The Niger River Basin : A Vision for Sustainable Management*, World Bank, Washington, 1-199, (2005).
57. Tchatat G., *Cameroun: Contribution à la préparation du rapport national pour la formulation du livre blanc regional sur l'accès universel aux services énergétiques intégrant le développement des énergies renouvelables et de l'efficacité énergétique*, PNUD, Yaoundé, 1-245, (2014).
58. Nonki, R. M., Lenouo, A., Tchawoua, C., Lennard, C. J. & Amoussou, E., *Impact of climate change on hydropower potential of the Lagdo dam , Benue River Basin , Northern Cameroon*, Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences, 384, 337-342, (2021).
59. IDC - EDF - SOGREAH - BDS, *Assistance au Ministère de l'Energie et de l'Eau dans l'élaboration du Plan de Développement à long terme du Secteur de l'Électricité Horizon 2030 (PDSE 2030)*, Ministère de l'Énergie et de l'Eau, 4, 1-97, (2006).
60. Umar, D. A., Tukur & Mustapha, *Consequences And Potential Trans-Border Conflict Between Nigeria And Cameroon Resulting From Damming Of River Benue At Lagdo , Northern Cameroon*, Journal of Geography, 3, 1-12, (2016).

61. JRC, *Update on floods in Nigeria*, European Commission, Abuja, 1-19, (2018).
62. Slootweg, R. & Schooten, M. L. F., *Partial restoration of floodplain functions at local level: the experience of Gounougou, Benue Valley, Cameroon*, *Tropical Freshwater Wetlands*, 2, 1-9, (1995).
63. Toro, S. M., . *Post-Construction Effects of the Camerounian Lagdo Dam on the River Benue*, *The Chartered Institution of Water and Environmental Management*, 11, 109-113, (1997).
64. Delancey, M. D., Mbuh, R. N. & Delancey, M. W. , *Historical Dictionary of the Republic of Cameroon*, *Historical Dictionaries of Africa*, Scarecrow Press, Fourth Edition, 113, 1-531 (2010).
65. Gormoa, V. G. *et al.* , *Wind power as an alternative to sustain the energy needs in Garoua and Guider , North Region of Cameroon*, *Energy Reports*, 7, 814-829, (2021).
66. Nonki, R. M., Lenouo, A., Tshimanga, R. M., Donfack, F. C. & Tchawoua, C., *Performance assessment and uncertainty prediction of a daily time-step HBV-Light rainfall-runoff model for the Upper Benue River Basin, Northern Cameroon*, *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 36, 100849, (2021).
67. Abbo, F. M., *Erosion fluviale et mutations morphométriques du drainage dans le secteur aval du barrage de Lagdo (Bassin de la Bénoué , Nord-Cameroun)*, *Proceedings of IAHS*, 384, 113-119, (2021).
68. Chadwick, M., Soussan, J., Mallick, D. & Alam, S. , *Understanding Indigenous Knowledge : Its Role and Potential in Water Resource Management in Bangladesh*, *University of Leeds, UK*, 1-104, (1998).
69. Ankidawa, B. A. , *Sustainability of Water Abstraction by Hand Drilling in the Floodplain of River Benue of Yola, NE Nigeria*, *Thesis, Brunel University London*, 1-175, (2014).
70. Ebodé, V. B., Mahé, G. & Amoussou, E., *Impact de la variabilité climatique et de l'anthropisation sur les écoulements de la Bénoué (nord Cameroun)*, *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 384, 261-267, (2021).

71. Douga, P. W. & Djiangoue, B., *Effets physiques des activités anthropiques sur la retenue d'eau de Lagdo, Nord, Cameroun*, Afrique Science, 17, 59-72, (2020).
72. Laure-Ephigenie, Y., *Vulnerability of Fishing Communities to Environmental Changes on Lake Lagdo, Cameroon*, Thesis, Pukyong National University, 1-111, (2021).
73. World Bank, *Project Information Document/Integrated Safeguards Data Sheet (PID/ISDS)*, North Cameroon Agriculture and Water Smart Landscapes Project, Yaounde, 1-25, (2019).
74. Fantong, W. Y. *et al.* , *Geochemical provenance and spatial distribution of fluoride in groundwater of Mayo Tsanaga River Basin , Far North Region , Cameroon : implications for incidence of fluorosis and optimal consumption dose*, Environmental Geochemistry Health, 32, 147-163, (2010).
75. Tesi, G. O., Iwegbue, C. M. A., Emuh, F. N. & Nwajei, G. E., *Lagdo Dam Flood Disaster of 2012: An Assessment of the Concentrations, Sources, and Risks of PAHs in Floodplain Soils of the Lower Reaches of River Niger, Nigeria*, Journal of Environmental Quality, 11, 305-314, (2016).
76. Kontib & Ouro-Kessoum, *Rapport d'évaluation rapide des besoins dans les arrondissements de Lagdo, Ngong et Garoua III dans le département de la Bénoué et de l'arrondissement de Rey-Bouba dans le département du Mayo-Rey Region du Nord Cameroun*, APA, 1-12, Garoua, (2019).
77. Agada, S. J., *Flooding in Benue State (Nigeria) : A Profile of Institutional Neglect*, Thesis, York University Toronto, 1-292, 2020).
78. Agbonkhese, O., Agbonkhese, E. ., Aka, E. G., Ocholi, J. & Adekunle, M., *Flood menace in Nigeria : Impacts , Remedial and Management Strategies*, Civil and Environmental Research, 6, 32-41, (2014).
79. Ankidawa, B. A., Tanko, J. A. & Umar, A. S., *Climatic Variability and River Benue Discharges in Yola and Garoua, West Africa*, Journal of Environment, Ecology, Family and Urban Studies, 5, 1-14, (2015).
80. WBG, *African Dams Briefing 2010*, International Rivers Africa Program, 1-67, (2010).

81. Ufuoma, G., Funmbi, B., Abaje, P. & Awodutire, P., *Efficiency of camera sensors for flood monitoring and warnings*, Scientific African, 13, e00887, (2021).
82. Robert, V. *et al.* , *Mosquitoes and malaria transmission in irrigated rice-fields in the Benoue valley of northern Cameroon*, Acru Trupica, 52, 201-204, (1992).
83. GWP, *Développement d 'une stratégie de financement du secteur de l'eau en Afrique centrale*, Etude sur les sources de financement du secteur de l'eau au Cameroun par la création d'un FORSEAU, Yaoundé, 1-137, (2010).
84. USAID/SWP, *Nigeria Water Resources Profile Overview*, USAID's Sustainable Water Partnership activity, United States, 1-11, (2021).
85. Republic of Cameroon, *National Biodiversity Strategy and Action Plan*, MINEPDED, version II, 1-172, (2012).
86. Republic of Cameroon, *National development strategy 2020-2030 (NDS 30)*, For structural transformation and inclusive development, UNDP, Yaounde, 1-224, (2020).
87. Dolnicar, S., Hurlimann, A. & Grun, B., *Branding water*, Water Research, 7, 325-338, (2014).
88. Popek, E. , *Practical approach to sampling*, Sampling and Analysis of Environmental Chemical Pollutants, 145-223, (2018).
89. Olivry, J., *Fleuves et Rivières du Cameroun*, MESRES-ORSTOM, Paris, 9, 1-781, (1986).
90. Alley, W. M. & Diego, S., *Ground Water*, Encyclopedia of Inland Waters, U.S. Geological Survey, San Diego, 684-690, (2009).
91. Scholz, M., *Wetland Systems as Part of the Sustainable Flood Retention Basin Concept*, Wetlands for Water Pollution Control, 37, 433-455, (2016).
92. Sigha-nkamdjou, L., Sighomnou, D. & Lienou, G., *Vers une approche globale de la gestion de la ressource comme solution aux crises d 'eau des dernières décennies au Cameroun*, Fourth International Friend Conference held at Cape Town, Centre de Recherche Hydrologiques, Yaoundé, 274, 337-343, (2002).

93. Cameroon, *African Economic Outlook*, AfDB/OECD, Yaounde, 1-15, (2007).
94. Bourgeois, M., *Notice Explicative des Cartes de Planification des Ressources en Eau du Cameroun*, Carte de planification des ressources en eau, BRGM/CIEH, Ouagadougou, 1-72, (1979).
95. Beckie, R. D., *Groundwater*, Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, 9-11, (2013).
96. Flores, R. M., *Co-Produced Water Management and Environmental Impacts*, Coal and Coalbed Gas, 8, 437-508, (2014).
97. Turkayeva, A. *et al.* , *Chemical and microbiological of produced water treatment biotechnology*, Energy Procedia, 113, 116-120, (2017).
98. Verhille, S., *Understanding microbial indicators for drinking water assessment : interpretation of test results and public health significance*, National Collaborating Centre for Environmental Health, 1-12, (2013).
99. Santé Canada, *Les bactéries hétérotrophes*, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: document technique, Ottawa, 1-19, (2006).
100. Nikaen, M., Pejhan, A. & Jalali, M., *Rapid Monitoring of Indicator Coliforms in Drinking Water by an Enzymatic Assay*, Iran Journal Environmental Health Science Engineering, 6, 7-10, (2009).
101. Michaud, M. D., *Lignes Directrices et Normes pour l'Interprétation des résultats Analytiques en Microbiologie Alimentaire*, Gouvernement du Québec, Québec, 1-58, (2019).
102. ANOR, *Cameroon drinking water norms*, L'eau Potable Destinée à la consommation humaine, Yaoundé, 1-13, (2012).
103. MDDEFP, *Guide pour l'évaluation de la qualité bactériologique de l'eau en lac*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, 1-32, (2013).
104. Edberg, S. C., Rice, E. W., Karlin, R. J. & Allen, M. J., *Escherichia coli : the best biological*

- drinking water indicator for public health protection*, Journal of Applied Microbiology, 88, 106-116, (2000).
105. Escartín, Lozano, O. R. G. & Cliver, D. O., *Potential Salmonella transmission from ornamental fountains*. Journal of Environmental Health, 65, 9-12, (2002).
  106. Delolme, H., Boutin, J. P. & Andre, L.-J., *Eau douce et Pathologie*, Médecine d'Afrique Noire, 39, 1-7, (1992).
  107. OMS, *Directives de qualité pour l'eau de boisson*, Programme International sur la Sécurité Chimique, 2<sup>ème</sup> Edition, 2, 1-353, (1994).
  108. Gerba, C. P., *Indicator Microorganisms*, Environmental Biology, 23, 551-564, (2015).
  109. Guillemin, F., Henry, P., Uwechue, N. & Monjour, L., *Faecal contamination of rural water supply in the Sahelian area*, Water Research, 25, 923-927, (1991).
  110. Mukhopadhyay, C., Vishwanath, S., Eshwara, V. K., Shankaranarayana, S. A. & Sagir, A., *Microbial quality of well water from rural and urban households in Karnataka , India : A cross-sectional study*, Journal of Infection and Public Health, 5, 257-262, (2012).
  111. Po, L., Dionisio, C. & Borrego, J. J., *Evaluation of media for the enumeration of faecal streptococci from natural water samples*, Journal of Microbiological Methods, 23, 183-203, (1995).
  112. Piquet, J. C., Fillon, A. & Thomas, G., *Caractérisation de la contamination microbiologique d'origine fécale de l'estuaire de la Seudre en période sèche*, Ifremer, 1-61, (2011).
  113. Rowe, L. & Sprigg, G. , *Applications of Emerging Technologies in the Drinking Water Sector*, Waterborne Pathogens, 11, 351-378, (2014).
  114. UNICEF, *UNICEF Handbook on Water Quality*, New York, 1-191, (2008).
  115. Acheson, D. W. K., *Emerging Foodborne Enteric Pathogens*, Encyclopedia of Food Sciences and Nutrition, 2062-2069, (2003).
  116. BSc, M. J. B. *et al.* , *Chemistry , microbiology and biology of water*, Twort's Water Supply,

- 7, 235-321, (2017).
117. Landreau, A. & Sauter, M., *Éléments de microbiologie des eaux*, BRGM, Lyon, 1-87, (1983).
  118. Wanger, A. & Dasgupta, A., *Overview of Bacteria*, Microbiology and Molecular Diagnosis in Pathology, 1-131, (2017).
  119. Morillon, M. & Garnotel, E., *Choléra*, EMC-Maladies Infectieuses, 1, 67-80, (2004).
  120. Parola, P. & Raoult, D., *Changements climatiques et maladies bactériennes*, Global climate change and infectious disease, *Archives de pédiatrie*, 11, 1018-1025, (2004).
  121. Favas, P. J. C., Sarkar, S. K., Rakshit, D., Venkatachalam, P. & Prasad, M. N. V., *Acid Mine Drainages From Abandoned Mines: Hydrochemistry, Environmental Impact, Resource Recovery, and Prevention of Pollution*, Environmental Materials and Waste, 17, 413-462, (2016).
  122. Patel, H. & Vashi, R. T., *Use of Naturally Prepared Coagulants for the Treatment of Wastewater from Dyeing Mills*, Characterization and Treatment of Textile Wastewater, 6, 147-158, (2015).
  123. Grobbelaar, J. U., *Turbidity*, Light and Heat in Aquatic Ecosystems, Bloemfontein, 699 - 704, (2009).
  124. WHO, *Guidelines for drinking water quality*, 4<sup>th</sup> Edition, Switzerland, 1-564, (2011).
  125. Jeffrey Peirce, J., F. Weiner, R. & Aarne Vesilind, P., *Measurement of Water Quality*, Environmental Pollution and Control, 57-76, (1998).
  126. Shmeis, R. M. A., *Water Chemistry and Microbiology*, *Comprehensive Analytical Chemistry*, Elsevier, 81, 1-56, (2018).
  127. Daramola, J. et al. , *Seasonal quality variation and environmental risks associated with the consumption of surface water: implication from the Landzun Stream , Bida Nigeria*, *Heliyon*, 5, e02121, (2019).
  128. Christ, R. & Wernli, R., *The Ocean Environment*, The ROV Manual, Elsevier, 21-52,

- (2014).
129. Boholm, Å. & Prutzer, M., *Experts understandings of drinking water risk management in a climate change scenario*, *Climate Risk Management*, 16, 133-144, (2017).
  130. Abdalla, F., Al-Turki, A. & Amri, A. Al., *Evaluation of groundwater resources in the Southern Tihama plain , Saudi Arabia*, *Arabian Journal of Geosciences*, 1-12, (2014).
  131. Carr, G., Neary, J., Hodgson, K., Robarts, R. & Barker, S. , *Water Quality for Ecosystem and Human Health*, UNEP/GEMS Water Programme, 1-132, (2006).
  132. Rusydi, A. F., *Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water : A review*, *Global Colloquium on GeoSciences and Engineering*, 118, 1-7, (2017).
  133. Basavarajappa, H. T. & Manjunatha, M. C., *Groundwater Quality Analysis in Precambrian Rocks of Chitradurga District, Karnataka, India Using Geo-informatics Technique*, *Aquatic Procedia*, 4, 1354-1365, (2015).
  134. Ei-manharawy, S. & Hafez, A., *Water type and guidelines for RO system design*, *Desalination*, 139, 97-113, (2001).
  135. Torres-martínez, J. A., Mora, A., Knappett, P. S. K., Ornelas-soto, N. & Mahlknecht, J., *Tracking nitrate and sulfate sources in groundwater of an urbanized valley using a multi-tracer approach combined with a Bayesian isotope mixing model*, *Water Research* , 182, 1-16, (2020).
  136. Verma, P. & Ratan, J. K., *Assessment of the negative effects of various inorganic water pollutants on the biosphere : an overview*, *Inorganic Pollutants in Water*, 5, 73-96, (2020).
  137. Debieche, T.-H., *Evolution de la qualité des eaux (Salinité, Azote et Métaux Lourds) sous l'effet de la pollution Saline, Agricole et Industrielle : Application à la basse plaine de la Seybouse Nord-Est Algérien*, Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, 1-235, (2002).
  138. Rosanoff, A. , *The high heart health value of drinking-water magnesium*, *Medical Hypotheses*, 81, 1063-1065, (2013).

139. Mazur, A. & Maier, J., *Magnesium*, Encyclopedia of Food and Health, 587-592, ( 2016).
140. Owusu, N., Ama, S., Baa-poku, F., Adom, E. & Addo, M., *Safety of borehole water as an alternative drinking water source*, Scientific African, 10, e00657, (2020).
141. Hafiza, Nurul Razak, A., Praveena, S. M., Aris, A. Z. & Hashim, Z., *Drinking water studies : A review on heavy metal, application of biomarker and health risk assessment*, Journal of Epidemiology and Global Health, 5, 297-310, (2015).
142. Nyam, F. M. E. A., Yomba, A. E., Tchikangoua, A. N., Bounoung, C. P. & Nouayou, R., *Assessment and characterization of groundwater quality under domestic distribution using hydrochemical and multivariate statistical methods in Bafia , Cameroon*, Groundwater for Sustainable Development, 10, 100347, (2020).
143. Bastani, M. & Harter, T. , *Source area management practices as remediation tool to address groundwater nitrate pollution in drinking supply wells*, Journal of Contaminant Hydrology, 226, 103521, (2019).
144. Darvishmotevalli, M. *et al.* , *Evaluation of carcinogenic risks related to nitrate exposure in drinking water in Iran*, MethodsX, 6, 1716-1727, (2019).
145. Bajpai, S., Alam, N. & Biswas, P., *Present and Potential Water-Quality Challenges in India*, Evaluating Water Quality to Prevent Future Disasters, 11, 85-112, (2019).
146. Cockburn, H. & Dorne, *Environmental contaminants: Nitrate and Nitrite*, Encyclopedia of Food Safety, 2, 332-336, (2014).
147. Benkaddour, B., *Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chélif*, HAL, Algérie, 1-193, (2018).
148. Montestrucq, Guye, Peysson & Charvat, *Les nitrates*, Observatoire régional de la santé Rhône-Alpes, 1-16, (2007).
149. Rice, D. C., *Neurodevelopmental Toxicants*, Encyclopedia of Environmental Health, 2<sup>nd</sup> Edition, 4, 605-613, (2019).
150. Muralidhara, R. B. & Sunitha, V., *Geochemical and health risk assessment of fluoride and*

- nitrate toxicity in semi-arid region of Anantapur District, South India*, Environmental Chemistry and Ecotoxicology, 2, 150-161, (2020).
151. Narsimha, A. & Sudarshan, V., *Drinking water pollution with respective of fluoride in the semi-arid region of Basara, Nirmal district, Telangana State , India*, Data in Brief, 16, 752-757, (2018).
  152. Kumar, V., Bharti, P. K., Talwar, M., Tyagi, A. K. & Kumar, P. , *Studies on high iron content in water resources of Moradabad district (UP), India*, Water Science, 1-8, (2017).
  153. Milatovic, D., Gupta, R. C., Yin, Z., Zaja-milatovic, S. & Aschner, M., *Manganese*, Reproductive and Developmental Toxicology, 34, 439-450, (2011).
  154. Frisbie, S. H., Mitchell, E. J. & Sarkar, B., *Urgent need to reevaluate the latest World Health Organization guidelines for toxic inorganic substances in drinking water*, Environmental Health, 14, 1-15, (2015).
  155. Soares, M. V., Quines, C. B. & Avila, D. S. , *Manganese*, Essential and Toxic Trace Elements and Vitamins in Human Health, 1<sup>st</sup> Edition, 141-152, (2020).
  156. Winoto, H. P., Gunawan, D. & Indarto, A., *Efficient phosphate recovery from fertilizer wastewater stream through simultaneous Ca and F ions removal*, Agrochemicals Detection, Treatment and Remediation, 15, 369-400, (2020).
  157. Singh, S. K., Bharose, R., Nemčić-Jurec, J., Rawat, K. S. & Singh, D. , *Irrigation water quality appraisal using statistical methods and WATEQ4F geochemical model*, Agricultural Water Management, 101-138, (2021).
  158. Diggs, H. E. & Parker, J. M. , *Aquatic Facilities*, Planning and Designing Research Animal Facilities, 23, 323-331, (2009).
  159. Trick, J. K., Stuart, M. & Reeder, S. , *Contaminated Groundwater Sampling and Quality Control of Water Analyses*, Environmental Geochemistry, 3, 25-45, ( 2018).
  160. Abdullah, A.-D., *Géochimie des sels et des solutions concentrées par évaporation. Modèle thermodynamique de simulation. Application aux sols salés du Tchad*, Thèse, Université de Louis-Pasteur, 3-177, (1976).

161. Stets, E. G., Kelly, V. J. & Crawford, C. G. , *Long-term trends in alkalinity in large rivers of the conterminous US in relation to acidification, agriculture, and hydrologic modification*, Science of the Total Environment, 1, 280-289, (2014).
162. Bartram, J. & Ballance, R. , *Physical and chemical analyses*, Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes, UNEP/WHO, 7, 1-90, (1996).
163. King, A. P. & Eckersley, R. J. , *Descriptive Statistics I : Univariate Statistics*, Statistics for Biomedical Engineers and Scientists, 1-21, (2019).
164. Masieri, W., *Statistique et calcul des probabilités*, Hypercours économie et gestion, Dalloz, Paris, 1, 1-449, (2001).
165. Waniez, P. , *Analyse exploratoire des données*, GIP RECLUS, Montpellier, 1-161, (1991).
166. Lopez, B., Leynet, A., Blum, A. & Baran, N., *Evaluation des tendances d'évolution des concentrations en polluants dans les eaux souterraines*, Revue des méthodes statistiques existantes et recommandations pour la mise en œuvre de la DCE, ONEMA/BRGM, 8, 1-166, (2011).
167. Seidu, A. *et al.* , *Prevalence and determinants of Acute Lower Respiratory Infections among children under- five years in sub – Saharan Africa : Evidence from demographic and health surveys*, SSM - Population Health, 8, 100443, (2019).
168. Kerneys, A., Nakache, F., Deguin, A. & Feinberg, M., *The Effets of Water Residence Time on the Biological Quality in a Distribution Network*, Water research, 29, 1719-1727, (1995).
169. McIntosh, A. M., Sharpe, M. & Lawrie, S. M. , *Research methods, statistics and evidence-based practice*, Companion to Psychiatric Studies, 8<sup>th</sup> Edition, Churchill Livingstone, 157-198, (2010).
170. Spearman Rank Correlation Coefficient, *The Concise Encyclopedia of Statistics*, Springer, New York, 467-534, (2008).
171. SPSS, *A Manual on Dissertation and Thesis Statistics in SPSS*, Statistical Analysis, SPSS Statistics Gradpack Software, Chicago, 1-200, (2007).

172. Hassan, M., Haque, Z., Tasnia, M. & Sarowar, S., *COVID-19 and the environment : A critical review and research agenda*, Science of the Total Environment, 745, 141022, (2020).
173. Tsega, N., Sahile, S., Kibret, M. & Abera, B. , *Bacteriological and physico-chemical quality of drinking water sources in a rural community of Ethiopia*, African Health Sciences, 13, 1156-1161, (2013).
174. López-Gálvez, F. *et al.* , *Occurrence of enteric viruses in reclaimed and surface irrigation water: relationship with microbiological and physicochemical indicators*, Journal of Applied Microbiology, 121, 1180-1188, (2016).
175. Diamantini, E. *et al.* , *Driver detection of water quality trends in three large European river basins*, Science of the Total Environment, 612, 49-62, (2018).
176. Clarisse, Y. *et al.* , *Microbiological quality of shallow irrigation water at Nkolbisson a suburban area of Yaounde ( Cameroon): influence of some physicochemical properties*, International Journal of Research In Earth & Environmental Sciences, 2, 8-17, (2014).
177. Kachroud, M., Trolard, F., Kefi, M., Jebari, S. & Bourrié, G. , *Water Quality Indices : Challenges and Application Limits in the Literature*, Water, 11, 335-361, (2019).
178. Costa, D. D. A. *et al.* , *Water quality assessment based on multivariate statistics and water quality index of a strategic river in the Brazilian Atlantic Forest*, Scientific Reports, 10, 1-20, (2020).
179. Rana, R., Ganguly, R. & Gupta, A. K., *Indexing method for assessment of pollution potential of leachate from non-engineered landfill sites and its effect on ground water quality*, Environmental Monitoring and Assessment, 190, 23-46, (2018).
180. Rana, R. & Ganguly, R. , *Water quality indices : challenges and applications — an overview*, Arabian Journal of Geosciences, 13, 1179-1190, (2020).
181. Paun, I., Chiriac, F. L., Niculescu, M. & Vasile, G. G. , *Water Quality Indices - Methods for evaluating the quality of drinking water*, The Environment and Industry, Bucharest, 395-402, (2016).

182. Lumb, A., Sharma, T. C. & Bibeault, J., *A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index ( WQI ) and Some Future Directions*, *Water Quality, Exposure and Health*, 3, 11-24, (2011).
183. Hamlat, A., Guidoum, A. & Koulala, I., *Status and trends of water quality in the Tafna catchment : a comparative study using water quality indices*, *Journal of Water Reuse and Desalination*, 228-245, (2017).
184. Reza, M. N. *et al.* , *Probabilistic water quality index for river water quality assessment : a case study*, *Environmental Monitoring Assessment*, 1-15, (2010).
185. Javid, A., Yaghmaeian, K., Abbasi, E. & Roudbari, A., *An evaluation of water quality from Mojen River, by NSFQI index*, *Journal of Ecological Engineering*, 15, 1-6, (2014).
186. Cude, C. G., *Oregon Water Quality Index : A tool for evaluating water quality management effectiveness*, *Journal of the American Water Resources Association*, 37, 125-137, (2001).
187. Nada, A., Elshemy, M., Zeidan, B. A. & Hassan, A. A., *Water quality assessment of Rosetta branch, Nile River, Egypt*, *Third International Environmental Forum, Environmental Pollution: Problem & Solution*, Tanta University, 12-14, (2016).
188. Noori, R., Berndtsson, R., Hosseinzadeh, M., Adamowski, J. F. & Abyaneh, M. R. A., *Critical review on the application of the National Sanitation Foundation Water Quality Index*, *Environmental Pollution*, 1-43, (2018).
189. Nnorom, I. C., Ewuzie, U. & Eze, S. O. , *Multivariate statistical approach and water quality assessment of natural springs and other drinking water sources in Southeastern Nigeria*, *Heliyon*, 5, e01123, (2019).
190. Nguyen, B. T., Minh, T., Nguyen, T. & Bach, Q., *Assessment of groundwater quality based on principal component analysis and pollution source-based examination : a case study in Ho Chi Minh City, Vietnam*, *Environmental Monitoring and Assessment* ,192, 382-395, (2020).
191. Tomaz, A. *et al.* , *Spatial and temporal dynamics of irrigation water quality under drought conditions in a large reservoir in Southern Portugal*, *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 76-93, (2020).

192. Vadde, K. K. *et al.* , *Assessment of Water Quality and Identification of Pollution Risk Locations in Tiaoxi River (Taihu Watershed), China*, *Water*, 10, 1-18, (2018).
193. Randriamihamison, N., Vialaneix, N. & Neuvial, P., *Applicability and interpretability of Ward 's hierarchical agglomerative clustering with or without contiguity constraints*, *Journal of Classification*, 38, 363-389, (2021).
194. Reghunath, R., Murthy, T. R. S. & Raghavan, B. R. , *The utility of multivariate statistical techniques in hydrogeochemical studies : an example from Karnataka , India*, *Water Research*, 36, 2437-2442, (2002).
195. Kotti, M. E., Vlessidis, A. G., Nicholaos, C. & Evmiridis, N. P. , *Assessment of River Water Quality in Northwestern Greece*, *Water Resources Management* ,19, 77-94, (2005).
196. Liu, J. *et al.* , *Water quality assessment and source identification of the Shuangji River (China) using multivariate statistical methods*, *PLoS ONE*, 16, e0245525, (2021).
197. Zhao, Y., Xia, X. H., Yang, Z. F. & Wang, F. , *Assessment of water quality in Baiyangdian Lake using multivariate statistical techniques*, *Procedia Environmental Sciences*,13, 1213-1226, (2012).
198. Sasseville, J. L., St-Martin, H. & Cantin, M. , *Planification de l'acquisition des données de la qualité de l'eau au Québec*, Tome 2: processus de régulation de la qualité des eaux d'un bassin, *Rapport Scientifique*, 33, 1-780, (1977).
199. WHO, *Total dissolved solids in Drinking-water*, *Guidelines for drinking-water quality*, 2, 1-8, (1996).
200. Santé Canada, *Document de conseils sur le contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution d ' eau potable*, Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, 1-103, (2009).
201. Bahadori, A., *Water supply and distribution systems*, *Essentials of Oil and Gas Utilities*, Elsevier, 8, 225-328, (2016).
202. Sridharan, M. & Nathan, D. S. , *Groundwater quality assessment for domestic and*

- agriculture purposes in Puducherry region*, Applied Water Science, 7, 4037- 4053, (2017).
203. Moran, S. , *Classic mistakes in water and effluent treatment plant design and operation*, An Applied Guide to Water and Effluent Treatment Plant Design, 28, 317-323, (2018).
204. Martínez-Alvarez, V., González-Ortega, M. J., Martín-Gorriz, B., Soto-García, M. & Jose F., Maestre-Valero, *Seawater desalination for crop irrigation-Current status and perspectives*, Emerging Technologies for Sustainable Desalination Handbook, 1<sup>st</sup> Edition, 461-492, (2018).
205. Abbasnia, A. *et al.* , *Assessment of groundwater quality and evaluation of scaling and corrosiveness potential of drinking water samples in villages of Chabahr city , Sistan and Baluchistan province in Iran*, Data in Brief, 16, 182-192, (2018).
206. Taghavi, M., Hasan, M., Radfard, M., Fakhri, Y. & Javan, S. , *Assessment of scaling and corrosion potential of drinking water resources of Iranshahr*, MethodsX , 6, 278-283, (2019).
207. Asadi, O., Mollaefar, E., Soltani, E. & Karvarinasab, M. , *Data on assessment of corrosion-scaling potential and chemical parameters of groundwater quality for industrial and agricultural sectors in the Piranshahr Watershed in the West Azerbaijan province , Iran*, Data in brief , 27, 104627, (2019).
208. Olumana, M., Loiskandl, W. & Ndambuki, J. M. , *Hydrochemical characterization of various surface water and groundwater resources available in Matahara areas , Fantalle Woreda of Oromiya region*, Journal of Hydrology: Regional Studies, 3, 444-456, (2015).
209. Tarawneh, M. S. M., Janardhana, M. R. & Ahmed, M. M., *HydroResearch Hydrochemical processes and groundwater quality assessment in North eastern region of Jordan valley , Jordan*, HydroResearch, 2, 129-145, (2020).
210. Srinivasamoorthy, K., Gopinath, M., Chidambaram, S., M. Vasanthavigar & Sarma, V. S., *Hydrochemical characterization and quality appraisal of groundwater from Pungar sub basin , Tamilnadu , India*, Journal of King Saud University - Science, 26, 37-52, (2014).
211. Liu, J. *et al.* , *Hydrogeochemical processes and suitability assessment of groundwater in the Jiaodong Peninsula , China*, Environmental Monitoring and Assessment, 192, 367-384,

- (2020).
212. Kahal, A. Y., Alfaifi, H. J., Abdelrahman, K. & Zaidi, F. K. , *Physio-chemical properties of groundwater and their environmental hazardous impact : Case study of Southwestern Saudi Arabia*, Journal of King Saud University – Science, 33, 101292, (2021).
  213. Şen, Z. , *Groundwater Quality*, Practical and Applied Hydrogeology, 5, 279-339, (2015).
  214. Freeze, R. A. & Cherry, J. A. , *Groundwater*, Prentice-Hall, London, 1-624, (1979).
  215. Krishnaraj, S., Murugesan, V., Vijayaraghavan, K., Paluchamy, A. & Ramachandran, M., *Use of Hydrochemistry and Stable Isotopes as Tools for Groundwater Evolution and Contamination Investigations*, Geosciences, 1, 16-25, (2011).
  216. ORE, *L' environnement en Poitou-Charentes*, Observatoire Regional de l'Environnement de Poitou-Charentes, Edition 2015, 1-178, (2015).
  217. Hounslow, A. W. , *Analysis and Interpretation*, Water Quality Data, CRC Press, 1<sup>st</sup> Edition, 1-416, (1995).
  218. Zon, A. P. M. , *Graminees du Cameroun: Phytogéographie et Pâturages*, Wageningen Agricultural University, Netherlands, 1, 1- 87, (1992).
  219. Silatsa, B. A. *et al.* , *A countrywide molecular survey leads to a seminal identification of the invasive cattle tick Rhipicephalus (Boophilus) microplus in Cameroon , a decade after it was reported in Cote d 'Ivoire*, Ticks and Tick-borne Diseases, 10, 585-593, (2019).
  220. Karlson, M. & Ostwald, M. , *Remote sensing of vegetation in the Sudano-Sahelian zone : A literature review from 1975 to 2014*, Journal of Arid Environments , 124, 257-269, (2016).
  221. GWP, *Etat des lieux du secteur: Eau et environnement*, Plan d'Action National de Gestion Integree des Ressources en Eau (PANGIRE), Yaoundé, 2, 1-235, (2009).
  222. Brabant, P., *Sols ferrugineux tropicaux et les sols apparents du Nord-Cameroun*, ORSTOM, yaoundé, 1-168, (1968).
  223. Mermoz, S., Le, T., Villard, L., Réjou-méchain, M. & Seifert-granzin, J., *Biomass assessment in the Cameroon savanna using ALOS PALSAR data*, Remote Sensing of

- Environment, 1-11, (2014).
224. Awah-Ndukum, J. *et al.* , *Seroprevalence and Associated Risk Factors of Brucellosis among Indigenous Cattle in the Adamawa and North Regions of Cameroon*, *Veterinary Medicine International*, 1-10, (2018).
225. Wassouni & Amougou J. A., *Plan National d'Adaptation aux Changements Climatiques du Cameroun*, MINEPDED, Yaoundé, 1-154, (2015).
226. Temdjim, R. *et al.* , *Variation in mantle lithology and composition beneath the Ngao Bilta volcano , Adamawa Massif , Cameroon volcanic line , West-central Africa*, *Geoscience Frontiers*, 11, 665-677, (2020).
227. Lamotte, M., Bruand, A. & Pédro, G., *Towards the hardening of sandy soils : a natural evolution in semi-arid tropics*, *Earth and Planetary Sciences*, 325, 577-584, (1997).
228. Camara, M., Jamil, N. R., Fikri, A. & Abdullah, B. , *Impact of land uses on water quality in Malaysia : a review*, *Ecological Processes*, 8, 1-10, (2019).
229. Mosnier, A. *et al.* , *Modélisation des changements d'utilisation des terres pour le Cameroun 2000-2030*, Rapport final du projet REDD-PAC, 1-88, (2016).
230. ORSTOM, Macdonald, M., BCEOM & SOGREAH, *Evaluation Hydrologique de l' Afrique Sub-Saharienne Pays de l'Afrique de l'Ouest*, Rapport Regional ORSTOM, Montpellier, 1-283, (1992).
231. Njwe, R. M. & Issa, J. L. , *Mineral status of natural pastures in the Adamawa region of Cameroon*, *Revue d'Elevage et de Médecine vétérinaire des pays*, 43, 375-380, (1990).
232. Bahri-Domon, Y. , *38% of beef production in Cameroon comes from Adamaoua*, *Business in Cameroon*, Yaoundé, 7, 1-12, (2019).
233. Republique du Cameroun, *La population du Cameroun en 2010*, 3<sup>ème</sup> RGPH , Yaoundé, 1-9, (2010).
234. Emmanuel, B. *et al.*, *Integrating multi-criteria analysis with PDCA cycle for sustainable energy planning in Africa: Application to hybrid mini-grid system in Cameroon*,

- Sustainable Energy Technologies and Assessments, 37, 100628, (2020).
235. UNICEF-Republique du Cameroun, *Projet soumis au Partenariat Mondial pour l'Education*, MINEDUB/UNICEF, 1-36, (2019).
  236. Aretouyap, Z., Bisso, D., Nouck, P. N., Menkpa, L. E. A. & Asfahani, J., *Hydrogeophysical Characteristics of Pan-African Aquifer Specified Through an Alternative Approach Based on the Interpretation of Vertical Electrical Sounding Data in the Adamawa Region, Central Africa*, Natural Resources Research, 1-16, (2018).
  237. Djomani, Y. H. P., Diament, M. & Wilson, M., *Lithospheric structure across the Adamawa plateau (Cameroon) from gravity studies*, Tectonophysics, 273, 317-327, (2000).
  238. Louis, M., Yongue-fouateu, R. & Ndjigui, P., *The alluvial sapphire profiles of Mayo Kewol placer in the Adamawa region ( North-Cameroon ) : Granulometric and mineralogical features*, Journal of African Earth Sciences, 56, 121-126, (2010).
  239. Nkouandou, O. F. *et al.* , *Petrology of the Mio-Pliocene volcanism to the North and East of Ngaoundéré (Adamawa , Cameroon)*, Comptes Rendus Geoscience, 340, 28-37, (2008).
  240. Fitton, J. G., *Active Versus Passive Continental Rifting : Evidence from the West African Rift System*, Tectonophysics, 94, 473-481, (1983).
  241. Alexandre, A. *et al.* , *Archean inheritances in the pyroxene – amphibole-bearing gneiss of the Méiganga area ( Central North Cameroon ) : Geochemical and  $^{207}\text{Pb} / ^{206}\text{Pb}$  age imprints*, Comptes rendus Geoscience, 340, 211-222, (2008).
  242. Toteu, S. F., Penaye, J., Deloule, E., Schmus, W. R. & Tchameni, R., *Diachronous evolution of volcano-sedimentary basins north of the Congo craton : Insights from U – Pb ion microprobe dating of  $\epsilon$  Groups (Cameroon) zircons from the Poli , Lom and Yaoundé Groups (Cameroon)*, Journal of African Earth Sciences, 44, 428-442, (2006).
  243. Nomo, E. N. *et al.* , *Structure and LA-ICP-MS zircon U- Pb dating of syntectonic plutons emplaced in the Pan-African Banyo-Tcholliré shear zone (central north Cameroon)*, Journal of African Earth Sciences, 131, 251-271, (2017).
  244. Ephraim, B. E., *Investigation of the geochemical signatures and conditions of formation of*

- metacarbonate rocks occurring within the Mamfe embayment of south-eastern Nigeria*, Earth Sciences Research Journal, 16, 121-138, (2012).
245. GWP, *Etat des lieux du secteur : Connaissance et usages des ressources en eau*, Plan d'Action National de Gestion Integree des Ressources en Eau (PANGIRE), Yaoundé, 1, 1-219, (2009).
246. Fouotsa, S. N. A. *et al.* , *Polyphase deformation in the Mbé - Sassa-Bersi area : Implications on the tectono-magmatic history of the area and the tectonic evolution of the Tcholliré-Banyo and Central Cameroon Shear Zones (Central North Cameroon)*, Journal of Geosciences and Geomatics, 6, 41-54, (2018).
247. Detay, M., *Atlas de la province Extrême-Nord Cameroun*, Hydrogéologie, MINREST/IRD, Paris, 4, 1-8, (2000).
248. Njitchoua, R., Dever, L., Fontes, J. C. & Naah, E. , *Geochemistry, origin and recharge mechanisms of groundwaters from the Garoua Sandstone aquifer, northern Cameroon*, Journal of Hydrology, 190, 123-140, (1997).
249. Defo, C. *et al.* , *Current conditions of groundwater resources development and related problems in the Republic of Cameroon , West Africa*, European Water, 54, 43-68, (2016).
250. Kringel, R. *et al.* , *Masse balance of nitrogen and potassium in urban groundwater in Central Africa, Yaounde/ Cameroon*, Science of the Total Environment, 547, 382-395, (2016).
251. Fantong, W. Y. *et al.* , *Temporal pollution by nitrate ( NO<sub>3</sub>), and discharge of springs in shallow crystalline aquifers : Case of Akok Ndoue catchment , Yaounde (Cameroon)*, African Journal of Environmental Science and Technology, 7, 175-191, (2013).
252. Kouassy, K. P. S., Ngoupayou, J.-R. N., Rakotondrabe, F. & Ondo, J. M. , *Quantitative assessment of water resources by the method of the hydrological balance in the Kadey catchment area (East-Cameroon)*, Groundwater for Sustainable Development, 10, 100278, (2020).
253. Bikay , S. R. & Avom, E. M. A. , *Rapport Definitif de la Mission D'inventaire Rapide et Préliminaire des Bas Fonds Aménageables dans les Zones D'intervention du Padfa*,

- PADFA, Nord et Extrême-nord-Cameroun, 1-12, (2012).
254. Rodier, J., Legube, B., Merlet N., *et al.*, *L'analyse de l'eau*, 9<sup>ème</sup> Edition, Dunod, Paris, 1-1579, (2009).
255. CEN, *Water quality-Sampling-Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques (ISO 5667-1:2006)*, ILNAS-EN ISO 5667-1:2006, Bruxelles, 1-3, (2006).
256. INS, *Caractéristiques de la population*, Annuaire Statistique du Cameroun, Edition 2015, 4,54-63, (2015).
257. Ministry of the Public Health, *Health Analytical Profile 2016 Cameroon*, WHO/African Health Observatory, Yaounde, 1-143, (2016).
258. Charan, J. & Biswas, T. , *How to Calculate Sample Size for Different Study Designs in Medical Research ?*, Indian journal of Psychological Medicine, 35, 1-7, (2013).
259. Lonto-Fogang, R., Payne, V. K., Cedric, S. F., Tsafack, H. N. & Bamou, R., *A Cross-sectional Epidemiological Survey on Drinking Water , Sanitation and Hygiene amongst Residents of Bamoutos Division , West Region Cameroon : A Knowledge , Attitude and Practice ( KAP ) Study*, International Journal of Tropical Disease & Health, 41, 1-14, (2020).
260. Jiricek, M., Sracek, O. & Janda, V., *Removal of chlorinated solvents from carbonate-buffered water by zero-valent iron*, Central European Journal of Chemistry, 5, 87-106, (2007).
261. Swindles, G. T. *et al.* , *Testing peatland water-table depth transfer functions using high-resolution hydrological monitoring data*, Quaternary Science Reviews, 120, 107-117, (2015).
262. Bratschi, M. W. *et al.* , *Geographic Distribution , Age Pattern and Sites of Lesions in a Cohort of Buruli Ulcer Patients from the Mapé Basin of Cameroon*, PLOS Neglected Tropical Diseases, 7, e2252, (2013).
263. Profitós, J. M. H. *et al.* , *Muddying the Waters : A New Area of Concern for Drinking Water*

- Contamination in Cameroon*, International Journal of Environmental Research and Public Health , 11, 12454-12472, (2014).
264. Corredor, J. A. G., Pérez, E. H., Figueroa, R. & Casas, A. F. , *Water quality of streams associated with artisanal gold mining ; Suarez, Department of Cauca, Colombia*, Heliyon, 7, e07047, (2021).
265. Effendi, H., Romanto & Wardiatno, Y., *Water quality status of Ciambulawung River , Banten Province , based on pollution index and NSF-WQI*, Procedia Environmental Sciences, 24, 228-237, (2015).
266. Vasistha, P. & Ganguly, R. , *Assessment of spatio-temporal variations in lake water body using indexing method*, Environmental Science and Pollution Research, 13, 1-11, (2020).
267. Sharma, A., Ganguly, R. & Gupta, A. K., *Impact Assessment of Leachate Pollution Potential on Groundwater : An Indexing Method*, Journal Environment Engineering, 146, 1-16 (2020).
268. OMS, *Directives de Qualité pour l'Eau de Boisson*, Organisation mondiale de la santé, 4<sup>ème</sup> Edition, 1-564, (2017).
269. Abo, R. & Merkel, B. J. , *Water quality of the Helvetian and Eocene aquifers in Al Zerba catchment and southern parts of Al Qweek Valley , Aleppo basin , Syria*, Sustainable Water Resources Management, 1, 189-211, (2015).
270. Noshadi, M. & Ghafourian, A. , *Groundwater quality analysis using multivariate statistical techniques (case study : Fars province , Iran)*, Environmental Monitoring and Assessment, 188, 406-419, (2016).
271. Fritz, S. J., *A Survey of Charge-Balance Errors on Published Analyses of Potable Ground and Surface Waters*, Groundwater, 32, 539-545, (1994).
272. Fetter, C. W., *Applied Hydrogeology*, Upper Saddle River, Prentice Hall, 4<sup>th</sup> Edition, 1-8, (2001).
273. Ouarani, M. *et al.* , *Groundwater Quality Characterization in an Overallocated Semi-Arid Coastal Area Using an Integrated Approach : Case of the Essaouira Basin, Morocco*,

- Water, 12, 1-19, (2020).
274. Al-bassam, A. M. & Khalil, A. R., *DurovPwin : A new version to plot the expanded Durov diagram for hydro-chemical data analysis*, Computers and Geosciences, 42, 1-6, (2012).
  275. Becerra, S. & Roussary, A. , *Gérer la vulnérabilité de l 'eau potable : Une action publique désengagée*, Natures Sciences Sociétés , 16, 220-231, (2008).
  276. Cao, W., Yang, H., Liu, C., Li, Y. & Bai, H., *Hydrogeochemical characteristics and evolution of the aquifer systems of Gonghe Basin , Northern China*, Geoscience Frontiers, 9, 907-916, (2018).
  277. Prasanna, M. V, Chidambaram, S. & Kumar, G. S., *Hydrogeochemical assessment of groundwater in Neyveli Basin , Cuddalore District , South India*, Arabian Journal of Geosciences, 4, 319-330, (2011).
  278. Mukhopadhyay, C., Vishwanath, S., Eshwara, V. K., Shankaranarayana, S. A. & Sagir, A., *Microbial quality of well water from rural and urban households in Karnataka , India : A cross-sectional study*, Journal of Infection and Public Health, 5, 257-262, (2012).
  279. Nzung'a, S. O., *Physico-chemical and bacteriological quality of water sources in rural settings , a case study of Kenya , Africa*, Scientific African ,2, e00018, (2019).
  280. Ward, J. S. T. *et al.* , *Large-scale survey of seasonal drinking water quality in Malawi using in situ tryptophan-like fluorescence and conventional water quality indicators*, Science of the Total Environment, 744, 140674, (2020).
  281. Republique du Cameroun, *Loi n° 98-005 du 14 Avril 1998 portant régime de l'eau*, Assemblée Nationale, Yaoundé, 1-6, (1998).
  282. Pochon, A. & Zwahlen, F., *Guide pratique: Délimitation des zones de protection des eaux souterraines en milieu fissuré*, L'environnement pratique, OFEFP/ OFEG, Berne, 1-83, (2003).
  283. Adekanmi, T. *et al.* , *Assessment of bacteriological quality and physico-chemical parameters of domestic water sources in Samaru community , Zaria , Northwest Nigeria*, Heliyon ,6, e04773, (2020).

284. Djaouda, M. *et al.* , *Assessment of bacteriological quality of groundwater from boreholes in Maroua (Far North Cameroon)*, International Journal of Biological and Chemical Sciences, 12, 958-974, (2018).
285. Odiyo, J. O., Mathoni, M. M. & Makungo, R., *Health Risks and Potential Sources of Contamination of Groundwater Used by Public Schools in Vhuronga 1 , Limpopo Province , South Africa*, International Journal of Environmental Research and Public Health, 17, 1-15, (2020).
286. Elisante, E. & Muzuka, A. N. N. , *Sources and seasonal variation of coliform bacteria abundance in groundwater around the slopes of Mount Meru , Arusha , Tanzania*, Environmental Monitoring Assessment, 188, 376-395, (2016).
287. Mart, P., Mart, M., Solera, D., Cano, B. & Silvia, D.-A. , *Mapping the Viability , Time , and Cost of Manual Borehole Drilling in Developing Regions*, Water , 2, 236-262, (2017).
288. Hervieu, J., *Le Quaternaire du Nord-Cameroun Schéma D'évolution Géomorphologique et Relations avec la Pédogenèse*, ORSTOM, 8, 1-26, (1970).
289. Nzung, O. , *Physico-chemical and bacteriological quality of water sources in rural settings , a case study of Kenya , Africa*, Scientific African, 2, e00018, (2019).
290. Conboy, M. J. & Goss, M. J. , *Natural protection of groundwater against bacteria of fecal origin*, Journal of Contaminant Hydrology, 43, 1-24, (2000).
291. Guillemin, F., Henry, P., Uwechue, N. & Monjour, L., *Faecal Contamination of Rural Water Supply*, Water Research, 25, 923-927, (1991).
292. Taonameso, S., Mudau, L. S., Traoré, A. N. & Potgieter, N. , *Borehole water : a potential health risk to rural communities in South Africa*, Water Science & Technology: Water Supply, 1-9, (2018).
293. Alver, A., *Evaluation of conventional drinking water treatment plant efficiency according to water quality index and health risk assessment*, Environmental Science and Pollution Research, 1-14, (2019).
294. Luby, S. P., Davis, J., Brown, R. R., Gorelick, S. M. & Wong, T. H. F. , *Broad approaches*

- to cholera control in Asia : Water , sanitation and handwashing*, Vaccine , 38,110-117, (2020).
295. Balek, J. , *Groundwater resources*, Developments in Water Science, 8, 123-144, (1977).
  296. Masindi, V. & Foteinis, S. , *Groundwater contamination in sub-Saharan Africa : Implications for groundwater protection in developing countries*, Cleaner Engineering Technology, 2, 100038, (2021).
  297. Njitchoua, R. & Ngounou, B. , *Hydrogeochemistry and environmental isotope investigations of the North Diamaré Plain, northern Cameroon*, Journal of African Earth Sciences, 25, 307-316, (1997).
  298. Landreau, A. & Roux, J. C., *Les nitrates dans les eaux souterraines*, BRGM, Orléans, 1-55, (1985).
  299. Yasin, M., Ketema, T. & Bacha, K., *Physico - chemical and bacteriological quality of drinking water of different sources , Jimma zone , Southwest Ethiopia*, BMC Research Notes, 8, 528-541, (2015).
  300. Ngatcha, B. N., Njitchoua, R. & Naah, E., *Impact sur les plaines d'inondation de la Bénoué, Le barrage de Lagdo (Nord-Cameroun)*, 456-474, (1988).
  301. Hubbard, R. K., Newton, G. L. & Hill, G. M. , *Water quality and the grazing animal*, Journal of Animal Science and Biotechnology, 82, 255-263, (2004).
  302. Rock, C., Rivera, B. & Gerba, C. P. , *Microbial Source Tracking*, Environmental Microbiology, 307-318, ( 2015).
  303. Odagiri, M. *et al.* , *Human fecal and pathogen exposure pathways in rural Indian villages and the effect of increased latrine coverage*, Water Research, 100, 232-244, (2016).
  304. Ehrhardt, J. *et al.* , *Bacterial contamination of water samples in Gabon, 2013*, Journal of Microbiology, Immunology and Infection, 50, 718-722, (2017).
  305. Schmoll, O., Howard, G., Chilton, J. & Chorus, I., *Protecting Groundwater for Health*, WHO, 1-678, (2006).

306. Ketchemen-tandia, B. *et al.* , *Factors influencing the shallow groundwater quality in four Districts with different characteristics in Urban Area (Douala ,Cameroon)*, Journal of Geoscience and Environment Protection, 5, 99-120, (2017).
307. Virginie, G. *et al.* , *Etude de la qualité physico-chimique de l'eau de boisson dans deux localités du Bénin : Cotonou et Dassa-Zoumè*, International Journal of Biological and Chemical Sciences , 10, 422-434, (2016).
308. Cameroun, *Loi n°96/12 du 5 Août 1996 portant loi-cadre relative à la gestion de l'environnement*, Assemblée Nationale, 1-12, (1996).
309. Viland, M., Montiel, A., Duchemin, Larivière & Zarrabi, *Eau et Santé - Guide pratique pour les intervenants en milieu rural africain*, Programme Solidarité Eau, Edition du Gret, Paris, 1-109, (2001).
310. Akoglu, H. , *User 's guide to correlation coefficients*, Turkish Journal of Emergency Medicine ,18, 91-93, (2018).
311. Wang, J. *et al.* , *Response of bacterial communities to variation in water quality and physicochemical conditions in a river-reservoir system*, Global Ecology and Conservation, 27, e01541, (2021).
312. Lejeune, J. T., Besser, T. E., Merrill, N. L., Rice, D. H. & Hancock, D. D., *Livestock Drinking Water Microbiology and the Factors Influencing the Quality of Drinking Water Offered to Cattle*, Journal Dairy Science, 84, 1856-1862, (2001).
313. Kachroud, M., Trolard, F., Kefi, M., Jebari, S. & Bourrié, G., *Water Quality Indices : Challenges and Application Limits in the Literature*, Water, 11, 1-26, (2019).
314. Lopes, O. F. *et al.* , *Comparison between water quality indices in watersheds of the Southern Bahia (Brazil) with different land use*, Environmental Science and Pollution Research, 28, 12944-12959, (2020).
315. Varnosfaderany, M. N., Mirghaffary, N., Ebrahimi, E. & Soffianian, A., *Water quality assessment in an arid region using a water quality index*, Water Science &Technology, 60, 2319-2328, (2009).

316. Rocha, F. C., Andrade, E. M. & Lopes, F. B., *Water quality index calculated from biological , physical and chemical attributes*, Environmental Monitoring and Assessment, 187, 1-15, (2015).
317. Sharma, S. & Bhattacharya, A., *Drinking water contamination and treatment techniques*, Applied Water Science, 7, 1043-1067, (2017).
318. Das, S. & Sarkar, R. , *Monitoring and evaluating the spatiotemporal variations of the water quality of a stretch of the Bhagirathi-Hugli River , West Bengal , India , using geospatial technology and integrated statistical methods*, Environmental Science and Pollution Research, 28, 15853-15869, (2021).
319. Soltani, A. A. *et al.* , *An integrated approach for assessing surface water quality : Case of Beni Haroun dam (Northast Algeria)*, Environmental Monitoring and Assessment, 192, 1-17, (2020).
320. Singh, C. K., Shashtri, S., Rina, K. & Mukherjee, S. , *Chemometric analysis to infer hydro-geochemical processes in a semi-arid region of India*, Arabian Journal of Geosciences, 6, 2915-2932, (2013).
321. Lienou, G., *Impacts de la variabilité climatique sur les ressources en eau et les transports de matières en suspension de quelques bassins versants représentatifs au Cameroun*, Thèse, Université de Yaoundé I, 1-486, 2007.
322. Fantong, W. Y. *et al.* , *Geochemical provenance and spatial distribution of fluoride in groundwater of Mayo Tsanaga River Basin , Far North Region , Cameroon : implications for incidence of fluorosis and optimal consumption dose*, Environmental Geochemistry and Health, 32, 147-163, (2010).
323. Wotany, E. R., Ayonghe, S. N., Fantong, W. Y., Wirmvem, M. J. & Ohba, T., *Hydrogeochemical and anthropogenic influence on the quality of water sources in the Rio del Rey Basin, South Western , Cameroon, Gulf of Guinea*, African Journal of Environmental Science and Technology, 7, 1053-1069, (2013).
324. Perera, P. A. C. T., Sundarabarathy, T. V, Sivananthawerl, T. & Edirisinghe, U., *Seasonal Variation of Water Quality Parameters in Different Geomorphic Channels of the Upper*

- Malwathu Oya in Anuradhapura, Sri Lanka*, Tropical Agricultural Research, 25, 158-170, (2014).
325. Meays, C. L., Broersma, K., Nordin, R. & Mazumder, A., *Source tracking fecal bacteria in water: A critical review of current methods*, Journal of Environmental Management, 73, 71-79, (2004).
326. Krishnan, N., Valappil, M., Viswanathan, P. M. & Hamza, V., *Seasonal hydrochemical dynamics of surface water in the Limbang River, Northern Borneo — evaluating for spatial and temporal trends*, Arabian Journal of Geosciences, 13, 980, (2020).
327. Neumann, T. , *Fundamentals of aquatic chemistry relevant to radionuclide behaviour in the environment*, Radionuclide Behaviour in the Natural Environment , 1-31, (2012).
328. Twort, A. C., Ratnayaka, D. D. & Brandt, M. J. , *Disinfection of water*, Water Supply, 429-462, (2000).
329. Che, Q., Su, X., Wang, S., Zheng, S. & Li, Y., *Hydrochemical Characteristics and Evolution of Groundwater in the Alluvial Plain ( Anqing Section ) of the Lower Yangtze River Basin : Multivariate Statistical and Inversion Model Analyses*, Water, 11, 1-27, (2021).
330. Gad, M. *et al.* , *Combining Water Quality Indices and Multivariate Modeling to Assess Surface Water Quality in the Northern Nile Delta, Egypt*, Water, 12, 21-41, (2020).
331. Seguem, N., Alexandre, G. A., Klötzli, U., Kepnamou, A. D. & Emmanuel, E. G., *Petrography and Geochemistry of Precambrian Basement Straddling the Cameroon-Chad Border : The Touboro Baiïbokoum Area*, International Journal of Geosciences ,5, 418-431, (2014).
332. Fritsch, P. , *Chronologie relative des formations cuirassées et analyse géographique des facteurs de cuirassement au Cameroun*, Travaux du Laboratoire de Géographie Physique Appliquée, 1-16, (1978).
333. Banda, T. D. & Kumarasamy, M. , *Application of Multivariate Statistical Analysis in the Development of a Surrogate Water Quality Index (WQI) for South African Watersheds*, Water, 12, 1-23, (2020).

334. Ning, S., Chang, N., Jeng, K. & Tseng, Y. , *Soil erosion and non-point source pollution impacts assessment with the aid of multi-temporal remote sensing images*, Journal of Environmental Management, 79, 88-101, (2006).
335. Cheo, A. E., Voigt, H. & Mbua, R. L. , *Vulnerability of water resources in northern Cameroon in the context of climate change*, Environment Earth Science, 70, 1211-1217, (2013).
336. Republic of Cameroon, *Data Collection Survey on the Transport Network Development in Douala, Republic of Cameroon*, Final report, JICA, 1-154, (2017).
337. Abubakar, B., Umar, H., Barde, M. M. & Adamu, S., *Socio-economic Impact of Flooding on the Riverine Communities of River Benue in Adamawa State , Nigeria*, FUTY Journal of the Environment, 14, 1-9, (2020).
338. Arétouyap, Z. *et al.* , *Hydraulic parameters evaluation of the Pan-African aquifer by applying an alternative geoelectrical approach based on vertical electrical soundings*, Geofísica Internacional, 58, 113-126, (2019).
339. Zebaze, A. T., Njueya, A. K., Kwekam, M. & Temgoua, E., *Assessment of Hydrogeoelectrical Characteristics of Crystalline Aquifers and Groundwaters Quality in Adamawa Plateau : Case of Mbakaou ( Adamawa - Cameroon )*, Environmental and Earth Sciences Research Journal, 7, 153-163, (2020).
340. Salem, W. M. & El-sayed, M., *Hydro-geochemical and isotopic composition of ground water in Helwan area*, Egyptian Journal of Petroleum, 24, 411-421, (2015).
341. Ahmed, S. *et al.* , *Evaluation of corrosive behaviour and scaling potential of shallow water aquifer using corrosion indices and geospatial approaches in regions of the Yamuna river basin*, Journal of King Saud University - Science, 33, 101-237, (2021).
342. Ketrane, R., Saidani, B., Gil, O., Leleyter, L. & Baraud, F. , *Efficiency of five scale inhibitors on calcium carbonate precipitation from hard water : Effect of temperature and concentration*, Desalination, 249, 1397-1404, (2009).
343. Srinivasamoorthy, K., Gopinath, M., Chidambaram, S., *Vasanthavigar, M. & Sarma, V. S. Hydrochemical characterization and quality appraisal of groundwater from Pungar sub*

- basin , Tamilnadu , India*, Journal of King Saud University - Science, 26, 37-52, (2014).
344. Li, P., Wu, J. & Qian, H. , *Hydrogeochemistry and Quality Assessment of Shallow Groundwater in the Southern Part of the Yellow River Alluvial Plain (Zhongwei Section )*, Northwest China, Earth Sciences Research Journal, 18, 27-38, (2014).
345. Abdelshafy, M., Saber, M., Abdelhaleem, A., Abdelrazek, S. M. & Seleem, E. M., *Hydrogeochemical processes and evaluation of groundwater aquifer at Sohag city, Egypt*, Scientific African, 6, e00196, (2019).
346. Tang, C., Rygaard, M., Rosshaug, P. S., Kristensen, J. B. & Albrechtsen, H. , *Evaluation and comparison of centralized drinking water softening technologies: Effects on water quality indicators*, Water Research, 117-439, (2021).
347. Yang, Q., Li, Z., Ma, H., Wang, L. & Delgado, J., *Identification of the hydrogeochemical processes and assessment of groundwater quality using classic integrated geochemical methods in the Southeastern part of Ordos basin , China*, Environmental Pollution, 1-10, (2016).
348. Wirmvem, M. J. *et al.* , *Hydrochemistry of shallow groundwater and surface water in the Ndop plain , North West Cameroon*, African Journal of Environmental Science and Technology, 7, 518-530, (2013).
349. Kamtchueng, B. T. *et al.* , *Hydrogeochemistry and quality of surface water and groundwater in the vicinity of Lake Monoun , West Cameroon : approach from multivariate statistical analysis and stable isotopic characterization*, Environmental Monitoring and Assessment, 188, 1-24, (2016).
350. Njoyim, K. I. *et al.* , *Hydrogeochemistry of Surface and Ground Water in Alatening Village , Northwest Region , Cameroon*, Applied and Environmental Soil Science, 1-15, (2020).
351. Gounti, M., Mimba, M. E. & Teddy, F., *Importance of rocks and their weathering products on groundwater quality in Central-East Cameroon*, Hydrology, 4, 1-18, (2017).
352. Tchamako, E. K. *et al.* , *Influences of Lithology on Water Quality: A Study of the Ngam and Mou Watersheds in West Cameroon (Central Africa)*, Procedia Earth and Planetary Science, 7, 405-408, (2013).

353. Abonoje, S., Ako, A., Elambo, G. & Cheo, E. , *Hydrogeochemical characteristics of some Cameroon bottled waters , investigated by multivariate statistical analyses*, Journal of Geochemical Exploration, 112, 118-130, (2012).
354. Zhao, Y., Han, J., Zhang, B. & Gong, J. , *Impact of transferred water on the hydrochemistry and water quality of surface water and groundwater in Baiyangdian Lake , North China*, Geoscience Frontiers, 12, 101086, (2021).
355. Tchameni, R. *et al.* , *Petrography and geochemistry of the Ngaoundéré Pan-African granitoids in Central North Cameroon : Implications for their sources and geological setting*, Journal of African Earth Sciences, 44, 511-529, (2006).
356. Fantong, W. Y. *et al.* , *Compositions and mobility of major ,  $d D$  ,  $d 18 O$  , trace , and REEs patterns in water sources at Benue River Basin — Cameroon : implications for recharge mechanisms , geo-environmental controls , and public health*, Environmental Geochemistry and Health, 42, 2975-3013, (2020).
357. Fantong, W. Y. *et al.* , *Characteristics of chemical weathering and water – rock interaction in Lake Nyos dam ( Cameroon ) : Implications for vulnerability to failure and re-enforcement*, Journal of African Earth Sciences, 101, 42-55, (2015).
358. Beatrice, N. A. *et al.* , *Assessment of Physicochemical and Heavy Metal Properties of Groundwater in Edéa (Cameroon)*, American Journal of Water Resources, 7, 1-10, (2019).
359. Gabr, M. E., Soussa, H. & Fattouh, E. , *Groundwater quality evaluation for drinking and irrigation uses in Dayrout city Upper Egypt*, Ain Shams Engineering Journal, 12, 327-340, (2020).
360. Njitchoua, R. , *Hydrochimie et géochimie isotopique des eaux souterraines de la nappe des 'Grès de Garoua' (Nord-Cameroun)*, Thèse, Université Paris Sud, (1991).
361. Alexandre, A. *et al.* , *Archean inheritances in the pyroxene – amphibole-bearing gneiss of the Méiganga area (Central North Cameroon): Geochemical and  $^{207} Pb / ^{206} Pb$  age imprints*, Comptes Rendus - Geoscience, 340, 211-222, (2008).
362. Abendong, A. A., Emmanuel, E., Fongoh, J. E. & Ayuk, A. , *Assessment of groundwater quality in Bamenda – Cameroon for suitable applications*, SN Applied Sciences, 1, 1-20,

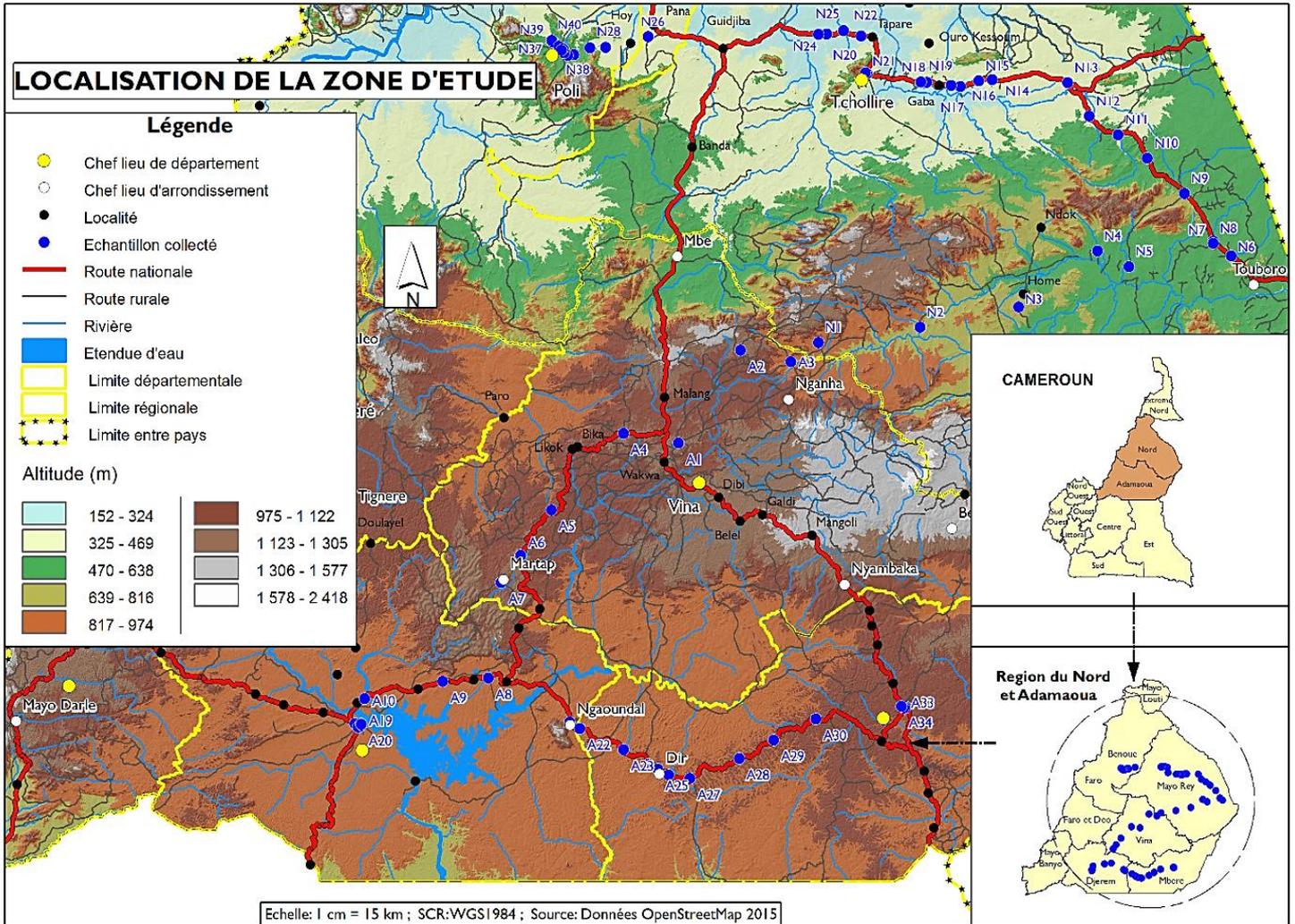
- (2019).
363. Udeshani, W. A. C., Dissanayake, H. M. K. P., Gunatilake, S. K. & Chandrajith, R., *Assessment of groundwater quality using water quality index (WQI): A case study of a hard rock terrain in Sri Lanka*, *Groundwater for Sustainable Development*, 11, 100421, (2020).
  364. Ligate, F. *et al.* , *Groundwater resources in the East African Rift Valley : Understanding the geogenic contamination and water quality challenges in Tanzania*, *Scientific African*,13, e00831, (2021).
  365. Njueya, A. K., Likeng, J. D. H. & Nono, A. , *Hydrodynamique et qualité 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, 1874-1894, (2012).
  366. Madhav, S., Ahamad, A., Kumar, A., Kushawaha, J. & Mishra, P. K. , *Geochemical assessment of groundwater quality for its suitability for drinking and irrigation purpose in rural areas of Sant Ravidas Nagar (Bhadohi), Uttar Pradesh*, *Geology, Ecology, and Landscapes*, 2, 127-136, (2018).
  367. Singh, G. *et al.* , *Multivariate analysis and geochemical signatures of groundwater in the agricultural dominated taluks of Jalandhar district, Punjab, India*, *Journal of Geochemical Exploration*, 208, 106395, (2020).
  368. Papazotos, P., Koumantakis, I. & Vasileiou, E. , *Hydrogeochemical assessment and suitability of groundwater in a typical Mediterranean coastal area : A case study of the Marathon basin , NE Attica , Greece*, *HydroResearch*, 2, 49-59, (2019).
  369. Chang, J. & Wang, G. , *Major ions chemistry of groundwater in the arid region of Zhangye Basin , northwestern China*, *Environmental Earth Sciences*, 61, 539-547, (2010).
  370. Okiongbo, K. S. & Akpofure, E., *Identification of Hydrogeochemical Processes in Groundwater using Major ion Chemistry : A case study of Yenagoa and Environs, Southern Nigeria*, *Global Journal of Geological Sciences*, 12, 39-52, (2014).
  371. Sahu, S., Gogoi, U. & Nayak, N. C. , *Groundwater solute chemistry , hydrogeochemical processes and fluoride contamination in phreatic aquifer of Odisha , India*, *Geoscience*

- Frontiers, 12, 1-15, (2021).
372. Narany, T. S. *et al.* , *Identification of the Hydrogeochemical Processes in Groundwater Using Classic Integrated Geochemical Methods and Geostatistical Techniques* , in *Amol-Babol Plain , Iran*, The Scientific World Journal , 1-15, (2014).
373. Kanagaraj, G., Elango, L., Sridhar, S. G. D. & Gowrisankar, G. , *Hydrogeochemical processes and influence of seawater intrusion in coastal aquifers south of Chennai , Tamil Nadu , India*, Environmental Science and Pollution Research,1-23, (2018).
374. Zhang, B. *et al.* , *Hydrochemical Characteristics of Groundwater and Dominant Water – Rock Interactions in the Delingha Area, Qaidam Basin, Northwest China*, Water, 12, 820-836, (2020).
375. Kumar, P. J. S. & James, E. J. , *Identification of hydrogeochemical processes in the Coimbatore district , Tamil Nadu , India*, Hydrological Sciences Journal, 61, 719-731 (2016).
376. Karunanidhi, D., Aravinthasamy, P., Deepali, M., Subramani, T. & Roy, P. D., *The effects of geochemical processes on groundwater chemistry and the health risks associated with fluoride intake in a semi-arid region of South India*, Royal Society of Chemistry, 10, 4840-4859, (2020).
377. Mahmoudi, N., Nakhaei, M. & Porhemmat, J., *Assessment of hydrogeochemistry and contamination of Varamin deep aquifer , Tehran Province , Iran*, Environmental Earth Sciences, 76, 1-14, (2017).
378. Zaidi, F. K., Nazzal, Y., Jafri, M. K., Naeem, M. & Amed, I., *Reverse ion exchange as a major process controlling the groundwater chemistry in an arid environment : a case study from northwestern Saudi Arabia*, Environmental Monitoring Assessment, 187, 1-19, (2015).
379. Temdjim, R. *et al.* , *Geoscience Frontiers Variation in mantle lithology and composition beneath the Ngao Bilta volcano , Adamawa Massif , Cameroon volcanic line , West-central Africa*, Geoscience Frontiers, 11, 665-677, (2020).
380. Wisitthammasri, W., Chotpantararat, S. & Thitimakorn, T., *Multivariate statistical analysis*

- of the hydrochemical characteristics of a volcano sedimentary aquifer in Saraburi*, Journal of Hydrology: Regional Studies, 32, 100745, (2020).
381. Oelkers, E. H., Declercq, J., Saldi, G. D., Gislason, S. R. & Schott, J. , *Olivine dissolution rates : A critical review*, Chemical Geology, 500, 1-19, (2018).
382. Lee, J. M., Koh, D., Chae, G., Kee, W. & Ko, K. , *Integrated assessment of major element geochemistry and geological setting of traditional natural mineral water sources in South Korea at the national scale*, Journal of Hydrology, 598, 126249, (2021).
383. Kim, K. , *Plagioclase weathering in the groundwater system of a sandy , silicate aquifer*, Hydrological Processes, 16, 1793-1806, (2002).
384. Chairat, C. , *Etude expérimentale de la cinétique et des mécanismes d'altération de minéraux apatitiques*, Thèse de doctorat, Université de Toulouse III, 1- 266, (2005).
385. Carol, E. S., Kruse, E. E., Laurencena, P. C., Rojo, A. & Deluchi, M. H. , *Ionic exchange in groundwater hydrochemical evolution . Study case : the drainage basin of El Pescado creek (Buenos Aires province , Argentina)*, Environmental Earth Sciences ,65, 421-428, (2012).
386. Ngounouno, I., Deruelle, B., Demaiffe, D. & Montigny, R. , *Petrology of the Cenozoic volcanism in the Upper Benue valley , northern Cameroon (Central Africa)*, Contributions to Mineralogy and Petrology, 145, 87-106, (2003).
387. Chen, J. *et al.* , *Hydrogeochemical Characteristics and Quality Assessment of Groundwater in an Irrigated Region, Northwest China*, Water, 11, 1-18, (2019).

# Annexes

## Annexe 1 : Carte topographique de localisation général de la zone d'étude



**Annexe 2 : Photos des activités de terrain**



(Photo par DAMMI, 2017)



(Photo par DAMMI, 2017)



(Photo par DAMMI, 2017)



Mayo Daniel dans la commune de Ngaoundéré 1<sup>er</sup> (R-AD)

(Photo par DAMMI, 2017)



Villages Ngangassaou et Nagah dans la commune de Ngaoundéré 1<sup>er</sup> (R-AD)

(Photo par DAMMI, 2017)



Village Lougga dans la commune de Martap (R-AD)

(Photo par DAMMI, 2017)



Résidence Maire et Hôpital Central dans la commune de Tibati (R-AD)

(Photo par DAMMI, 2017)



Villages Boforo (Camp des réfugiés) et Bin Mbape dans la commune de Ngaoundal (R-AD)

(Photo par DAMMI, 2017)



Villages Batoua pangar et Goro dans la commune de Dir (R-AD)

(Photo par DAMMI, 2017)



Campement dans la commune de Meiganga (R-AD)

(Photo par DAMMI, 2017)

**Annexe 3 : Photos des activités de laboratoire**



(Photo par DAMMI, 2017)



(Photo par DAMMI, 2017)



(Photo par DAMMI, 2018)

## Annexe 4 : Résultats

4-1 Tableau résumant en mg/L, les données chimiques au travers les valeurs typiques tels que : les médianes et les étendues (maximum-minimum).

Paramètres physico-chimiques	Médianes (Etendues)		p-value	ANOR (2012)	OMS (2011)
	R-NO (n = 40)	R-AD (n = 34)			
TH	146,02 (324,50 – 32,45)	64,90 (227,15 – 32,45)	<0,0001*		
Ca <sup>2+</sup>	40,10 (120,30 – 10,02)	20,05 (81,12 – 10,02)	<0,0001*		100 – 300
Mg <sup>2+</sup>	87,06 (284,40 – 12,40)	44,85 (187,05 – 12,40)	<0,0001*	≤ 50	
TAC	248,00 (837,00 – 93,00)	124,00 (403,00 – 62,00)	<0,0001*		
K <sup>+</sup>	2,35 (18,80 – 0,20)	3,85 (24,00 – 0,40)	0,501	≤ 12	
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	8,00 (81,00 – 0,00)	3,00 (10,00 – 0,00)	<0,0001*	≤ 250	250
Cl <sup>-</sup>	21,50 (110,00 – 5,00)	8,50 (66,00 – 0,00)	<0,0001*	≤ 200	250
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	2,02 (67,20 – 0,64)	2,70 (21,60 – 1,36)	0,127	≤ 50	50
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,03 (0,07 – 0,00)	0,01 (0,08 – 0,00)	<0,0001*	≤ 0,1	3
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,00 (0,29 – 0,00)	0,02 (0,81 – 0,00)	0,051	≤ 0,5	35
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,10 (1,30 – 0,00)	0,00 (1,20 – 0,00)	<0,0001*		
Fe <sup>2+</sup>	0,75 (23,20 – 0,05)	0,05 (10,40 – 0,00)	<0,0001*	≤ 0,2	0,3
Al <sup>3+</sup>	0,01 (0,23 – 0,00)	0,09 (0,52 – 0,02)	<0,0001*	≤ 0,2	0,2
Mn <sup>2+</sup>	0,00 (0,03 – 0,00)	0,00 (0,01 – 0,00)	0,740	≤ 0,05	0,1
F <sup>-</sup>	0,01 (0,76 – 0,00)	0,00 (0,32 – 0,00)	0,004*	≤ 0,7/1	1,5

\*Il y a une différence significative entre les médianes

## 4-2 Calcul des indices de qualité de l'eau (IQEs)

4-2.1 Tableau montrant les résultats du calcul de l'échelle d'évaluation de la qualité de chaque paramètre (qi) et des IQEs dans la R-NO

Samples	qT	qTurb	qpH	qSDT	qNO3	$\sum_{i=1}^n SI_i$	$\sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI_i^2}}}$
N1	106,8	36,95	89,125	1	7,04	33,85035	0,337752118
N2	99,6	32,9	88,875	1,5	4,8	32,06025	0,494350464
N3	109,6	9,95	92,125	52	25,6	39,66075	8,794354592
N4	118	199,5	87,375	2	3,76	54,31265	0,624427514
N5	124,4	16,65	90	1	1,84	33,2816	0,311196731
N6	114,4	1270	93,125	1	2,84	182,89235	0,326958027
N7	114	215,5	89,125	1	43,2	61,34675	0,339918982
N8	113,6	755	92,25	1	7	121,4315	0,337728811
N9	111,6	487	91,75	0,5	4,24	88,4751	0,169228049
N10	115,6	725	96,25	0,5	2,88	118,0797	0,168343195
N11	114	13,9	93,375	0,5	18,4	34,26525	0,169956358
N12	110,4	2670	94,125	0,5	5,8	350,84175	0,169584986
N13	125,6	11,2	96,25	1	134,4	52,2915	0,339975816
N14	122	458	96	1	43,2	92,598	0,339921832
N15	118,8	225	94	0,5	26,4	61,483	0,169977601
N16	132,8	13,7	95,375	10	5,2	36,37025	1,83480244
N17	126,4	38,7	101,125	37,5	2,76	42,02015	1,153777566
N18	131,6	51	88,5	1	21,6	40,953	0,339742119
N19	122,4	6,55	87,875	61,5	56	45,70825	13,94532656
N20	118,4	34,95	98,125	33	7,4	40,15475	2,982648321
N21	133,2	6,75	98,5	32,5	7	38,788	2,831438286
N22	120,8	23,75	97,5	27,5	7,76	38,4984	3,064093665
N23	125,2	1380	99,125	5	2,12	198,84355	0,788541301
N24	120,4	4,45	98,125	40	9,2	37,79675	3,693304447
N25	118,8	24,85	96,75	28	5,2	37,9345	2,124117955
N26	120,4	9,2	98,25	0,5	3,84	33,2901	0,16906116
N27	121,6	22,7	98,375	1,5	4,6	35,31325	0,493053713
N28	120,4	8,6	94,75	37,75	3,08	36,6842	1,286050403
N29	117,6	184,5	93	5,75	3,16	53,6289	1,097404994
N30	106	68	93	4	3,76	37,9164	1,029920206
N31	115,6	203,5	90,5	13,25	3,16	56,0789	1,272014529
N32	126,8	59,5	92,875	5,75	3,72	39,97655	1,219652555

---

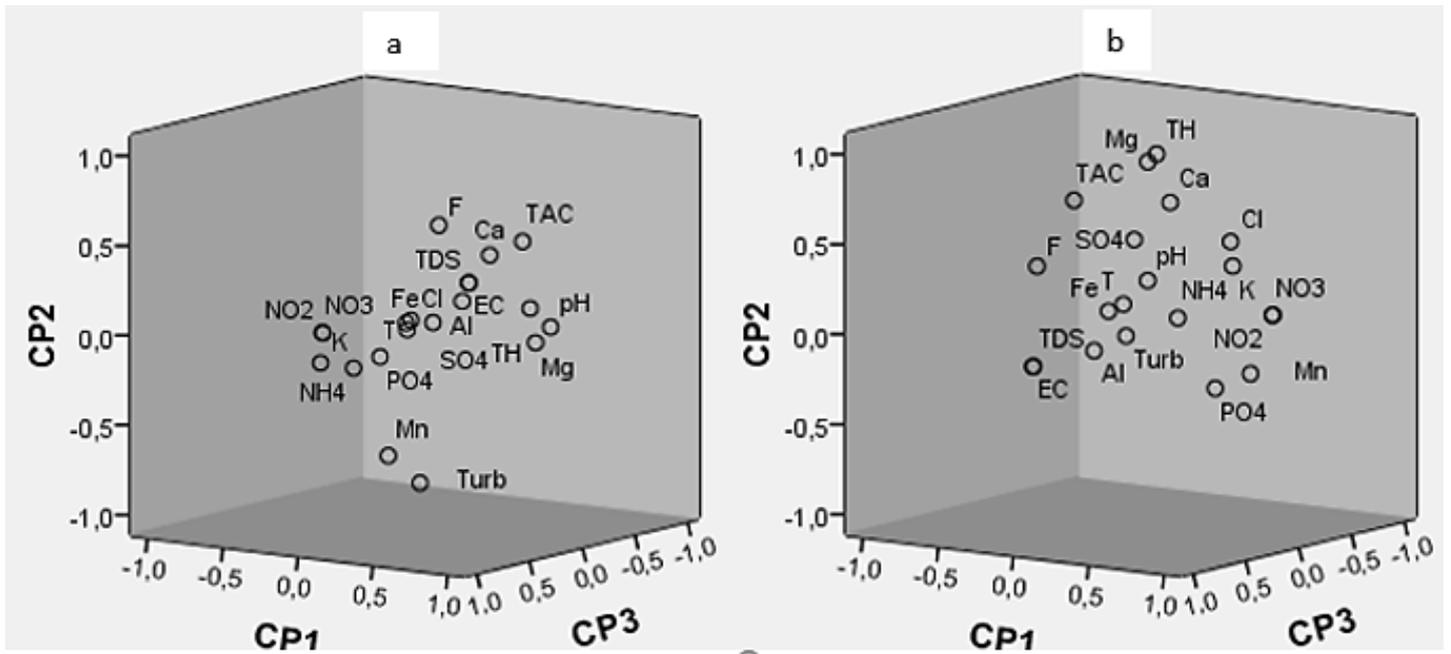
N33	131,6	995	90,875	0,5	1,28	151,68945	0,162086962
N34	123,2	930	88	0,5	2,68	142,4782	0,168091211
N35	128	45,75	90,875	3	3,16	37,81365	0,808491404
N36	140,4	26,6	93,625	2,25	2,72	37,52005	0,63553142
N37	118,8	84,5	92	54,5	3,8	47,099	1,588082424
N38	116	18,9	97,25	31,5	2,84	36,9581	1,184665404
N39	115,6	18,9	100,125	0,75	3,56	34,05165	0,251363079
N40	114	21	100,875	0,5	2,72	34,04705	0,168146188

---

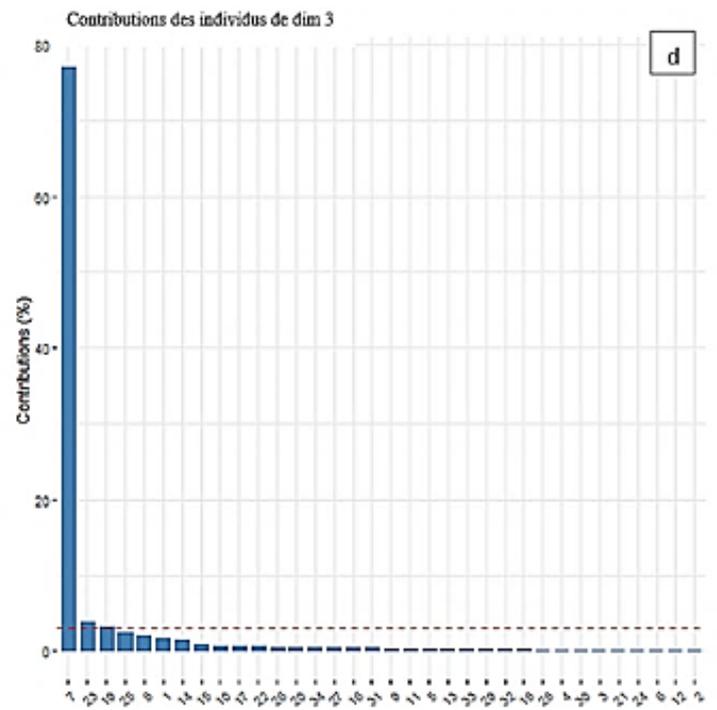
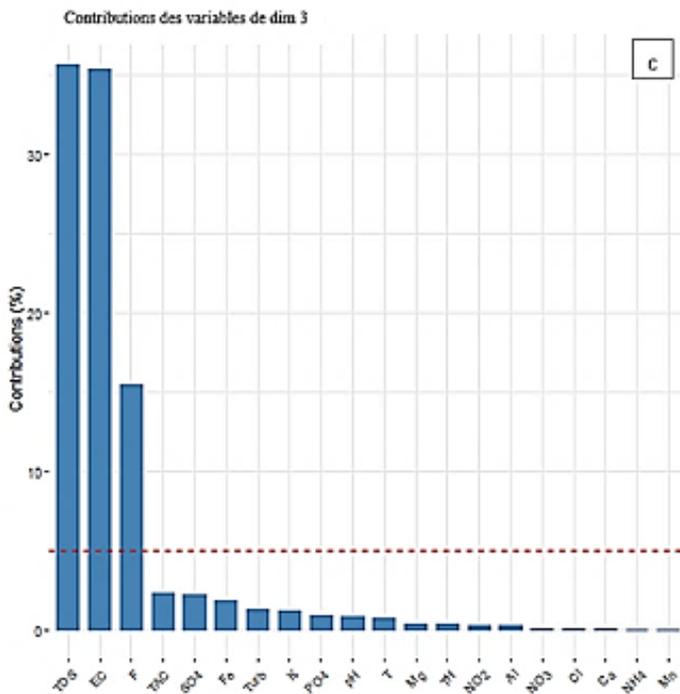
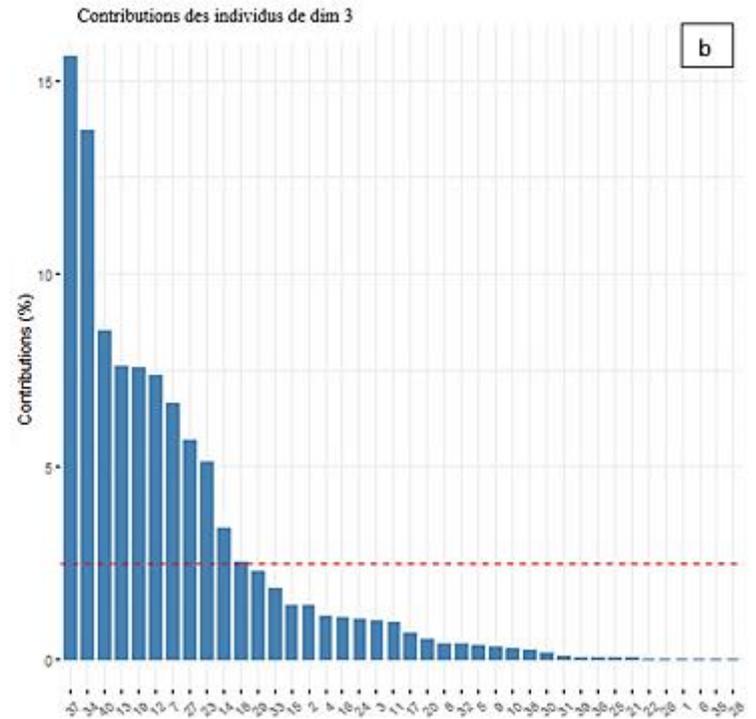
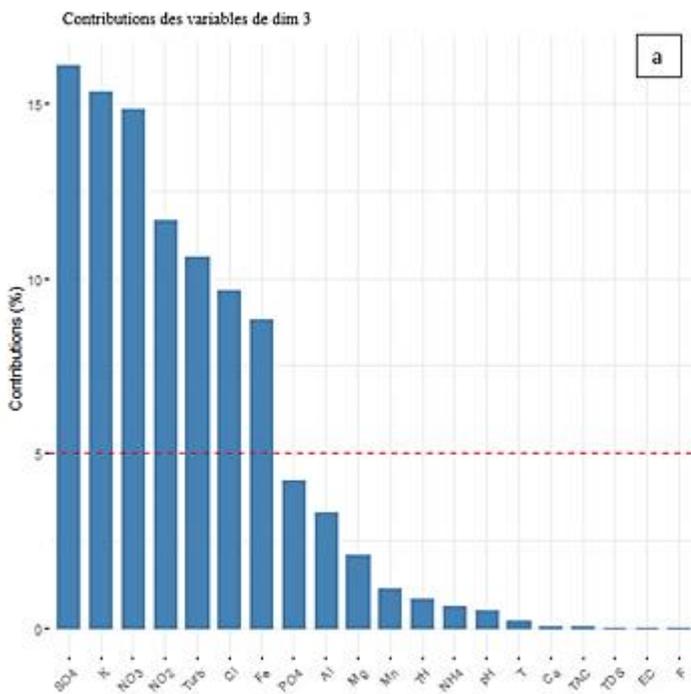
4-2.2 Tableau montrant les résultats du calcul de l'échelle d'évaluation de la qualité de chaque paramètre (qi) et des IQEs dans la R-AD

Samples	qT	qTurb	qpH	qSDT	qNO3	$\sum_{i=1}^n SI_i$	$\sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n SI_i^2}}$
A1	95,2	79,5	108	0	34,4	43,884	-
A2	92,8	21,5	85,375	1	2,88	28,89145	0,212228815
A3	104,8	35,55	86,25	1	29,6	36,1295	0,219908416
A4	98	6,1	103,375	0,75	4,4	30,65675	0,163534645
A5	100,4	10,1	102,625	0,5	7,52	31,76955	0,109848663
A6	103,6	6,55	98,375	0,5	8,4	31,27725	0,109878345
A7	104	16,15	97,75	6,5	3,08	32,3067	0,738026318
A8	106,8	805	93,5	0,5	4,8	126,304	0,109631841
A9	100	42,85	94,25	0,5	7,2	34,3425	0,109834946
A10	106	41,7	94,375	0,5	5	34,75525	0,109660452
A11	103,6	71	96,125	0,5	8,8	38,72975	0,109888963
A12	103,6	13,05	103,5	0,5	4,04	32,2156	0,10948212
A13	108	4,05	103	0,5	4,6	31,755	0,109599613
A14	102,8	77,5	102,875	0,25	3,08	39,58195	0,054888302
A15	100,4	17,5	103,25	0,5	4	32,2585	0,109471761
A16	100,8	28,05	103	0,5	34,4	37,799	0,109991295
A17	105,2	57	103,125	0,5	3,4	37,56775	0,109271537
A18	108	8,55	94,875	0,5	5,4	31,18825	0,109708512
A19	107,2	9,1	95,5	2,25	31,2	35,0405	0,494066832
A20	109,2	19	92,75	0,5	35,2	36,4635	0,109991579
A21	120,4	14,15	102,25	0,5	5,4	34,7025	0,109708766
A22	110,4	18,1	102	0	4,04	33,4936	-
A23	106,4	7,35	103,75	0,25	2,76	31,7544	0,054861057
A24	104,4	29,2	103,375	0,5	6,4	34,57725	0,109791882
A25	102,8	27,35	103,25	0,25	4,8	33,861	0,054953818
A26	103,2	13,45	103	0,5	3,52	32,0598	0,109319779
A27	104,8	21,6	104,75	0,5	2,72	33,4123	0,108868896
A28	104,4	50,5	103,15	0,5	5,4	36,95575	0,109708586
A29	100,8	5,75	103,35	0,5	6,4	31,25925	0,109791826
A30	103,2	16,05	103,15	0,5	9	33,15775	0,109893865
A31	100,4	38,35	103,75	0,5	7,2	35,2835	0,109835098
A32	101,6	23,2	103,65	0,5	43,2	38,65475	0,109993941
A33	103,2	98,5	104,65	0,5	18	44,53675	0,109972339
A34	103,6	33,15	103,5	0,5	5	35,112	0,109847928

#### 4-3 Analyse en composante principale (ACP)/ Analyse factorielle (AF)



4-3.1 Représentations graphiques des trois premières composantes dans un espace rotatif dans la R-NO (a) et dans la R-AD (b)



4-3.2 Représentations graphiques des contributions des variables et des individus suivant l'axe 3 dans les bassins versants étudiés dans les R-NO (a, b) et R-AD (c, d).

4-4 Tableaux synthétisant les interprétations des variables et des individus suivant les différents axes

4-4.1 Tableau suivant l'axe 1

➤ Dans la R-NO

Individus	
-	+
N6, N12, N33 et N34	N37, N19, N28, N24, N38, N3, N21 et N39

Variables	
-	+
Al <sup>3+</sup>	Ca <sup>2+</sup> , TH, TAC, CE, SDT, Mg <sup>2+</sup> et F <sup>-</sup>

➤ Dans la R-AD

Individus	
-	+
A9 et A7	A20, A32, A33, A31, A23, A3

Variables	
-	+
	Ca <sup>2+</sup> , Cl <sup>-</sup> , K <sup>+</sup> et NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>

4-4.2 Tableau suivant l'axe 2

➤ Dans la R-NO

Individus	
-	+
N27, N34, N4 et N18	N3, N19, N37, N40, N26 et N39

Variables	
-	+
pH	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Mn <sup>2+</sup> , K <sup>+</sup> , Cl <sup>-</sup> et SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>

➤ Dans la R-AD

Individus	
-	+
	A23, A20, A16, A27, A31, A19, A32 et A33

Variables	
-	+
Al <sup>3+</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> et NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Mg <sup>2+</sup> , TAC et pH

4-4.3 Tableau suivant l'axe 3

➤ Dans la R-NO

Individus	
-	+
N40, N7, N27, N23 et N14	N37, N34, N13, N19, N12 et N18

Variables	
-	+
K <sup>+</sup> et NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Cl <sup>-</sup> , turbidité et Fe <sup>2+</sup>

➤ Dans la R-AD

Individus	
-	+
A7 et A19	A23

Variables	
-	+
	CE, SDT et F <sup>-</sup>

**Annexe 5** : Article scientifique issu des travaux de cette thèse

**Dammi Djimi, E.G.; Abia, A.L.K.; Belibi Belibi, P.D.; Takam Soh, P.; Che, R.N.; Ghogomu, J.N.; Ketcha, J.M.** Multivariate Statistical and Hydrochemical Analysis of Drinking Water Resources in Northern Cameroon Watersheds. *Water* 2021, 13, 3055. <https://doi.org/10.3390/w13213055>

**Annexe 6** : Présentation orale et écrite (résumé étendu) à la 3<sup>ème</sup> Conférence de « Arabian Journal of Geosciences » (CAJG) issues de cette thèse

**Annexe 6-1 Communication orale à la 3<sup>ème</sup> Conférence AJG**



springer.com



# Certificate of Contribution

Springer, part of Springer Nature, wishes to express its appreciation to

**Estelle Gaëlle Dammi Djimi**

for their **oral communication** at the 3<sup>rd</sup> Conference of the Arabian Journal of Geosciences (CAJG), held online, on 2–5 November 2020, and for the **paper they contributed** to the conference proceedings published by Springer.

(Paper number 898) Comparison of Water Quality Parameters in Two Regions of Northern Cameroon (Central Africa) based on Statistical Tools.

Author(s): Estelle Gaëlle Dammi Djimi, Placide Désiré Belibi Belibi, Patrice Takam Soh, Andrew Ako Ako, Godwin Tabi Agbor, Rachel Nkwaju Yanou, Julius Ghogomu Numbonui, Joseph Ketcha Mbelem

Springer MENA Program  
Dr. Nabil Khelifi, Senior Editor

CAJG General Chair  
Prof. Dr. Abdullah Al-Amri



3<sup>rd</sup> CONFERENCE OF THE ARABIAN  
JOURNAL OF GEOSCIENCES (CAJG)  
Online | 2-5 November 2020  
www.cajg.org

Part of **SPRINGER NATURE**

Annexe 6-2 Résumé étendu accepté et publié dans le cadre de la 3<sup>ème</sup> Conférence AJG

**SPRINGER NATURE**

Springer-Verlag, P.O. Box 10 52 80, 69042 Heidelberg, Germany

Germany, 18 April 2022

Springer-Verlag GmbH  
Tiergartenstrasse 17  
69121 Heidelberg, Germany  
P.O. Box 10 52 80  
69042 Heidelberg, Germany

T +49 6221 487 0  
F +49 6221 487 8366  
www.springer.com

Dr. Nabil Khélifi  
Senior Publishing Editor | MENA  
Tel +49 6221 487 8573  
Nabil.khelifi@springernature.com

This is to certify that your paper titled:

*CAJG-2020-P898: "Comparison of water quality parameters in two regions (Northern Cameroon, Central Africa) based on statistical tools"*

*Authors: Estelle Gaëlle Dammi Djimi, Placide Désiré Belibi Belibi, Patrice Takam Soh, Andrew Ako Ako, Godwin Tabi Agbor, Rachel Nkwaju Yanou, Julius Ghogomu Numbonuã, Joseph Ketcha Mbadcam*

was accepted for publication as "book chapter" in the Proceedings of

3rd Conference of the Arabian Journal of Geosciences

(CAJG-3) 2020 (virtual)

Springer, Germany will publish this book as hard copies, and online in this series indexed in Scopus:

**Advances in Science, Technology & Innovation (ASTI)**

Sincerely,



Dr. Nabil Khélifi  
Springer, Germany

## Article

# Multivariate Statistical and Hydrochemical Analysis of Drinking Water Resources in Northern Cameroon Watersheds

Estelle Gaëlle Dammi Djimi <sup>1</sup>, Akebe Luther King Abia <sup>2,3,\*</sup>, Placide Désiré Belibi Belibi <sup>1</sup>, Patrice Takam Soh <sup>4</sup>, Randy Nanga Che <sup>5</sup>, Julius Numbonui Ghogomu <sup>6</sup> and Joseph Mbadcam Ketcha <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Department of Inorganic Chemistry, University of Yaoundé I, P.O. Box 812 Yaoundé, Cameroon; estelledammi@gmail.com (E.G.D.D.); mr.belibibelibi@yahoo.fr (P.D.B.B.); jketcha@yahoo.com (J.M.K.)

<sup>2</sup> Department of Microbiology, Venda University, Thohoyando 1950, South Africa

<sup>3</sup> Environmental Research Foundation, Westville 3630, South Africa

<sup>4</sup> Department of Mathematics, University of Yaoundé I, P.O. Box 812 Yaoundé, Cameroon; ptakamsoh@yahoo.fr

<sup>5</sup> Local Materials Promotion Authority, MINRESI, P.O. Box 2396 Yaoundé, Cameroon; c4nangah@gmail.com

<sup>6</sup> Department of Chemistry, University of Dschang, P.O. Box 067 Dschang, Cameroon; ghogsjuju@hotmail.com

\* Correspondence: lutherkinga@yahoo.fr

**Abstract:** Watershed pollution by natural and anthropogenic activities remains a global challenge that requires careful and prompt attention. So, identifying possible pollution sources and studying the hydrochemistry of water resources would positively affect human health, especially in resource-limited communities and their economy. Water samples were collected during the rainy season in the North (R-NO) and Adamawa (R-AD) Region communities of Cameroon and assessed for physicochemical parameters using standard methods. The data were analysed using multivariate statistical and hydrochemical methods. Principal component analysis (PCA) retained seven and six principal components explaining 77.65% (R-NO) and 72.24% (R-AD) of the total variance, respectively. The drinking water sources assessed were highly, moderately, and lightly contaminated with turbidity,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ , and electrical conductivity (EC) from surface runoff and soil erosion sources. PCA and factor analysis (PCA/FA) revealed two main groups, distinguished by natural and anthropogenic sources, responsible for water quality variations. Hierarchical cluster analysis (HCA) grouped sampling sites into three clusters: low, moderate, and high pollution areas in the R-NO and unpolluted, low, and moderate pollution areas in the R-AD. The order of dominant cations was  $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$  and  $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$  for anions. Based on Piper diagram classification, watersheds studied were predominated by the Mg-Ca- $\text{HCO}_3$  water type in 85% (R-NO) and 79% (R-AD) of water samples. The chemical composition of shallow and deep water was dominantly controlled by the dissolution of silicates and carbonate, reverse ion exchange, and precipitation of calcite. These results reveal that diffuse pollution predominantly impacted the study sites during the rainy season, and this should be the focus of policymakers when planning and implementing measures to protect drinking water sources, human health, and reduce water treatment costs.

**Keywords:** drinking water quality; northern Cameroon watersheds; diffuse pollution; multivariate analysis; hydrochemical methods; silicates dissolution



**Citation:** Dammi Djimi, E.G.; Abia, A.L.K.; Belibi Belibi, P.D.; Takam Soh, P.; Che, R.N.; Ghogomu, J.N.; Ketcha, J.M. Multivariate Statistical and Hydrochemical Analysis of Drinking Water Resources in Northern Cameroon Watersheds. *Water* **2021**, *13*, 3055. <https://doi.org/10.3390/w13213055>

Academic Editors: Alfred Paul Blaschke and Lucila Candela

Received: 25 September 2021

Accepted: 24 October 2021

Published: 1 November 2021

**Publisher's Note:** MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



**Copyright:** © 2021 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introduction

Source water contamination poses a public health risk and increases the cost of drinking water treatment. In 2012, among the estimated 842,000 global deaths from diarrheal disease, 43% were children under five years, and 502,000 deaths were caused by inadequate drinking water [1]. The United Nations recognises that water is at the core of socio-economic development and that non-discriminatory access to safe drinking water for the population contributes to combating poverty [2], as stipulated in the Sustainable Development Goals (SDGs) [1]. However, authorities (governmental and local) do not

pay special attention to improving water management in rural areas [3], especially those located in developing countries.

In Cameroon, for example, as in many other developing countries, the water sector is not considered in the social and economic development strategy [4]. Despite abundant and diverse water resources, Cameroon's northern regions are semi-arid and less watered, depending mainly on groundwater [5]. This region of the country is also characterised by high poverty rates, with 56% of the population living below the poor line [6]. According to the United Nations Development Programme (UNDP) in 2006, populations living in northern Cameroon were exacerbated by poverty during periods of rain due to the numerous damages it causes, including water pollution [7]. Heavy rains coupled with excessive dry surfaces have long caused overflowing in the Lagdo Dam and River Benue (the second-largest river of Cameroon) for more than 60 years, usually leading to floods that extend into Nigeria [8]. These floods negatively impact small watersheds, existing infrastructure, and water quality downstream, resulting in irrigation and drinking water sources failing to comply with existing standards [9]. According to Waarde [10], municipalities can manage smaller watershed areas in the Sanaga River (the first-largest river of Cameroon) as part of the village water supply system. Therefore, stakeholders have been invited to urgently establish a repository for technical resources on source water protection in these areas and other low-income areas in Cameroon [11].

To improve drinking water quality, there is an urgent need to adopt a precautionary approach to protect water sources [11]. Identifying water pollution sources, natural or anthropogenic, is also essential, as these affect water parameters [12]. Although scientists usually generate large data volumes from constant water sampling and analysis, improper statistical analysis of these results usually leads to the non-implementation of findings. Therefore, hydrochemical and multivariate statistical methods are two research approaches that provide helpful information for implementing such solutions. Multivariate statistical methods mainly include principal component analysis (PCA), factor analysis (FA), and hierarchical clustering analysis (HCA). The combination of PCA/FA is a dimension-reduction technique that provides quantitative and qualitative information by the most significant factors, with a simpler representation of the data and about potential pollution sources, respectively [13,14]. Aljahdali and Alhassan [15] used HCA to establish a clear relationship between stations with similar characteristics. It is essential for regions with limited water resources to use global hydrochemistry to provide appropriate information for their effective management [16]. Hydrochemistry helps to simultaneously evaluate the hydrogeochemical processes responsible for temporal and spatial changes in groundwater chemistry [17,18]. It has been shown that physicochemical parameters (e.g., temperature, pH, and turbidity) are essential for surface water quality assessment, while hydrochemical parameters (major cations and anions) are important for groundwater quality assessment [19].

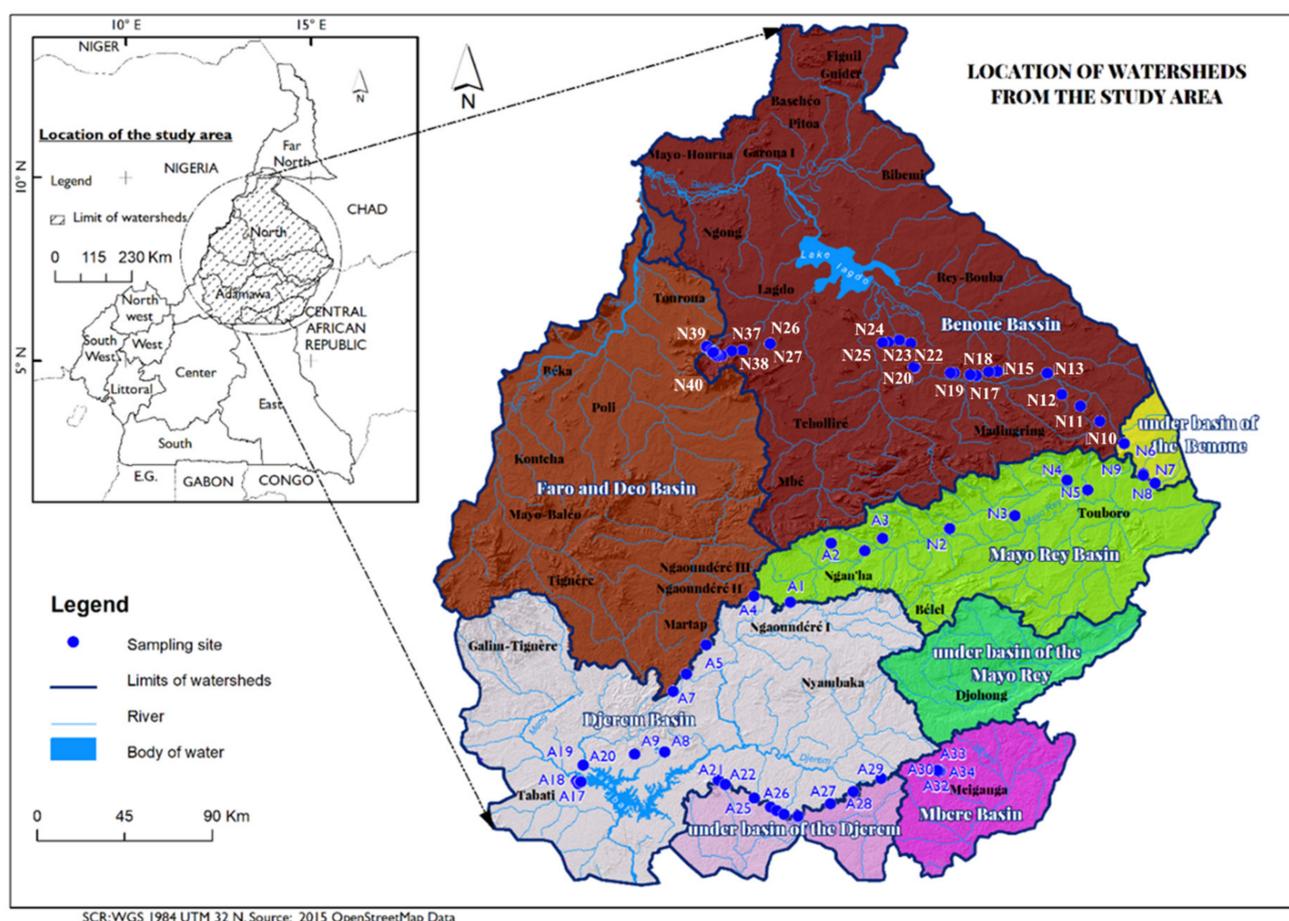
Although water quality has been assessed in watersheds located in southern Cameroon using either multivariable statistical methods or hydrochemical methods or both [20–23], studies in northern Cameroon have been limited to evaluating the status of water resources. Environmental issues, such as source water protection, still lack technical solutions. This is partly because a systematic search for preventative solutions to drinking water pollution issues has not yet been addressed in the northern Cameroon watersheds, specifically the portion of the R-NO and R-AD. Moreover, no hydrochemical studies have been conducted in this study area.

Therefore, the current study focused on ground and surface water resources of the Benue, Mayo-Rey, Faro-et-Déou, Djérem, and Mbéré small watersheds. The study sought to: (1) identify the potential water pollution sources and the factors responsible for it; (2) classify the water resources according to the level of pollution; (3) describe the hydrochemical characteristics of shallow, deep, and surface water resources; (4) identify the hydrogeochemical processes which control groundwater quality in the study area. The findings of this study provide useful information that could aid the design and implementation of water resource management strategies to protect drinking water resources.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Site Description

The study area consists of the first-largest river (Sanaga basin, 133,000 km<sup>2</sup>) [23] and the second-largest river (Benue basin, 75,000 km<sup>2</sup>) in Cameroon, subdivided into the five watersheds. It is in the R-NO and R-AD, which share Mayo-Rey and Faro-et-Déo basins. These basins, together with the Benue basin in the R-NO, are found between latitudes 7°60′–8°53′ N and longitudes 13°21′–15°29′ E° (Figure 1). Meanwhile, in the R-AD, added to the Djérem and Mbéré, the basins extend between latitudes 6°30′–7°58′ N and longitudes 12°60′–14°29′ E° (Figure 1). Moreover, the southern Lake Chad watershed merges with the Mbéré basin at the Cameroon–Central African Republic border, 314 km from the source [24].



**Figure 1.** Study area with seventy-four sampling water points within five watersheds.

### 2.2. Geographical Setting

The studied watersheds are drained from the Adamawa Rey mountains range in West Africa, stretching from south-eastern Nigeria through north-central Cameroon, with altitudes between 255 m and 909 m in the northern Adamawa Plateau and between 1000 m and 1166 m in the core of the Adamawa Plateau. The rainy season extends from mid-May to the start of September, with annual rainfall between 650–1000 mm and an annual average temperature of 28.9 °C in the R-NO [25]. However, this season extends from April to October, with annual precipitation between 1500 and 1800 mm and an annual average temperature of 22.06 °C in the R-AD [25]. Different landscapes gradually rise from the Benue plain near Garoua (altitude 180 m) towards the foot of the Adamawa cliffs in the south (altitude 600 m) [26].

In the Sanaga River, including the Djérem watershed (main tributaries in the R-AD), between 1945–2006 hydrologic year, the specific flow rate in inter-year was 14.24 L/s/km<sup>2</sup> [24].

The volume of water flowing into the southern basin of Lake Chad (Mayo-Rey) is estimated at 3.51 km<sup>3</sup>, and in the northern Niger basin, the most watered stations are those of Poli (1.489.1 mm/year) and Tcholliré (1.308.2 mm/year), with the annual volume flow of 8.91 km<sup>3</sup> in the Benue station [24].

### 2.3. Pedological, Geological and Hydrogeological Settings

Ferruginous soils predominate in the Benue basin, while in the Sanaga basin, these soils have intrusions of ferrallitic soils covering basaltic, granitic, and sedimentary rocks [27]. Ferrallitic soils found in R-AD have highly porous fine structures (50 to 60%), with very high surface permeability (under forest: 100 to 1000 mm/h) and a rapidly decreasing depth reaching 10 mm/h [27].

The watersheds studied are dominated by Precambrian basement. The basement rocks of the Ngaoundere plateau are crosscut and partially covered by numerous types of Oligocene to Pleistocene volcanic rocks with alkaline to peralkaline affinities [27]. Granitic and metamorphic rocks underlie the Mbéré basin (in the Meiganga area). These consist of primary minerals, such as banded amphibolite formed of quartz-feldspar layers alternating with amphibole-rich layers and pyroxene-amphibole-biotite granite formed of quartz, plagioclase, K-feldspar, biotite, hornblende, pyroxene, and accessory minerals, such as sphene, zircon, and apatite [28]. Mayo-Rey basin is made up of 9.1% of sedimentary formations, 21.3% of volcanic formations, and 69.6% Precambrian formations, represented by granites (majority) and migmatites (minority) [24]. The Benue basin, precisely from Touboro subdivision to Poli through Tcholliré, is dominated by a basement of rocks such as Post-Pan-African cover (sedimentary rock) and Pan-African granitoids, Pan-African orthogneisses, biotite, and biotite-hornblende gneisses [29]. Moreover, Nomo et al. [30] underlined that Tcholliré batholith is divided into metamorphic rocks (mica schists, amphibolite, orthogneisses, and migmatites) and magmatic rocks forming plutons of Tcholliré batholith including diorites, granodiorites, biotite-amphibole granites, muscovite granites, and leucogranites. Dolomite is the dominant carbonate (over calcite) at the western and upstream of the study area (southeastern Nigeria) [31].

Hydrologically, the Benue basin is constituted mainly of quaternary alluvial deposits; its tributaries are made up mainly of gravel, sand, silt, and clay [32]. This is characteristic either of poor hydraulic conductivity or a lack of water flow. The studied watersheds rely on shallow aquifers (alterites) and deeper fractured aquifers [33], with thickness ranging between 30 and 80 m [34]. The water table is not far from the soil surface in the shallow aquifers (between 10 and 20 m). As such, groundwater is stored in weathering layers of the ground [34]. These sub-surface water bodies (wells) used to be polluted by chemical and bacteriological parameters because of their connection with wastes facilities and other anthropogenic activities (livestock, agriculture) [35,36]. The borehole waters from discontinuous fissured aquifers of the basement (usually >20 m deep) are generally of good quality [23], especially in the R-AD, where there are fissured aquifers, and local aquifers with hydraulic conductivity varying between 0.012 and 1.677 m/day have been detected [37].

### 2.4. Ground and Surface Water Collection and Analysis

Sample collection was conducted during the moderate-wet period (towards the end of the rainy season) between September–October 2017 from five watersheds distributed in the portion of two regions of northern Cameroon (Figure 1). Deep groundwater (DGW) (R-NO = 24; R-AD = 19) and shallow groundwater (SGW) samples (R-NO = 10; R-AD = 14) were collected. Moreover, surface water (SW) samples (R-NO = 6; R-AD = 1) were collected. Samples were collected following the European guide for sampling water resources [38] into polyethylene bottles for physicochemical analysis. To preserve samples after collection, samples for cations analysis were acidified using acid (HNO<sub>3</sub>) at a pH less than 2.0 to avoid iron precipitation, as recommended [39]. Samples for anions analysis were not acidified but

filtered to remove organic matter and some bacteria, which could participate in reactions such as sulphate reduction [39].

Unfiltered samples were used to measure temperature (T), pH, and electrical conductivity (EC) in situ using an electronic thermometer (E5473 Ama-digit ad 30th, Amarell, Kreuzwertheim, Germany), a HI-98100 Checker<sup>®</sup> Plus pH Tester pH meter (HANNA Instruments Deutschland GmbH, Vöhringen, Germany), and a HI-8733 Portable Multi-range Conductivity Meter (HANNA Instruments Inc., Woonsocket, RI, USA), respectively. The estimations of total dissolved solids (TDS) were based on EC through the relationship  $TDS (mg/L) = k \times EC (\mu S/cm)$ , where  $k$  is a constant of proportionality. Subsequently, the samples were transported to the laboratory, and major chemical constituents ( $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ , and  $HCO_3^-$  (from the measure of alkalinity)) were analysed. Furthermore,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $F^-$ , total hardness (TH), and turbidity were also analysed in the laboratory, where  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ , TH, and total alkalinity (TAC) were measured by volumetric titration methods described in the APHA manual [40]. Except for turbidity, measured in unfiltered samples using a Hach 2100N turbidimeter (Hach Company, Loveland, CO, USA), the remaining parameters were analysed using a Photometer 7500 Bluetooth<sup>®</sup> (Palintest, Beijing, China). All samples were analysed in triplicates.

### 2.5. Multivariate Statistical Analyses

Multivariate statistical methods were implemented using SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) software, version 16.0 (IBM, Armonk, NY, USA). To refine the representations, factor analysis and hierarchical clustering analysis (HCA) were performed in RStudio version 3.4.0 64. Data were first centred and reduced, since the units of measurement were different. Principal component analysis (PCA)/factor analysis (FA) was also used in this study to provide information on the most meaningful parameters, which described the whole dataset, rendering data reduction with minimum loss of original information [41]. Kaiser's criterion (eigenvalues  $> 1$ ) was used to explain the total variation (%) and extract significant principal components (PCs) that accounted for a proportion of variance  $> 10\%$  from twenty original parameters. These PCs were subjected to varimax rotation generating factors (FA) to reduce the contribution of variables with minor significance. The FA allowed increased visibility on the most influential parameters on water quality and defined the correlation between variables and sample points in their spatial distribution, grouped according to similar environmental characteristics. Moreover, HCA is commonly applied in many research fields for statistical data analysis and exploratory datamining [41]. HCA was computed for water quality assessment in this study to classify the waters sampled according to the pollution levels, as previously described [42]. Ward's algorithm was used as a linkage method with square Euclidean distances to measure similar observations [43].

### 2.6. Reliability Checking of Chemical Data and Hydrochemical Analyses

The reliability of chemical analysis (concentrations expressed in meq/L) was checked for accuracy by calculating the percent charge balance error (%CBE) [44] (Formula (6); see Supplementary Table S1). Water analysis of laboratories considers a charge-balance error of less than 5% ( $\%E \leq \pm 5\%$ ) to be good or acceptable [45], conforming to the reliability of the analytical result. However, sometimes up to 10% ( $\%E \leq \pm 10\%$ ) is acceptable in diluted water (such as rainwater) and salt water, due to some errors during measurement [46,47]. The relative errors (%CBE) were calculated by the Aquachem software (version 2014.2) developed by Schlumberger, and samples N2, N5, N11, N16, N17, N27, A5, A7, A11, and A21 ( $\%E \leq \pm 5\%$ ) and samples N4, N20, N35, N39, A4, and A10 ( $\%E \leq \pm 10\%$ ) were all acceptable. However, conclusions cannot be drawn for samples with poor charge-balance errors without conducting a hydrochemical study that provides information on the chemical composition of the water samples. Therefore, all data were used for hydrochemical analysis.

Hydrochemistry can provide an excellent indicator to identify the sources of groundwater chemistry from different aquifers [48]. Therefore, the source of solutes was studied

by determining relationships between ion ratios and determining the main hydrogeochemical processes of various ions in groundwater [49]. Hydrochemical calculations and representations of significant ion relationships were plotted using Microsoft Excel version 2016; all the plots highlighting the water chemistry were generated by Aquachem software (version 2014.2). The hydrochemical formula and the criteria for categorising water are presented in the Supplementary Materials (see Supplementary Table S1).

### 3. Results

#### 3.1. Multivariate Analyses

##### 3.1.1. Principal Component Analysis/Factor Analysis (PCA/FA)

The detailed results of the physicochemical parameters are presented in the Supplementary Materials (see Supplementary Table S2). The varimax rotated factor loadings of principal components (PCs) of the water points' physicochemical properties within watersheds are presented in Table 1 (R-NO) and Table 2 (R-AD), indicating the effect of physicochemical parameters on the quality of water resources in the study area. Varimax rotated method, together with Kaiser normalization, was used to retain the critical factors for further interpretations. Each new variable presents an association of water quality parameters influenced by the same environmental factors.

**Table 1.** Loading for varimax rotated factor matrix of sept-factors explaining 77.65% of the total variance.

Parameters	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7
TH	<b>0.845</b>	0.203	0.109	0.297	0.220		0.108
Mg <sup>2+</sup>	<b>0.824</b>			0.232	0.171		
pH	<b>0.777</b>		−0.182	−0.227	−0.212	0.161	−0.198
TAC	<b>0.655</b>	<b>0.528</b>		0.170			0.157
Ca <sup>2+</sup>	<b>0.651</b>	0.496	0.217	0.326	0.243		0.137
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	−0.480	−0.294	−0.103		0.384	0.290	0.441
Turb. <sup>1</sup>		<b>−0.881</b>					0.120
Mn <sup>2+</sup>	−0.217	<b>−0.750</b>				−0.181	0.108
F <sup>−</sup>	0.172	<b>0.585</b>		0.178	0.162	−0.193	0.327
NO <sub>3</sub> <sup>−</sup>		0.108	<b>0.956</b>				
NO <sub>2</sub> <sup>−</sup>		0.111	<b>0.955</b>				
K <sup>+</sup>	−0.130	−0.112	<b>0.711</b>	0.343		−0.172	−0.122
SDT	0.359	0.280		<b>0.798</b>	0.209		
CE	0.359	0.281		<b>0.798</b>	0.209		
Al <sup>3+</sup>	0.208	0.140	−0.155	<b>−0.580</b>	0.447	−0.238	−0.115
Cl <sup>−</sup>			0.102		<b>0.821</b>	0.122	
SO <sub>4</sub> <sup>2−</sup>				0.281	<b>0.700</b>		0.193
T					−0.105	<b>0.808</b>	
PO <sub>4</sub> <sup>3−</sup>	−0.216	−0.187			−0.266	<b>−0.709</b>	0.177
Fe <sup>2+</sup>							<b>−0.883</b>
Eigenvalues	3.542	2.590	2.494	2.197	1.906	1.484	1.317
Explained variance %	17.709	12.951	12.471	10.984	9.531	7.420	6.583
Cumulative % of variance	17.709	30.659	43.130	54.114	63.646	71.066	77.649

<sup>1</sup> Turb. = Turbidity. Values less than ±0.10 were eliminated. Bold values indicate strong and moderate loadings.

**Table 2.** Loading for varimax rotated factor matrix of six-factors explaining 72.24% of the total variance.

Parameters	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6
NO <sub>3</sub> <sup>−</sup>	<b>0.830</b>	−0.401		−0.104	−0.179	
NO <sub>2</sub> <sup>−</sup>	<b>0.830</b>	−0.405			−0.171	
K <sup>+</sup>	<b>0.788</b>		0.194	−0.153	0.298	−0.116
Cl <sup>−</sup>	<b>0.779</b>	0.108				0.140
Ca <sup>2+</sup>	<b>0.649</b>	0.347		0.278	−0.171	−0.244
TAC	0.101	<b>0.783</b>	0.219	−0.150	−0.181	
Mg <sup>2+</sup>	<b>0.560</b>	<b>0.732</b>			0.112	
TH	<b>0.656</b>	<b>0.705</b>				
Mn <sup>2+</sup>	<b>0.579</b>	−0.617	0.110	−0.179	0.176	
PO <sub>4</sub> <sup>3−</sup>	0.277	−0.469		−0.307	−0.186	0.432
SDT	−0.114	−0.198	<b>0.918</b>	0.102	−0.194	0.103
CE	−0.121	−0.198	<b>0.913</b>	0.108	−0.208	
F <sup>−</sup>		0.445	<b>0.593</b>			
pH		0.430	−0.158	<b>−0.724</b>		
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.421	−0.308	0.113	0.479	0.355	−0.211
SO <sub>4</sub> <sup>2−</sup>	0.220	0.380	−0.231	0.444		0.310
T			0.141		<b>0.700</b>	
Al <sup>3+</sup>	−0.258		0.204	−0.211	0.388	−0.220
Turb <sup>1</sup>			−0.175	0.418	0.146	<b>0.690</b>
Fe <sup>2+</sup>			−0.155	0.361	−0.407	−0.441
Eigenvalues	3.921	3.730	2.302	1.778	1.414	1.304
Explained variance %	19.603	18.648	11.509	8.891	7.071	6.519
Cumulative % of variance	19.603	38.251	49.760	58.652	65.722	72.242

<sup>1</sup> Turb. = Turbidity. Values less than ±0.10 were eliminated. Bold values indicate strong and moderate loadings.

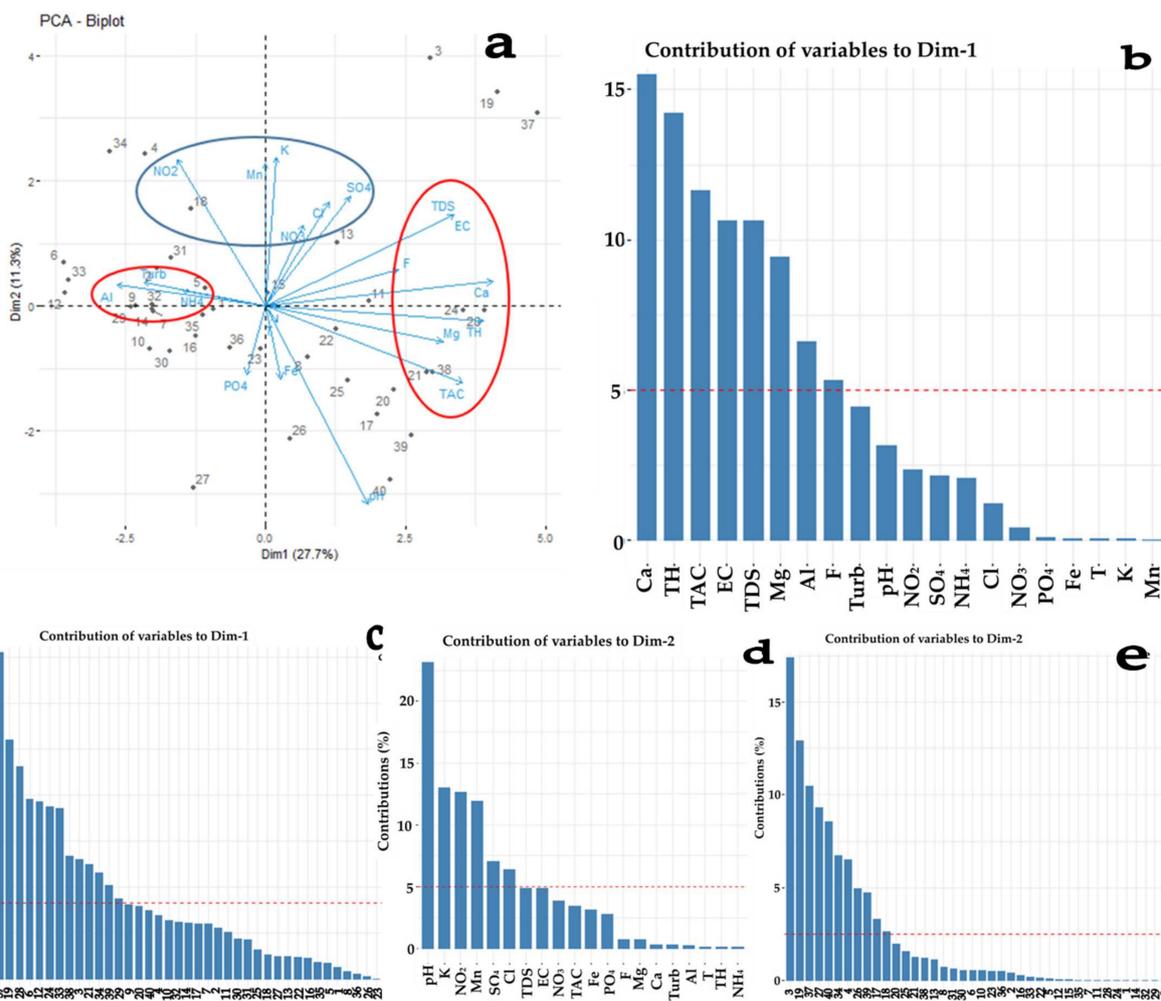
In the R-NO, seven factors with Eigenvalues >1 explained 77.65% of the total variance of the dataset. PC1 had a maximum variance and explained 17.71% of the total variance, which is highly and positively loaded on TH, Mg<sup>2+</sup>, and pH, and moderately and positively loaded on TAC and Ca<sup>2+</sup>. High and moderate loading of these variables shows that this factor is strongly related to magnesium hardness sources from rock–water interaction, specifically more the dissolution of silicate (ferromagnesian minerals) than the dissolution of carbonate. PC2 explained 12.95% of the total variance and contained strong negative loading of turbidity and Mn<sup>2+</sup>. In addition, PC2 had moderate positive loading of F<sup>−</sup> and HCO<sub>3</sub><sup>−</sup>. This factor represents an increase in the amount of suspended solids influenced by the erosion of primary manganese silicate deposits rather than the dissolution of fluoride-bearing silicate minerals. Moreover, this factor, which contributes to soil erosion, contributes to diffuse pollution. PC3 explains about 12.47% of the total variance and is highly and positively loaded on NO<sub>3</sub><sup>−</sup>, NO<sub>2</sub><sup>−</sup> and K<sup>+</sup>. This factor is initially related to the oxidation of nitrite to nitrate and, after that, the formation of potassium nitrate (KNO<sub>3</sub>), which is less soluble in water, avoiding water quality deterioration. PC4 explains about 10.98% of the total variance and represents strong positive loading of EC and TDS and moderate negative loading of Al<sup>3+</sup>. PC4 indicates mineralisation from mineral dissolution, rather than incomplete hydrolysis of tropical ferruginous soils. PC5 explains about 9.53% of the total variance and contains strong positive loading of Cl<sup>−</sup> and SO<sub>4</sub><sup>2−</sup>, indicating natural inputs due to their very low concentration. CP6 explains about 7.47% of the total variance and has strong positive loading of temperature (T) and strong negative loading of PO<sub>4</sub><sup>3−</sup>. This factor shows the opposite influence between water temperature and PO<sub>4</sub><sup>3−</sup> values. PC7 explains about 6.58% of the total variance and has a strong negative charge on Fe<sup>2+</sup>. This factor indicates a source other than mineral weathering, which is probably a surface input such as soil erosion.

In the R-AD, six factors with Eigenvalues >1 explained 72.24% of the total variance of the dataset. First component PC1 explained 19.60% of the total variance and had a strong positive loading of NO<sub>3</sub><sup>−</sup>, NO<sub>2</sub><sup>−</sup>, K<sup>+</sup>, and Cl<sup>−</sup> and moderate positive loading of Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, TH, and Mn<sup>2+</sup>. PC1 represents a low concentration of nutrients influenced by

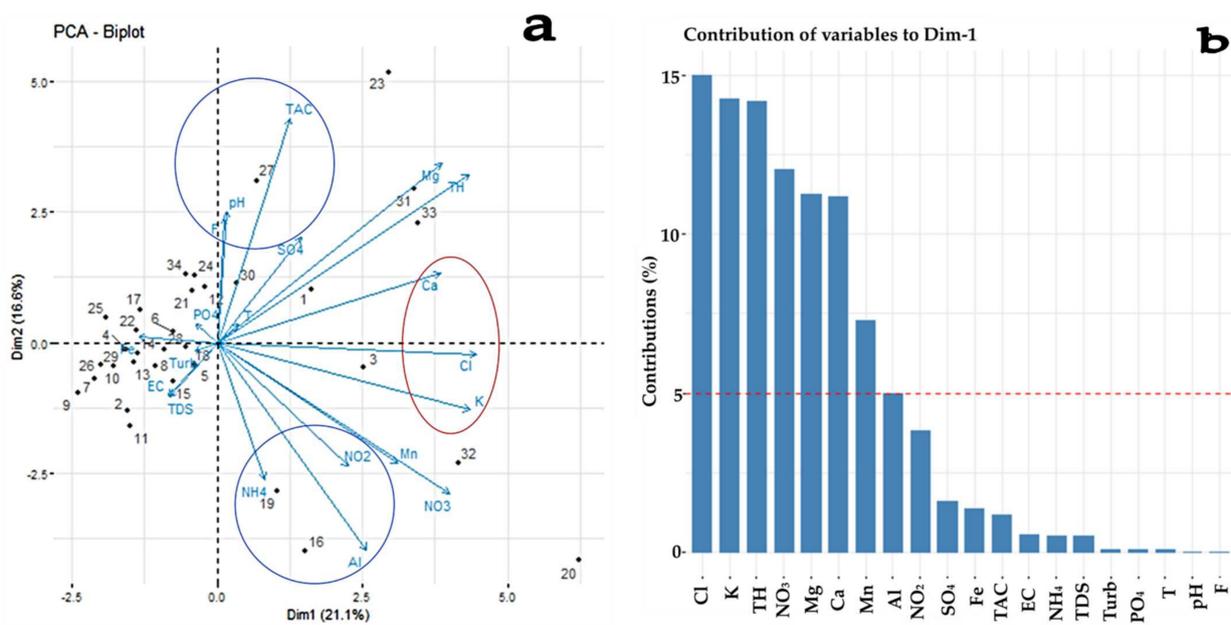
natural factors such as the vegetation and hydrogeology of this area. PC2 explained 18.65% of the total variance and was highly and positively loaded on TAC,  $Mg^{2+}$ , and TH and moderate negative loading of  $Mn^{2+}$ . This factor represents carbonate magnesium hardness from carbonate minerals influenced by soil erosion containing primary manganese silicates deposits. PC3 explained about 11.51% of the total variance and had strong positive loading of EC and TDS and moderate positive charge of  $F^-$ , indicating medium mineralisation influenced by low  $F^-$  ions content from fluoride-bearing minerals. The remaining factors (from CP4 to CP6) explained about 8.89%, 7.07%, and 6.52% of the total variance and had strong negative loading of pH, moderate positive loading of temperature (T), and moderate positive loading of turbidity. CP4 is a sign of a reducing environment. CP5 and CP6 are related to geographical settings favourable to low chemical elements concentrations due to climate and great hydrology potential as a water tower, leading to high dilution.

Following FA, the overlay of the variable/individual graphs revealed that their scatter plots did not belong to the same space (Figures 2a and 3a). These bi-plots come from the first two components, which explained about 39% (R-NO) and 37.7% (R-AD) of the total variance in the dataset. Figure 2a shows the bi-plot of 20 variables and 40 individuals during the rainy season in the R-NO. The water samples most represented and dispersed on axis one in decreasing order were  $N37 > N19 > N28 > N6 > N12 > N24 > N33 > N38 > N3 > N21 > N34 > N39 > N29 > N9$  (Figure 2c), characterised by a high value of the variables in the same order  $Ca > TH > TAC > EC > TDS > Mg^{2+} > Al^{3+} > F^-$  (Figure 2b). Except for surface water N12 influenced by runoff, the convergence of the water points to axis one may be interpreted by their similar geology. On the other hand, the water points that tend to be dispersed towards axis two are  $N3 > N19 > N37 > N27 > N40 > N34 > N4 > N26 > N39 > N17$  (Figure 2e), characterised by a high value of the variables  $pH > K^+ > NO_2^- > Mn^{2+} > SO_4^{2-} > Cl^- > TDS > EC$  (Figure 2d). This suggests that the nature of the rock highly influenced N3. Moreover, the water points represented in axis three are  $N37 > N34 > N40 > N13 > N19 > N12 > N7 > N27 > N23 > N14 > N18$ , characterised by a high value of the variables above the average:  $SO_4^{2-} > K^+ > NO_3^- > NO_2^- > Turb > Cl^- > Fe^{2+}$  (see Supplementary Figure S1), showing interactions between surface water and groundwater.

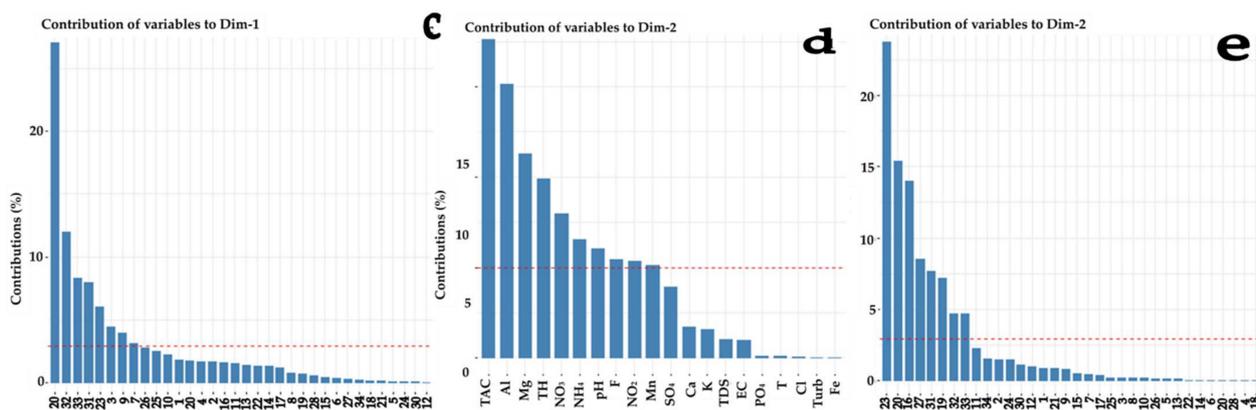
Figure 3a shows the bi-plot of 20 variables and 34 individuals during the rainy season in the R-AD. Despite the clustering pattern, the small water samples seem dispersed towards axis one or axis two. The water samples most represented and dispersed on axis one in decreasing order were  $A20 > A32 > A33 > A31 > A23 > A3 > A9 > A7 > A26$  (Figure 3c), characterised by a high value of the variables  $Cl^- > K^+ > TH > NO_3^- > Mg^{2+} > Ca^{2+} > Mn^{2+} > Al^{3+}$  (Figure 3b). The individuals were close because the water points that they represented belonged to the same geological environment (basement zone). Moreover, they came from the same supply source (SGW), except for individuals A32, A23, A7, and A26 (DGW). The water points are dispersed towards axis two and their contributions were in decrease order  $A23 > A20 > A16 > A27 > A31 > A19 > A32 > A33$  (Figure 3e), characterised by a high value of the variables  $TAC > Al^{3+} > Mg^{2+} > TH > NO_3^- > NH_4^+ > pH > F^- > NO_2^- > Mn^{2+}$  (Figure 3d), indicating the presence of high alkaline rocks. These water samples were similar regarding their geological environment (basement zone). Moreover, the water points represented in axis three are  $A7 > A23 > A19$ , characterised by a high value of variables above the average:  $SDT > CE > F^-$  (see Supplementary Figure S2), which suggests moderate mineralisation, mainly in sample A7.



**Figure 2.** Bi-plot for the general variation of variables and individuals (a) and their respective contributions (b–e) within watersheds studied in the R-NO.



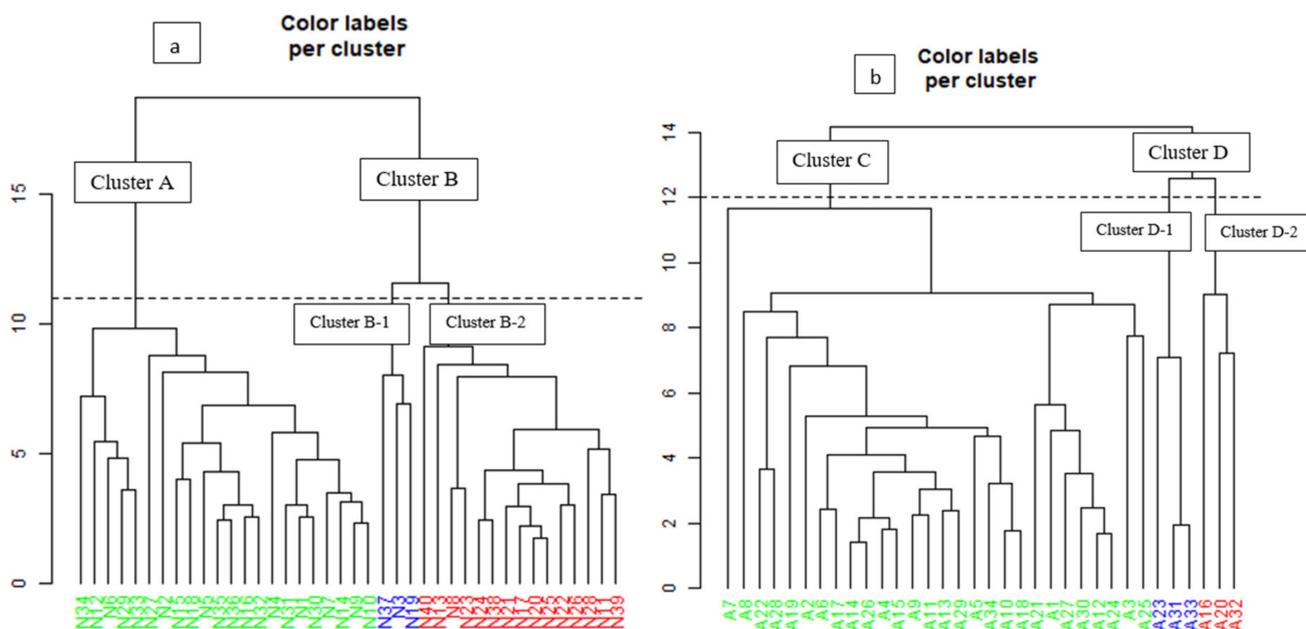
**Figure 3.** Cont.



**Figure 3.** Bi-plot for the general variation of variables and individuals (a) and their respective contributions (b–e) within watersheds studied in the R-AD.

### 3.1.2. Hierarchical Clustering Analysis (HCA)

The HCA was carried out using surface water and groundwater samples from several classes, based on similarities within a class and dissimilarities between different classes. The results of HCA showed that 40 and 34 water points in the R-NO and the R-AD, respectively, were classified into three types of cluster groups (Figure 4a,b).



**Figure 4.** Dendrogram of hierarchical cluster analysis based on water points within watersheds in the R-NO (a) and in R-AD (b).

The R-NO is divided into two main groups, A and B. Cluster A is subdivided into two sub-groups, A-1 and A-2, which have similar characteristics. A-1 and A-2 were composed of the groundwaters and surface water (N34, N12, N6, N29, N33, N27, N2, N15, N18, N5, N35, N36, N16, N32, N4, N31, N1, N30, N7, N14, N9, and N10) (Figure 4a). These water points were spread over three watersheds areas (Mayo-Rey, Benue, and Faro-et-Déou). This group corresponds to high polluted waters, characterised mainly by high turbidity (N34, N12, N6, N29, N33, N15, N4, N31, N7, N14, N9, and N10) and  $Al^{3+}$  (only N6) values exceeding the Cameroon drinking water standard (CDWS) and World Health Organization (WHO) regulations (see Supplementary Table S2).

Cluster B in the R-NO is divided into two sub-clusters, B-1 and B-2, with different characteristics. Group B-1 includes N37, N3, and N19 (Figure 4a), a small hierarchical group located in the positive direction of axes one and two (Figure 2a). This group presents natural groundwater mineralisation, considering the low contents of the majority of correlated variables  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ , and  $\text{SO}_4^{2-}$  (see Supplementary Table S2), which oppose a slightly basic pH, suggesting a reducing environment. Group B-1 is characterised mainly by high EC values in samples N37, N3, and N19 that did not meet the CDWS standards (see Supplementary Table S2). Thus, this group represents low polluted waters.

Sub-group B-2 comprises water samples N40, N13, N8, N23, N24, N38, N21, N17, N20, N25, N22, N26, N28, N11, and N39, all of which belonged to the Benue watershed. The water points located in the negative direction along axis three (see Supplementary Figure S1) were all boreholes (N13, N21, N17, N20, N25, N22, N26), characterised by  $\text{K}^+$  and  $\text{NO}_3^-$ . Only N13 had a  $\text{NO}_3^-$  value (67.2 mg/L) exceeding the CDWS and WHO norms (see Supplementary Table S2). On the other hand, the water points (N40, N8, N23, N24, N38, N28, N11, and N39) of the positive direction of axes 3 and 1 (see Supplementary Figure S1) and their proximity to each other is due to the parameters  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{Cl}^-$ , turbidity, and  $\text{Fe}^{2+}$ . Samples N23 and N8 were excessively turbid, while N40, N8, N23, N24, N38, N21, N20, N25, N22, N26, N28, N11, and N39 had excess  $\text{Fe}^{2+}$ . This group represents moderately polluted waters.

In the R-AD, cluster C is subdivided into two sub-groups, C-1 and C-2, which are represented with similar characteristics, and it is constituted of water points A7 (isolated), A8, A22, A28, A19, A2, A6, A17, A14, A26, A4, A15, A9, A11, A13, A29, A5, A34, A10, A18 (grouped), A21, A1, A27, A30, A12, A24, A3, and A25 (grouped). Their coordinates were close to axis one and located in the negative direction of this axis, except A19, A1, A27, A30, and A3 (Figure 4b). Only A8 (16.1 NTU), among all samples, had a turbidity value exceeding CDWS (see Supplementary Table S2). Similarly, A18, A9, A29, A17, A34, A7, A22, and A28 had an excess of  $\text{Fe}^{2+}$ . Therefore, all water points were divided into three R-NO watersheds (Mayo-Rey, Faro-et-Déou, and Djérem). This group corresponds to moderate polluted waters, characterised by low participation of  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , and turbidity.

Cluster D is divided into sub-groups D-1 and D-2, which represent different characteristics. The sub-group D-1 consisted of A23 (Djérem watershed), A31, and A33 (Mbéré watersheds). These three samples contained the highest  $\text{Mg}^{2+}$  values, exceeding the CDWS (see Supplementary Table S2). In addition, they are characterised by high TAC,  $\text{Mg}^{2+}$ , and pH, which might originate from the dissolution of magnesium-rich minerals. Group D-1 represents unpolluted waters.

The sub-group D-2 constituted water points A16, A32 (negative direction of axis one), and A20 (positive direction of axis three) (see Supplementary Figure S2). Water sample A20 (Djérem watersheds) was characterised by CE, TDS, and  $\text{F}^-$ , probably meaning weak mineralisation from fluorite-bearing mineral deposits. Water samples A16 and A32, located in the Djérem and Mbéré watersheds, were characterised by low  $\text{PO}_4^{3-}$  and turbidity content, but high  $\text{Al}^{3+}$ . This sub-group represents low polluted waters.

### 3.2. Hydrochemical Analyses

#### 3.2.1. Physicochemical Characteristics for Drinking Suitability

In this study, physicochemical characteristics included pH, total hardness (TH) as  $\text{CaCO}_3$ , total dissolved solids (TDS), total alkalinity (TAC) as  $\text{CaCO}_3$ , Langelier saturation index (LSI), and Ryznar stability index (RSI) (Tables 3 and 4). TDS results indicated that most samples, except shallow groundwaters (N3 and N19) and deep groundwater (N37), were permissible for drinking, in accordance with the low water pollution previously shown by HCA. The alkalinity ( $\text{CaCO}_3$ ) of most water samples revealed that the water samples were favourable for domestic and agricultural use, except for samples N14, A9, A13, A14, A15, A16, A19, A20, A22, A26, and A29. The values of  $\text{LSI} > 0$  and  $\text{RSI} < 6$  (Tables 3 and 4) showed that water sampled within watersheds was supersaturated and tended to precipitate  $\text{CaCO}_3$ , except the undefined (nd) water samples A1 and A22. Super-

saturated water implied that  $\text{pH} > \text{pHs}$ , ranging between 6.99–8.09 (R-NO) and 6.83–8.64 (R-AD), showing slightly acidic and slightly alkaline water. In the same way, the sampled water varied from moderately hard (N32, A4, A9, A10, A11, A26) to hard (N7, N34, A2, A5, A7, A15, A16, A17, A25) and very hard for the remaining samples (59/74; 79.73%).

### 3.2.2. Hydrochemical Characteristics

Box-whisker was represented to identify the predominant cations and anions. The major ion concentrations in meq/L of DGW, SGW, and SW within watersheds in the R-NO and R-AD were in the following order for cations  $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$  and for anions  $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$  (Figure 5).

**Table 3.** Chemical characteristics of drinking water resources in the R-NO portion of northern watersheds.

S(N)	Captured Aquifers	Watersheds	Station ID	pH	TDS	TH	TAC	pHs	LSI	RSI	Water Types
N1	Basement	Mayo-Rey	DGW	7.13	12.80	468.02	304.92	−2.01	9.14	−11.15	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N2	Basement	Mayo-Rey	SGW	7.11	19.20	252.41	254.10	−1.82	8.93	−10.75	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N3	Basement	Mayo-Rey	SGW	7.37	665.60	738.84	203.28	−0.61	7.98	−8.59	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N4	IS	Mayo-Rey	SGW	6.99	25.60	234.01	177.87	−1.23	8.22	−9.44	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N5	IS	Mayo-Rey	DGW	7.20	12.80	217.97	203.28	−1.79	8.99	−10.79	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N6	Basement	Benue	SGW	7.45	12.80	300.53	127.05	−1.37	8.82	−10.18	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N7	Basement	Benue	SGW	7.13	12.80	167.49	203.28	−1.57	8.70	−10.27	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N8	Basement	Benue	SGW	7.38	12.80	1266.29	177.87	−1.81	8.90	−11.00	Mg-HCO <sub>3</sub>
N9	Basement	Benue	SGW	7.34	6.40	234.01	101.64	−1.57	9.19	−10.45	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N10	Basement	Benue	SW	7.70	6.40	351.02	127.05	−1.85	9.55	−11.40	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N11	Basement	Benue	DGW	7.47	6.40	803.00	660.66	−2.98	10.45	−13.44	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N12	IS	Benue	SW	7.53	6.40	250.05	127.05	−1.35	8.88	−10.22	Mg-HCO <sub>3</sub>
N13	IS	Benue	DGW	7.70	12.80	621.83	355.74	−2.61	10.31	−12.91	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N14	Basement	Benue	SGW	7.68	12.8	300.53	76.23	−1.18	8.86	−10.04	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N15	Basement	Benue	DGW	7.52	6.40	734.11	152.46	−2.07	9.59	−11.65	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N16	IS	Benue	DGW	7.63	128.00	234.01	228.69	−0.71	8.34	−9.04	Mg-HCO <sub>3</sub>
N17	IS	Benue	DGW	8.09	480.00	568.99	482.79	−0.90	8.99	−9.90	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N18	IS	Benue	SGW	7.08	12.80	334.98	203.28	−1.95	9.03	−10.98	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N19	IS	Benue	SGW	7.03	787.20	1004.93	355.74	−0.84	7.87	−8.71	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N20	Basement	Benue	DGW	7.85	422.40	669.95	559.02	−1.11	8.96	−10.07	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N21	Basement	Benue	DGW	7.88	416.00	803.00	457.38	−1.10	8.98	−10.08	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N22	Basement	Benue	DGW	7.80	352.00	669.95	431.97	−1.09	8.89	−9.98	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N23	Basement	Benue	SW	7.93	64.00	1000.20	127.05	−1.02	8.95	−9.97	Mg-HCO <sub>3</sub>
N24	Basement	Benue	DGW	7.85	512.00	1020.97	584.43	−1.19	9.04	−10.24	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N25	Basement	Benue	DGW	7.74	358.40	685.99	431.97	−1.01	8.75	−9.77	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N26	Basement	Benue	DGW	7.86	6.40	718.07	431.97	−2.62	10.48	−13.11	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N27	Basement	Benue	DGW	7.87	19.20	217.97	203.28	−1.60	9.47	−11.08	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N28	Basement	Benue	DGW	7.58	486.40	887.92	574.27	−1.21	8.79	−10.00	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N29	Basement	Benue	DGW	7.44	76.80	234.01	127.05	−0.60	8.04	−8.64	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N30	Basement	Benue	SW	7.44	51.20	234.01	127.05	−0.72	8.16	−8.89	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N31	Basement	Benue	DGW	7.24	172.80	217.97	127.05	−0.42	7.66	−8.07	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N32	Basement	Benue	SW	7.43	76.80	100.97	152.46	−0.72	8.15	−8.88	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub> -Cl
N33	Basement	Faro-et-Déó	DGW	7.27	6.40	234.01	152.46	−1.83	9.10	−10.92	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N34	Basement	Faro-et-Déó	DGW	7.04	6.40	167.49	127.05	−1.71	8.75	−10.46	Mg-Ca-Cl-HCO <sub>3</sub>
N35	Basement	Benue	DGW	7.27	38.40	318.94	254.10	−1.65	8.92	−10.57	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N36	Basement	Benue	SW	7.49	32.00	601.07	177.87	−1.54	9.03	−10.56	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N37	Basement	Benue	DGW	7.36	697.60	954.44	431.97	−0.92	8.28	−9.20	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N38	Basement	Benue	DGW	7.78	403.20	1020.97	584.43	−1.28	9.06	−10.34	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N39	Basement	Benue	DGW	8.01	12.80	871.88	686.07	−2.88	10.89	−13.77	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
N40	Basement	Benue	DGW	8.07	6.40	770.92	431.97	−2.89	10.96	−13.86	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>

S(A) = samples in the R-AD, IS = intergranular sedimentary, SW = surface water, SGW = shallow groundwater, DGW = deep groundwater, nd = not defined.

**Table 4.** Chemical characteristics of drinking water resources in the R-AD portion of northern watersheds.

S(A)	Captured Aquifers	Watersheds	Station ID	pH	TDS	TH	TAC	pHs	LSI	RSI	Water Types
A1	Volcanic	Mayo-Rey	SGW	8.64	0.00	334.98	203.28	nd	nd	nd	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A2	Basement	Mayo-Rey	DGW	6.83	12.80	167.49	101.64	−1.17	8.00	−9.16	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A3	Basement	Mayo-Rey	SGW	6.90	12.80	402.38	101.64	−1.83	8.73	−10.56	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A4	Volcanic	Faro-et-Déou	DGW	8.27	9.60	100.97	101.64	−1.32	9.59	−10.90	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A5	Basement	Djérem	DGW	8.21	6.40	167.49	152.46	−1.68	9.89	−11.57	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A6	Basement	Djérem	DGW	7.87	6.40	234.01	101.64	−1.52	9.39	−10.91	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A7	Basement	Djérem	DGW	7.82	83.20	167.49	177.87	−0.65	8.47	−9.12	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A8	Basement	Djérem	DGW	7.48	6.40	234.01	111.6	−1.49	8.97	−10.46	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A9	Basement	Djérem	SGW	7.54	6.40	117.01	76.23	−1.08	8.62	−9.69	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A10	Basement	Djérem	SGW	7.55	6.40	117.01	91.48	−1.18	8.73	−9.92	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A11	Basement	Djérem	SGW	7.69	6.40	100.97	91.48	−1.47	9.16	−10.63	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A12	Basement	Djérem	SGW	8.28	6.40	334.98	152.46	−2.00	10.28	−12.27	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A13	Basement	Djérem	DGW	8.24	6.40	234.01	50.82	−1.24	9.48	−10.72	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A14	Basement	Djérem	SGW	8.23	3.20	167.49	76.23	−1.69	9.92	−11.61	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A15	Basement	Djérem	SGW	8.26	6.40	167.69	66.07	−1.32	9.58	−10.89	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A16	Basement	Djérem	SGW	8.24	6.40	167.49	66.07	−1.32	9.56	−10.88	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub> -Cl
A17	Basement	Djérem	SW	8.25	6.40	167.69	127.05	−1.62	9.87	−11.50	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A18	Basement	Djérem	DGW	7.59	6.40	234.01	101.64	−1.54	9.13	−10.67	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A19	Basement	Djérem	SGW	7.64	28.80	234.01	50.82	−0.58	8.22	−8.80	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A20	Basement	Djérem	SGW	7.42	6.40	468.02	50.82	−1.54	8.96	−10.51	Mg-Ca
A21	Basement	Djérem	DGW	8.18	6.40	234.01	193.12	−1.88	10.06	−11.93	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A22	Basement	Djérem	DGW	8.16	0.00	217.97	76.23	nd	nd	nd	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A23	Basement	Djérem	DGW	8.30	3.20	867.16	228.69	−2.49	10.79	−13.27	Mg-HCO <sub>3</sub>
A24	Basement	Djérem	DGW	8.27	6.40	284.49	218.53	−2.03	10.30	−12.33	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A25	Basement	Djérem	DGW	8.26	6.40	167.69	101.64	−1.51	9.77	−11.29	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A26	Basement	Djérem	DGW	8.24	6.40	117.01	76.23	−1.09	9.33	−10.42	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A27	Basement	Djérem	DGW	8.38	6.40	468.02	330.33	−2.34	10.72	−13.05	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A28	Basement	Djérem	DGW	8.25	6.40	234.01	101.64	−1.52	9.77	−11.29	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A29	Basement	Djérem	DGW	8.27	6.40	250.05	76.23	−1.08	9.35	−10.43	Mg-HCO <sub>3</sub>
A30	Basement	Djérem	DGW	8.25	6.40	446.88	152.46	−1.69	9.94	−11.63	Mg-HCO <sub>3</sub>
A31	Basement	Mbéré	SGW	8.30	6.40	667.59	203.28	−2.11	10.41	−12.51	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>
A32	Basement	Mbéré	DGW	8.29	6.40	346.87	91.48	−1.76	10.05	−11.82	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub> -Cl
A33	Basement	Mbéré	SGW	8.37	6.40	601.07	203.28	−2.12	10.49	−12.61	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub> -Cl
A34	Basement	Mbéré	SGW	8.28	6.40	284.49	142.30	−1.84	10.12	−11.96	Mg-Ca-HCO <sub>3</sub>

S(A) = samples in the R-AD, SW = surface water, SGW = shallow groundwater, DGW = deep groundwater, nd = not defined.

The meq/L of the relative concentrations of major ions were plotted on Piper diagrams (Figure 6). In this hydrologic setting, stable chemical compositions described more than 50% of Mg<sup>2+</sup> and HCO<sub>3</sub><sup>−</sup>. The ground and surface water samples (DGW, SGW, and SW) were classified into four groups of hydrochemical facies. Most samples were mainly Mg-Ca-HCO<sub>3</sub> type (R-NO = 85% and R-AD = 79.41%), followed by minor types, Mg-HCO<sub>3</sub> (10% in the R-NO and 8.82% in the R-AD), Mg-Ca-HCO<sub>3</sub>-Cl (2.5% in the R-NO and 8.82% in the R-AD), Mg-Ca-Cl-HCO<sub>3</sub> (2.5% in the R-NO, N34), and Mg-Ca (2.94% in the R-AD, A20). These hydrochemical results suggest that water–rock interaction is not the only phenomenon from the dissolution processes that determines groundwater and surface water chemical composition.

Moreover, an extended Durov plot was used to better explain the hydrochemical structure of groundwater in the study area (Figure 7a,b). These plots show that there was grouping in the chemical composition of all the water resources, particularly in the R-NO. There was medium and small dispersion in the chemical composition of DGW and SGW, respectively. The cations were grouped in the Mg<sup>2+</sup> side and anions in the HCO<sub>3</sub><sup>−</sup> side in all water resources, due to their high concentrations. This corroborates with the result revealed by the box-whisker and Piper diagrams on the predominant cations and anions.

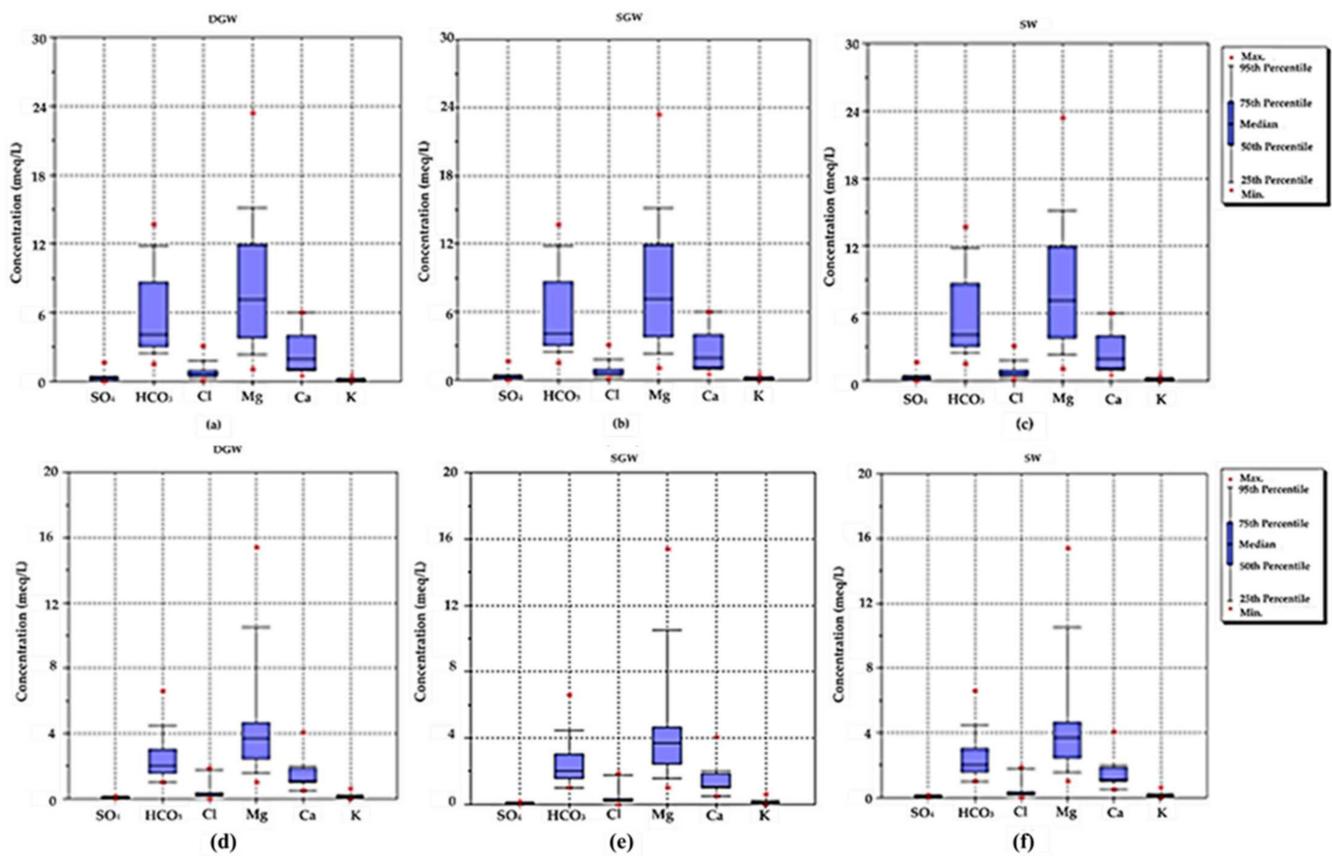


Figure 5. Box-whisker of DGW, SGW and SW in the R-NO (a–c) and R-AD (d–f) portion of northern watersheds.

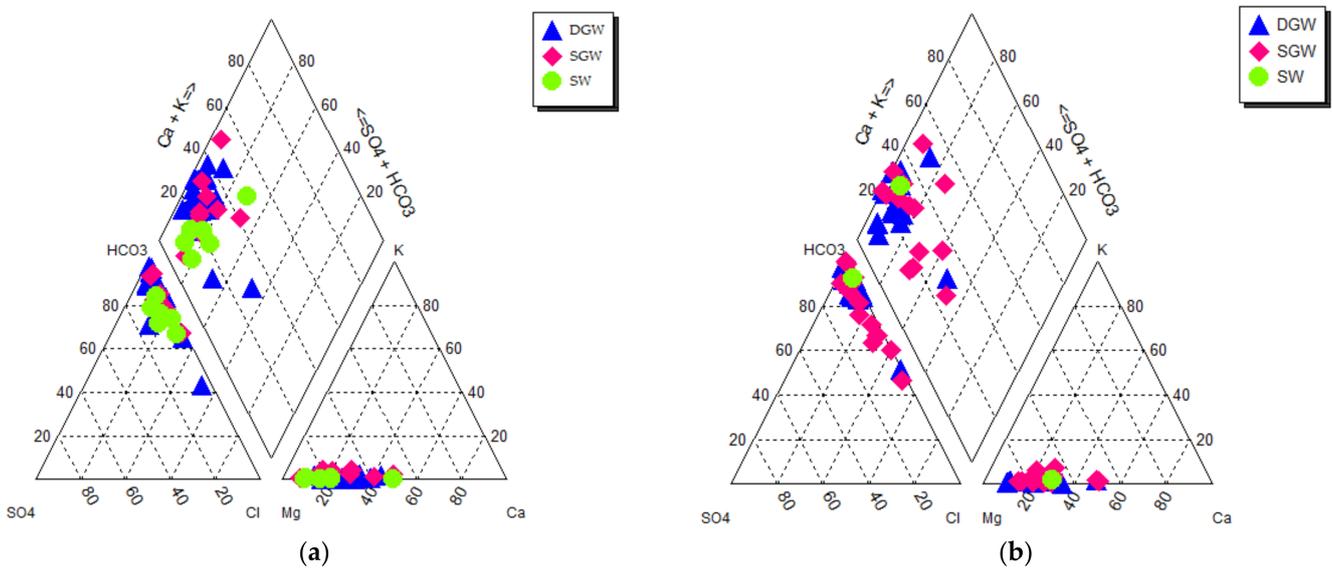


Figure 6. Piper diagram showing hydrochemical facies of groundwaters (DGW, SGW) and surface water (SW) within the Benue, a part of the Mayo-Rey and Faro-et-Déou watersheds in the R-NO (a) and Djérem, Mbéré, and another part of the Mayo-Rey and Faro-et-Déou in the R-AD (b).

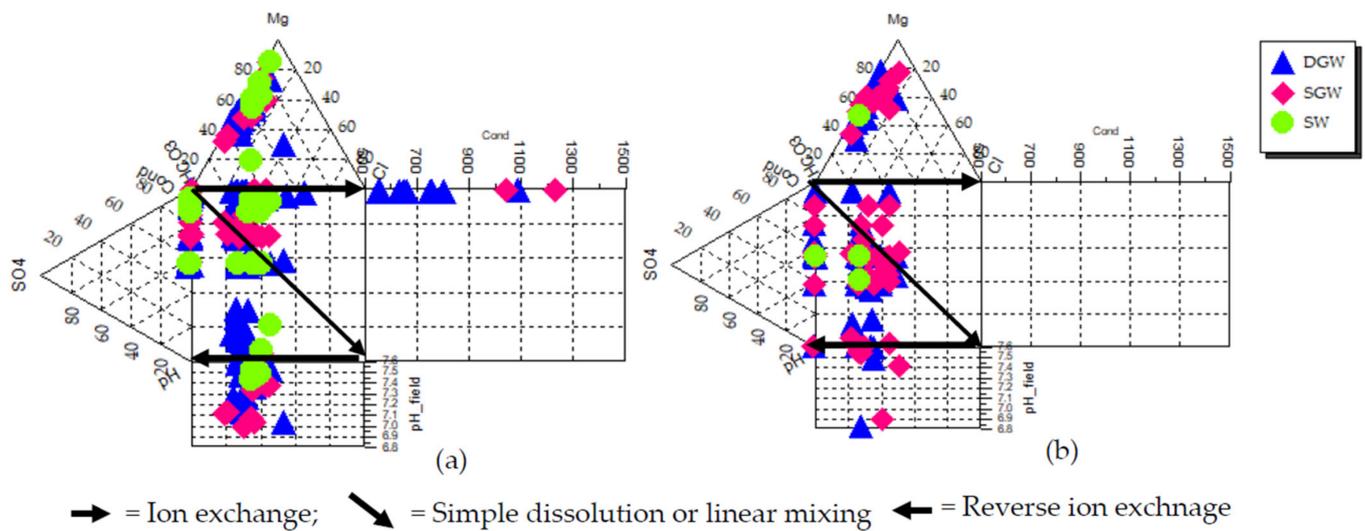


Figure 7. Extended Durov plots of the analysed samples in the R-NO (a) and R-AD (b) portion of northern watersheds.

### 3.2.3. Hydrogeochemical Processes

In this study, one of the two diagrams proposed by Gibbs was plotted to represent groundwater samples in the watersheds of the R-NO and R-AD (Figure 8a,b, respectively). TDS vs.  $(Cl^- / Cl^- + HCO_3^-)$  ranged between 10 and 100 mg/L, indicating that 14 groundwater samples (N29, N35, N4, N27, N2, N39, N7, N18, N14, N13, N8, N6, N5, and N1) existed in the precipitation zone, while 13 (N16, N31, N22, N25, N38, N21, N20, N17, N28, N24, N3, N37, and N19) were classified as under the rock–water interaction. The remaining groundwater samples within the R-AD watersheds (values between 0 and 10 mg/L) had no specific mechanism controlling groundwater chemistry. Therefore, only samples A19 and A7 were located between 10 and 100 mg/L and were classified under precipitation dominance.

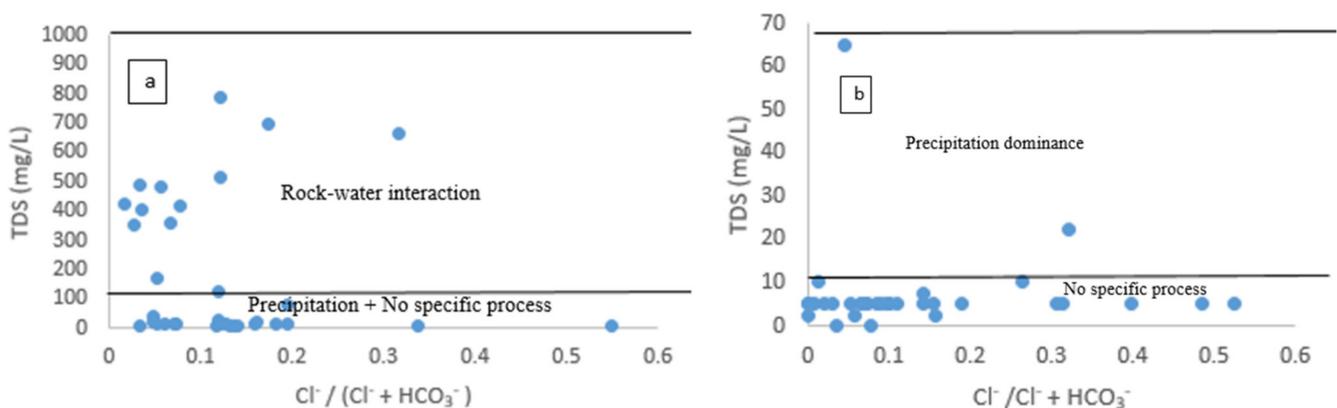
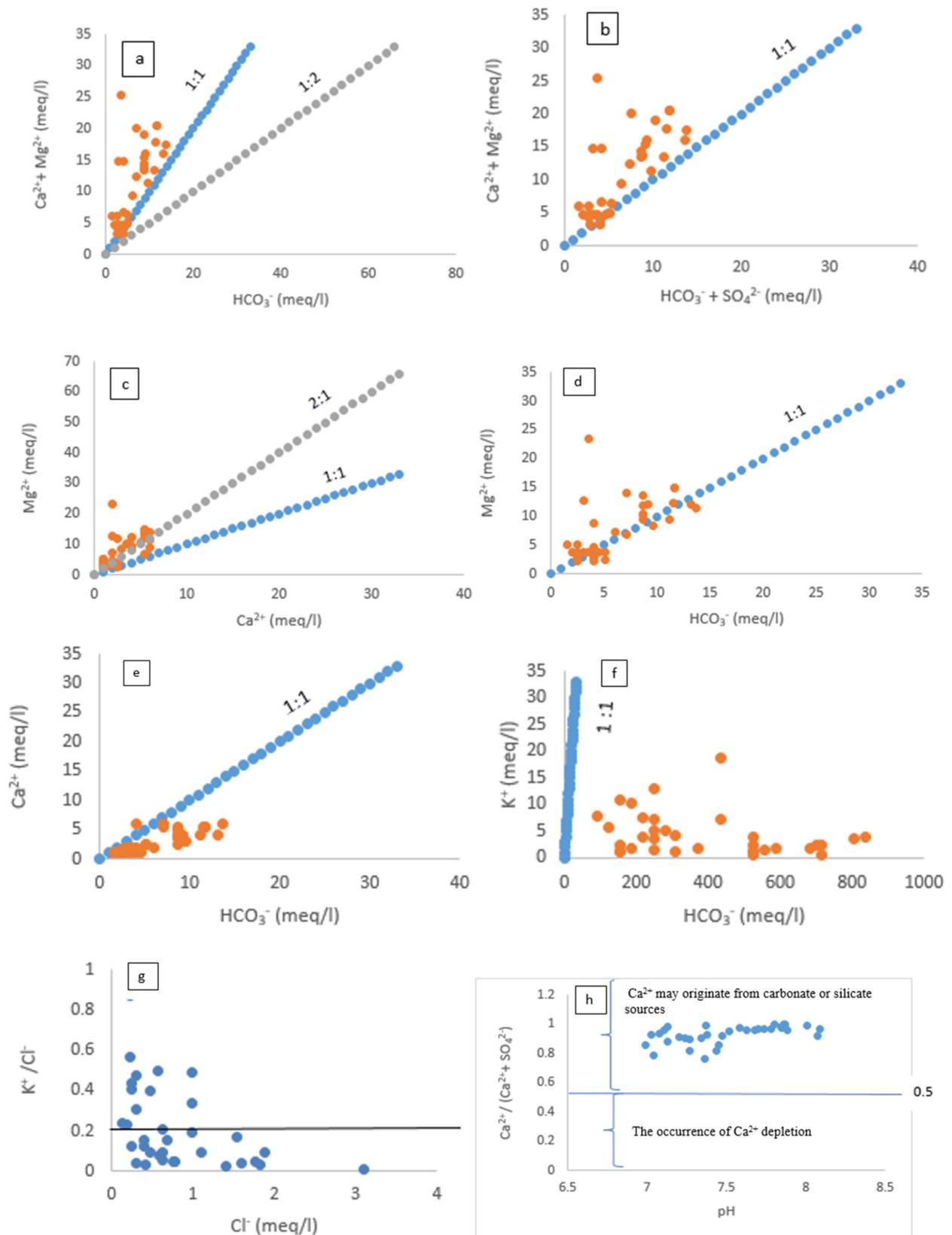
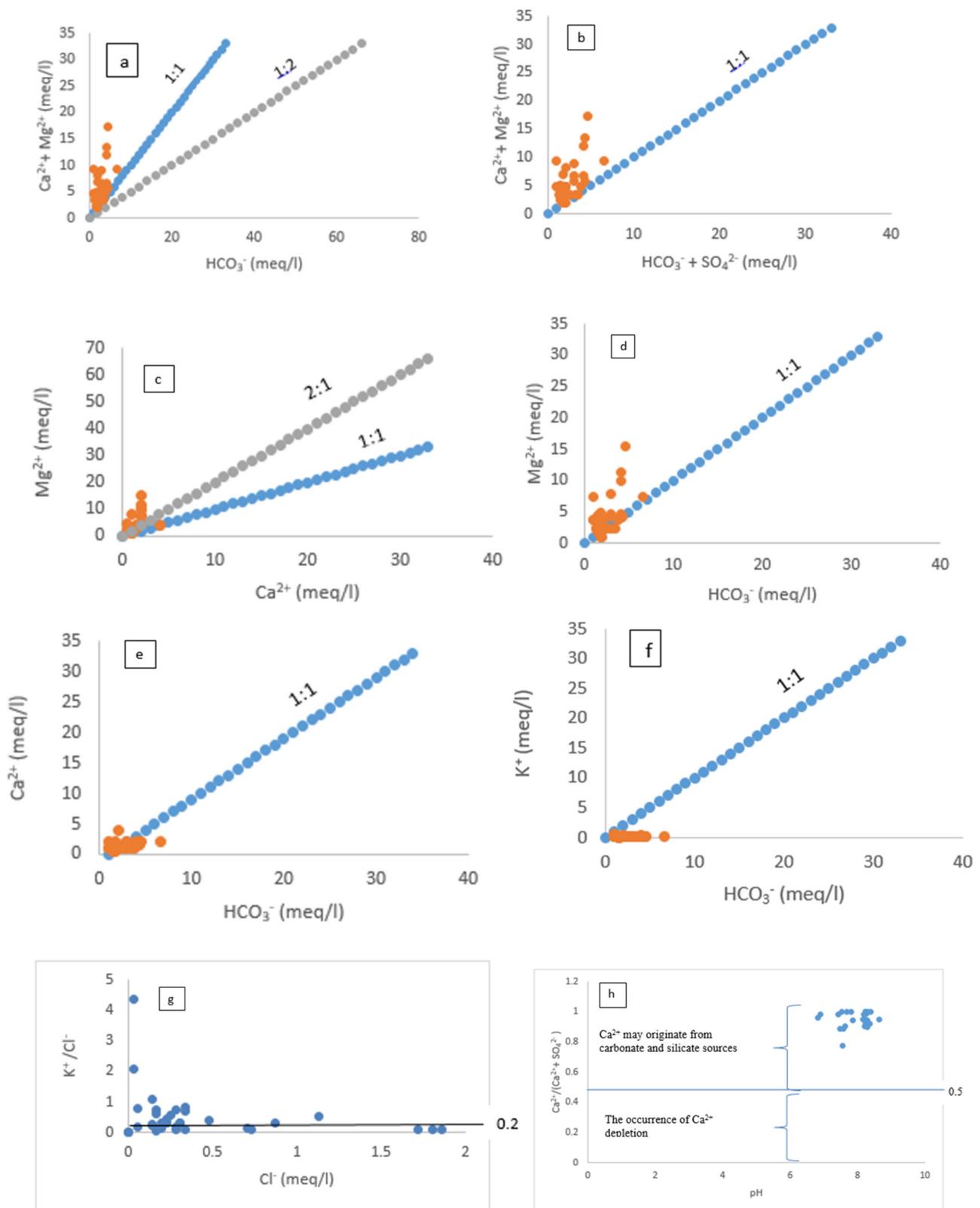


Figure 8. Gibbs diagrams for the major ion composition of the groundwater in the R-NO (a) and R-AD (b) parts of northern watersheds.

Based on the hydrochemical data, the major ions’ relationship was plotted to explain the mechanism controlling the local groundwater in the R-NO (Figure 9a–h) and R-AD (Figure 10a–h).



**Figure 9.** Relationships between major ion concentrations of groundwater samples collected in the R-NO portion of northern watersheds to discriminate hydrochemical processes. (a)  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$  vs.  $\text{HCO}_3^-$ , (b)  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  vs.  $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ , (c)  $\text{Mg}^{2+}$  vs.  $\text{Ca}^{2+}$ , (d)  $\text{Mg}^{2+}$  vs.  $\text{HCO}_3^-$ , (e)  $\text{Ca}^{2+}$  vs.  $\text{HCO}_3^-$ , (f)  $\text{K}^+$  vs.  $\text{HCO}_3^-$ , (g)  $\text{K}^+ / \text{Cl}^-$  vs.  $\text{Cl}^-$ , (h)  $\text{Ca}^{2+} / (\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-})$  vs. pH.



**Figure 10.** Relationships between major ion concentrations of groundwater samples collected in the R-AD portion of northern watersheds to discriminate hydrochemical processes. (a)  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$  vs.  $\text{HCO}_3^-$ , (b)  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  vs.  $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ , (c)  $\text{Mg}^{2+}$  vs.  $\text{Ca}^{2+}$ , (d)  $\text{Mg}^{2+}$  vs.  $\text{HCO}_3^-$ , (e)  $\text{Ca}^{2+}$  vs.  $\text{HCO}_3^-$ , (f)  $\text{K}^+$  vs.  $\text{HCO}_3^-$ , (g)  $\text{K}^+/\text{Cl}^-$  vs.  $\text{Cl}^-$ , (h)  $\text{Ca}^{2+}/(\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-})$  vs. pH.

## 4. Discussion

### 4.1. Multivariate Statistical Analysis

The linear correlation coefficients between each initial variable and the selected factor are generated in Tables 1 and 2. The strong and moderate terms applied to the load factor reflect absolute load values  $> 0.75$  and between  $0.75$ – $0.50$ , respectively [50]. Therefore, the selected factors could represent potential sources of pollution, which also correspond to the main factors influencing water quality. Seven (R-NO) and six (R-AD) components explained, respectively, 77.65% and 72.24% of the total variance of the dataset and enabled the critical environmental factors that impacted water quality to be identified. Water quality within watersheds in the R-NO was affected by silicate (mainly) and carbonate minerals dissolution and soils erosion. In contrast, in the R-AD, they were affected by rock–water/soil–water interactions, cation exchange capacity (CEC) in soils, silicates weathering, carbonate dissolution, and geographical setting.

In the R-NO, axis one was mainly defined by  $\text{Ca}^{2+}$ , TH,  $\text{HCO}_3^-$ , EC, TDS,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ , and  $\text{F}^-$  (27.7%), reflecting water–rock interaction, mainly silicates dissolution and their weathering. Furthermore, it was also observed that the sampling points that contributed most (N37 and N19) were widely distant from others (Figure 2a). This suggests that these areas were protected, and groundwaters were only influenced by carbonate dissolution. Similarly, Che et al. [51] attributed high  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , and TDS contents (27.011% contribution rate) in groundwater of the Wan River Valley plain area to strong carbonate dissolution. Axis two was determined by the participation of the variables pH,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , and  $\text{Cl}^-$  with an 11.3% contribution rate. Among these parameters, only pH contributed negatively to axis two. pH fluctuations could influence microbial life, favouring the oxidoreduction of some elements, such as sulphur [52]. In a dynamic milieu such as water, many ions interact, causing reduction reactions in the soil and underground, thus the generally low concentration of  $\text{K}^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , and  $\text{Cl}^-$ . It could be assumed that  $\text{NO}_3^-$  was reduced to  $\text{NO}_2^-$ . Moreover,  $\text{MnO}_4^-$  reacted with  $\text{K}^+$  to form potassium permanganate ( $\text{KMnO}_4$ ), which was further reduced to  $\text{Mn}^{2+}$ . Moreover, low  $\text{Cl}^-$  could have originated from natural mineral deposits such as biotite, while low  $\text{SO}_4^{2-}$  could also be due to the oxidation of pyrite mineral. The sampling points that contributed most to axis two (N3, N19, and N37) are almost identical for axis one. Therefore, 39% of the information extracted from the Dim1  $\times$  Dim2 (Figure 2a) reflects soil and rock minerals dissolution. A similar result was reported in Egypt during the assessment of surface water quality in the Northern Nile Delta [53]. However, axis three was defined by  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ , turbidity,  $\text{Cl}^-$ , and  $\text{Fe}^{2+}$ , and its contribution rate was 8.9%. This axis reflects the natural and anthropogenic influence (livestock activities). N37 had the highest contribution on axis three, showing the reduction of iron-bearing rocks, especially pyrite, due to the uranium deposit above this sampling point (in Poli). In contrast,  $\text{K}^+$  and  $\text{NO}_3^-$  located in the negative direction (see Supplementary Figure S1) shows anthropogenic sources, such as animal waste. Thus, the medium content of iron-bearing minerals and anthropogenic inputs participated in the medium deterioration of water.

In the R-AD, axis one was formed by  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{K}^+$ , TH,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , and  $\text{Mn}^{2+}$ , and its contribution rate was 21.1%. The nearest variables at axis one are  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ , and  $\text{K}^+$ , reflecting a strong interaction between these ions, leading to  $\text{CaCl}_2$  and  $\text{KCl}$  formation. Meanwhile, TH and  $\text{Mg}^{2+}$  strongly correlated, contrasting the nearest parameters of axis one with the nearest parameters of axis two in a positive direction, while  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{Mn}^{2+}$  strongly correlated, opposing the parameters of axis one with the nearest parameters of axis two in a negative direction (Figure 3a). Sampling points more distant and distributed ( $\text{A20} > \text{A32} > \text{A33} > \text{A31} > \text{A23} > \text{A3} > \text{A9} > \text{A7}$ ) showed natural and anthropogenic sources. Sample A20 had the highest  $\text{Al}^{3+}$  value, exceeding CDWS and WHO norms (see Supplementary Table S2). Axis two reflected groundwater pollution affected by water infiltration from the soil and was defined by TAC,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , TH,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , pH,  $\text{F}^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ , and  $\text{Mn}^{2+}$ , and its contribution rate was 16.6%. The variables TAC and pH (positive direction) depend on the nature of the rock, while variables  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ , and

$\text{NO}_2^-$  (negative direction) originated from the soil. Sampling points  $\text{A23} > \text{A20} > \text{A16} > \text{A27} > \text{A31} > \text{A19} > \text{A32} > \text{A33}$  with decreasing scores were dispersed, indicating high alkaline water samples, notably in A23, and the influence of aluminium-bearing soil mineral on shallow groundwater. These results are understandable because, in the north-eastern part of the R-AD, rocks such as alkali granite, gneiss, and amphibole–biotite granite are made up of high alkali oxide values ( $\text{K}_2\text{O}$ ,  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{MgO}$ ,  $\text{CaO}$ , but low abundance in  $\text{MnO}$ ) and  $\text{Al}_2\text{O}_3$  [54]. Moreover, the concentration of  $\text{Al}^{3+}$  (A20, A19, A16, and A32) and  $\text{NH}_4^+$  (A16) in groundwater exceeded the CDWS guidelines (see Supplementary Table S2). This might mainly reflect bauxitic land in Minim-Martap and Ngaoundal, from which  $\text{Al}^{3+}$  (alkaline form of aluminium oxide) was moved easily because of dilution. Thus, 37.7% of the information extracted from the Dim1  $\times$  Dim2 in the R-AD (Figure 3a) highlights a precipitation phenomenon and weathering of soil minerals by carbon dioxide's action in shallow groundwater. However, axis three was defined by a little group of variables (EC, TDS, and  $\text{F}^-$ ); its contribution rate was 11.8% (see Supplementary Figure S2). Axis three reflects the mineralisation of water from the dissolution of fluorite-bearing minerals. The correlation of these three parameters in the positive direction shows the natural influence on groundwaters A7, A23, and A19, especially the protected deep groundwater A7 and A23. Moreover, A19 shows that after the dissolution of fluorite-bearing mineral,  $\text{Al}^{3+}$ , a hydrolysis product of aluminium-bearing soil mineral, reacted with  $\text{F}^-$  and aluminium fluoride, forming precipitates. Thus, shallow groundwater A19 was recharged by surface runoff transporting exogenous and endogenous solid particles, indicating non-point sources of pollution.

Hierarchical clustering analysis (HCA), adopted using Ward's procedure, generates approximately identical grouped clusters [55]. Our study used cluster analysis to classify the pollution level of seventy-four water samples of northern Cameroon watersheds (Figure 4). Except for river N23, all other surface waters and some groundwaters were the most polluted water resources sampled in the R-NO (Figure 4a). The pollution extended close to the Benue plain near Garoua (altitude 255 m) until Touboro district, toward the north of the R-AD (altitude 909 m) in the order:  $\text{N18} > \text{N16} > \text{N15} > \text{N14} > \text{N12} > \text{N27} > \text{N34} > \text{N36} > \text{N33} > \text{N32} > \text{N35} > \text{N31} > \text{N29} > \text{N30} > \text{N4} > \text{N5} > \text{N10} > \text{N7} > \text{N6} > \text{N9} > \text{N2} > \text{N1}$ . Given that dramatic erosion has previously occurred in the areas near the Benue plain, most inhabitants have deserted, and the animals are constantly moving [26]. The high participation of  $\text{Al}^{3+}$ , turbidity, and  $\text{NH}_4^+$  corresponding to this group of samples, appeared in the negative direction of axis one (Figure 2a). This might reflect soil erosion, animal wastes, and traditionally constructed shallow pit latrines (point sources of pollution) and rain runoff (non-point sources of pollution). Ning et al. [56] reported that soil erosion associated with diffuse pollution is considered a land degradation process in many terrestrial environments. This fact corroborates with the land degradation combined with high population growth and strong climate fluctuations showing environmental changes, which have been found in the pedogenesis of the R-NO [57]. Rural and remote areas of Cameroon also show both point and diffuse sources of pollution as the cause of chemical and microbial qualities of alternative water type sources such as springs, wells, and streams [58]. Runoff from the Lagdo reservoir located upstream from the study area can be due to flash floods that often occur in northern Cameroon. For instance, in 1999 and 2012, the Lagdo Dam experienced serious floods, forcing water to be released from reservoir, which in turn exacerbated the flooding downstream [59]. According to Cheo et al. [60], any climate change with rising temperature in the northern Cameroon region would impact water resources either positively or negatively. During the rainy season, rainfall increases, and surface runoff could carry large amounts of debris (suspended solids and nutrients such as  $\text{NH}_4^+$ ) from the Benue floodplain upstream to other basins (R-NO) downstream. This group indicates possible non-point and point sources of pollution.

In the R-AD, the most affected group of water samples belonged to the Mayo-Rey, Faro-et-Déou, Djérem, and Mbéré watersheds and were moderately polluted. The weak participation of turbidity,  $\text{Fe}^{2+}$ , and  $\text{PO}_4^{3-}$ , associated to this group in the negative direc-

tion of axis one (Figure 3a), is probably due to natural sources and surface runoff from the Adamawa Plateau and precipitation. The watersheds in the R-AD (827 to 1166 m altitude) are located upstream and in the core of the Adamawa Plateau area (1000 to 1400 m altitude) [61]. As such, the level of water pollutants upstream of the Adamawa Plateau (A8, A22, A28, A19, A17, A14, A15, A9, A11, A13, A29, A10, A18, A21, A27, A30, A12, A24, A3, and A25) and inner (spring A34 and protected well A1) are moderate due to the medium content of suspended particles transported from the R-NO joining north of the R-AD. Only sample A8 exceeded the CDWS and WHO norms regarding turbidity (see Supplementary Table S2). This was likely related to the particulate matter transported by rain runoff in the R-NO from the Lagdo Reservoir in September. This can further be explained by high discharges registered in August and September, where high-intensity rainfalls influenced the release of water from the Lagdo Dam along the Benue River (a peak recharge of 7140 cum/sec) in the R-NO [62]. The weak contribution of iron reflects its consideration among poor mobile elements preferentially retained in the solid residue of incongruent dissolution [63]. Then, in the core of the Adamawa Plateau, the different groundwaters (boreholes A7, A2, A6, A26, A4, and A5) were unpolluted due to the protected water table. The high capacity of ions to be dilute and remain in the acceptable limit comes from greatly the hydrologic potential of the R-AD, called “the water tower of Cameroon” (150 to 300 km wide), which feeds three of the four major watersheds [64] and recharges naturally in the deep protected aquifer. Moreover, the high porosity (50 to 60%) with very high surface permeability of the soils in the R-AD, as presented in its pedology setting, can support this result. This sufficiently justifies the moderate water pollution in this part of the study area. A previous study conducted in the Adamawa Plateau (R-AD) has shown that groundwater from captured and fractured aquifers were not only of good quality [65]. Thus, water within the watersheds in this portion of the R-AD is mostly affected by non-point source pollution, mainly runoff. This pollution source also shows how the negative effect of climate conditions can indirectly affect water resources, health, and economic development.

#### 4.2. Hydrochemical Evaluation

##### 4.2.1. Physicochemical Properties Related to Groundwater

The Langelier saturation index (LSI) indicates the degree of saturation of calcite ( $\text{CaCO}_3$ ) in water and is calculated by pH, alkalinity, calcium concentration, total dissolved solids, and water temperature [66], while with the Ryznar stability index (RSI) the result is more accurate. In this study, both indices show that all water samples were supersaturated in the R-NO and tended to precipitate  $\text{CaCO}_3$ , the same as in the R-AD, except for samples A1 and A22. The supersaturated water, with respect to the calcium carbonate, is explained by the fact that the dissolved  $\text{CO}_2$  gas pressure of the waters is higher than that of the atmosphere [67]. In Egypt, it was revealed that 98% of samples were in a supersaturated condition, which indicates the precipitation of carbonate minerals [68]. Hard and scale water obtained in the study area is likely the consequence of the leaching of the hard lands encountered (mostly granitic). However, TDS results can already give a global view on water type classification based on the European Union (EU), as proposed by Salem and El-Sayed [69]. Thus, TDS less than 50 mg/L was registered in all samples in the R-AD (except deep groundwater A7) and in 57.5% of the total samples in the R-NO, which are attributed to the very low mineral concentration. At the same time, TDS between 50 and 500 mg/L was observed in samples A7, N16, N17, N20, N21, N22, N23, N25, N28, N29, N30, N31, N32, and N38, which show low mineral concentrations. TDS between 500 and 1500 mg/L was observed only in the R-NO through the samples N3, N19, N24, and N37, which suggests the presence of the intermediate mineral. Although TDS classified most of the water as drinkable (freshwater), their hard and scale properties could have a tremendous economic impact.

#### 4.2.2. Hydrochemical Characteristics of Groundwater and Surface Water

Research on hydrochemistry has been widely conducted worldwide to protect water quality [70]. Box-whisker representation and the Piper diagram (Figures 5 and 6) identified, in the DGW, SGW, and SW,  $Mg^{2+}$  and  $HCO_3^-$  as the dominant cation and anion, respectively. The predominance of  $HCO_3^-$  is in accordance with pH values, mostly slightly alkaline in all sampled waters, reflecting the alkaline nature of the rocks in the study area. Similarly, previous studies had reported the dominance of  $HCO_3^-$ , consistent with most natural waters along the Cameroon volcanic line (CVL) [71–73] in the Mbéré division in the R-AD and its surroundings [74], as well as in many studies around the world. The dominance of the cation  $Mg^{2+}$  is in line with the geology of the study area. Notably, ferromagnesian minerals were found in the Tcholliré subdivision (R-NO), the western part of the Poli subdivision [75], the Touboro subdivision [54], and in the Adamawa Plateau (R-AD) [27]. Similarly, in west Cameroon, Tchamako et al. [76] recorded that waters in the Mou River watershed were dominated by magnesium (signature of olivines and pyroxenes from basalts). Moreover, a higher  $Mg^{2+}$  concentration has been identified in some bottled waters in Cameroon from the volcanic terrain and justified by the presence of magnesium-rich minerals such as olivine and pyroxene [77].

In the Piper diagram, major cations and anions are plotted in the two base ternary plots as milliequivalent percentages before being projected onto the diamond field [78], which shows the water chemistry type. Thus, the projection of the concentrations in meq/L of the major elements on the Piper diagram (Figure 6a,b) and on the Durov diagram (Figure 7a,b) revealed that the chemical facies was dominated by a Mg-Ca- $HCO_3$  water type. This result indicates the influence of a rock–water interaction, mainly the dissolution of minerals containing  $Mg^{2+}$  and  $Ca^{2+}$  during groundwater recharge. After  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ , and  $HCO_3^-$  were released in the water, the hydrochemical facies were formed due to their high mobility and the rock/soil type. According to Fantong et al. [63], alkalis and alkaline earth are more mobile and enriched in the aqueous phase. In this study, the hydrochemical characteristics of groundwater were similar to that of surface water, indicating the interaction between groundwater and surface water, likely due to abundant perched aquifers in this area. Similarly, Beatrice et al. [79] identified Mg-Ca- $HCO_3$  among the two main water types of groundwater in Edéa, at the outlet of the Sanaga basin (Cameroon). Gabr et al. [80] found from Gibbs and Piper diagrams that the majority of groundwater in the city of Dayrout, Upper Egypt fell within a water–rock interaction and belonged to the Mg-Ca- $HCO_3$  hydrogeochemical facies.

#### 4.2.3. Hydrogeochemical Processes

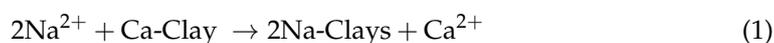
Regarding the chemical composition, it appears that a large charge imbalance between reported cations and anions could be due to using multiple instruments (two) for analyses of ions or/and the influence of dilute solutions such as rainwater. According to Fritz et al. [45], the samples prone to charge-balances of >10% are those with low ionic strength. This study applied a Durov plot, Gibbs plot, and ionic ratios to understand hydrogeochemical processes that regulate water chemistry. A Gibbs plot was also initiated in the framework of hydrogeochemical processes to evaluate the source of chemical constituents in groundwater [81]. The common hydrogeochemical processes given by Gibbs were atmospheric precipitation (TDS = 10–100 mg/L), rock–water interaction (TDS = 100–1000 mg/L), and evaporation (TDS = 1000–10,000 mg/L) [82]. In this study, just one of the two diagrams proposed by Gibbs (TDS vs.  $(Cl^- / Cl^- + HCO_3^-)$ ) was plotted (Figure 8a,b) to represent groundwater samples in the watersheds of the R-NO and R-AD, respectively.

In the R-NO, between 0 and 10 mg/L, a few groundwater samples (N26, N15, N34, N11, N40, N3, and N33) existed without a specific mechanism controlling groundwater chemistry. Between 10 and 100 mg/L, 14 groundwater samples (N29, N35, N4, N27, N2, N39, N7, N18, N14, N13, N8, N6, N5, and N1) existed in the precipitation zone, while 13 groundwater samples (N16, N31, N22, N25, N38, N21, N20, N17, N28, N24, N3, N37, and N19) were classified under rock–water interaction. Meanwhile, between 0 and 10 mg/L,

most groundwater samples within watersheds in the R-AD had no specific mechanism controlling groundwater chemistry. Only samples A19 and A7 were located between 10 and 100 mg/L and were classified under the precipitation zone. Although the R-NO and R-AD are semi-arid regions, no water points in the watersheds studied were influenced by evaporation. Similarly, in the Benue River Basin (Cameroon side), groundwater is recharged by monsoon rainwater from July to September via a permeable clayey sandy lithology that favours hydraulic connectivity, preferentially flow pass mechanism, but minimises evaporation [63]. Nevertheless, a second Gibbs diagram could specify other phenomena which had a certain influence on the main ions in the water [83]. By default, the ionic ratios give at the same time an ion source and highlight the hydrogeochemical processes that control ion evolution in the watersheds studied.

The relationship between the major ions within the watersheds of the R-NO and R-AD are represented in Figures 9 and 10, respectively.

The scatter plot of  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  vs.  $\text{HCO}_3^-$  (Figures 9a and 10a) explains the sources of  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  in groundwater and provides a better understanding of the primary source of the dissolved solids. The ratio  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^-$  for most of the data fell above the 1:1 trend line, indicating the predominance of alkaline earth metals ( $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$ ) from silicates weathering and carbonate dissolution, such as dolomite (because of calcium carbonate precipitation). This further reaffirms the role of silicate weathering as the main mechanism for the appearance of dissolved salts in groundwater [84]. Similarly, Figure 10a shows that the majority of the data points fell above the theoretical range of the 1:1 or 1:2 line, except A4 and A7, indicating a predominance of alkaline earth metals in the amphibole and garnet gneisses belonging to the Paleoproterozoic basement [85]. The weathering of silicate minerals is the main source of  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  in the groundwater of the R-AD. Recently, in the phreatic aquifer of Odisha (India), Sahu et al. [86] obtained the ratio  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^- > 0.5$  for 98.2% of the groundwater samples, and they attributed the origin of the solutes in groundwater to the predominance of silicate weathering processes, to the detriment of carbonate dissolution. Abdelshafy et al. [68] found that most of the water points placed in the  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  side, showing that the excess of calcium and magnesium derived from other processes such as reverse ion exchange, because, if  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  solely originated from carbonate and silicate weathering, these should be balanced by the alkalinity alone. According to Narany et al. [87], the high  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^-$  ratio suggests that the excess of  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  has been balanced by  $\text{Cl}^-$  and  $\text{SO}_4^{2-}$ . Moreover, it has been shown that  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^- > 0.5$  implies that a reverse cation exchange process took place [88]. In the study area, the  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^-$  ratio varied from 0.83 to 7.14 (R-NO) and 0.94 to 9.23 (R-AD), indicating that a reverse cation exchange process also contributed to the release of  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  into groundwater. The reverse ion exchange processes, which release  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  in the groundwater within the watersheds studied, are shown in reactions one and two [89].



The  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  vs.  $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$  plots were used to explore the possibility of an ion exchange process. If normal ion exchange is prominent, the plotted points must shift towards the  $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$  domain. However, if reverse ion exchange dominates, the shift is towards the  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  domain [90], due to increased  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  released by rocks. A few groundwater samples (N5, N16, N2, and N7) fell along the 1:1 trend line (Figure 9b), indicating the dissolution of dolomite and silicates minerals in the R-NO, as represented in reactions three, and four to six (Table 5). Moreover, most of the samples, which appeared above the 1:1 trend line (Figure 9b), indicate the influence of the reverse cation exchange process [91]. During the reverse ion exchange process (reactions one and two),  $\text{Na}^+$  cations are maintained in the soil, while  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  are released to

groundwater [92]. Likewise, Figure 10b shows that all groundwater samples in the R-AD shifted towards the  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  zone, suggesting a reverse ion exchange process. The dominance of alkaline earth metals ( $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$ ) over alkali metals ( $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ) confirms the different levels of hard water found in the study area. Similarly, in an arid environment such as north-western Saudi Arabia, a reverse ion exchange process has been found to control groundwater chemistry, and in all the sites, this phenomenon accounted for the dominance of  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  over  $\text{Na}^+$  [93].

The  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  ratio helps to understand the dissolution of the main minerals. Figure 9c shows that all the groundwater samples were distributed above the 1:1 trend line, while N5, N31, and N35 were the only samples above the 2:1 trend line. In the R-AD,  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  exceeded the 2:1 line for almost all samples (except A22, A4, A11, and A3) and the 1:1 line (except A3) (Figure 10c), indicating carbonate and silicate minerals rich in magnesium. Recently, high Mg has been identified in the Adamawa Plateau bordered to the Adamawa and Mbéré–Djérem faults, mainly from orthopyroxene, olivine, spinel, and amphibole minerals [27]. Moreover, as categorised by Salem and El-Sayed,  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+} > 0.9$  shows aquifers with silicate rocks rich in magnesium [69]. The ratio of  $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$  varies from 1.02 to 11.70 (R-NO) and 0.99 to 9.03 (R-AD), indicating the water–rock reaction mainly dominated by the congruent dissolution of igneous rocks made up of magnesium-rich minerals such as ferromagnesian. Similar results have been found in another recent study in the Saraburi region (Thailand), where rocks were mainly composed of alkali feldspar, amphibole, and biotite phenocrysts with a groundmass of calcic-plagioclase and quartz [94].

**Table 5.** Dissolution of minerals, reactions, and ions ratio in the groundwater within watersheds of the R-NO and the R-AD.

Reactions	Reaction Equations of Minerals Dissolution	Ratio
a 3	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ (dolomite) + $2\text{H}_2\text{O} + 2\text{CO}_2 \mapsto \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + 4\text{HCO}_3^-$	Ca: $\text{HCO}_3^-$ = 1:2; Mg: $\text{HCO}_3^-$ = 1:2
a 4	$\text{Ca}_{0.4}\text{Mg}_{0.9}\text{Fe}_{0.2}\text{Si}_2\text{O}_6$ (Clinopyroxene) + $3.8\text{CO}_2 + 2.4\text{H}_2\text{O} \mapsto 0.4\text{Ca}^{2+} + 0.9\text{Mg}^{2+} + 2\text{SiO}_2 + 3.8\text{HCO}_3^- + 0.4\text{H}^+ + 0.2\text{Fe}(\text{OH})_3$	Ca: $\text{HCO}_3^-$ = 0.4:1.9; Mg: $\text{HCO}_3^-$ = 0.9:1.9
b 5	$(\text{MgFe})_2\text{SiO}_4$ (olivine) + $4\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \mapsto 2\text{Mg}^{2+} + 2\text{Fe}^{2+} + \text{SiO}_2 + 4\text{HCO}_3^-$	Mg: $\text{HCO}_3^-$ = 1:2
a 6	$\text{Ca}_2\text{Mg}_4\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$ (Amphibole) + $14\text{CO}_2 + 22\text{H}_2\text{O} \mapsto 2\text{Ca}^{2+} + 4\text{Mg}^{2+} + 14\text{HCO}_3^- + 8\text{H}_4\text{SiO}_4$	Ca: $\text{HCO}_3^-$ = 2:7; Mg: $\text{HCO}_3^-$ = 4:7
c 7	$2\text{k}(\text{Mg}_2\text{Fe})(\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ (Biotite) + $4\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + 4\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} \mapsto \text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4 + 2\text{K}^+ + 4\text{Mg}^{2+} + 2\text{Fe}^{2+} + 4\text{H}_4\text{SiO}_4 + 8\text{HCO}_3^-$	Mg: $\text{HCO}_3^-$ = 2:4; K: $\text{HCO}_3^-$ = 1:4
d 8	$\text{Mg}_{0.9}\text{Fe}_{0.2}\text{Si}_2\text{O}_6$ (Orthopyroxene) + $3.8\text{CO}_2 + 2.4\text{H}_2\text{O} \mapsto 0.9\text{Mg}^{2+} + 2\text{SiO}_2 + 3.8\text{HCO}_3^- + 0.4\text{H}^+ + 0.2\text{Fe}(\text{OH})_3$	Mg: $\text{HCO}_3^-$ = 0.9:1.9
e 9	$\text{MgAl}_2\text{O}_4$ (Spinel) + $\text{CO}_2 + 3/2\text{H}_2\text{O} \mapsto \text{Mg}^{2+} + \text{Al}_2\text{O}_3 + 2\text{HCO}_3^-$	Mg: $\text{HCO}_3^-$ = 1:2
c 10	$2\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$ (anorthite) + $4\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} \mapsto 2\text{Ca}^{2+} + \text{Si}_4\text{O}_{10}\text{Al}_4(\text{OH})_8 + 4\text{HCO}_3^-$	Ca: $\text{HCO}_3^-$ = 1:2
f 11	$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$ (Fluorapatite) + $6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} \mapsto 10\text{Ca}^{2+} + 6\text{HPO}_4^{2-} + 2\text{F}^- + 6\text{HCO}_3^-$	Ca: $\text{HCO}_3^-$ = 5:3
a 12	$2\text{KAlSi}_3\text{O}_8$ (K-feldspar) + $9\text{H}_2\text{O} + 2\text{H}_2\text{CO}_3 \mapsto \text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4 + 2\text{K}^+ + 2\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_4\text{SiO}_4$	K: $\text{HCO}_3^-$ = 1:1

Note: a [95], b [96], c [97], d [98], e [27], f [99].

The plot of  $\text{Mg}^{2+}$  vs.  $\text{HCO}_3^-$  was used to learn the sources of  $\text{Mg}^{2+}$  and  $\text{HCO}_3^-$  in groundwater. Assuming that  $\text{Mg}^{2+}$  and  $\text{HCO}_3^-$  only originated from the dissolution of dolomite and silicates such as clinopyroxene, olivine, amphibole, and biotite, based on the chemical reactions (Equations (3), (4)–(7) in Table 5), the  $\text{Mg}^{2+}/\text{HCO}_3^-$  ratio in meq/L would be dolomite (2:1 line), clinopyroxene (1.9:0.9 line), olivine (2:1 line), amphibole (7:4 line), and biotite (4:4 line), respectively. Figure 9d shows the relation of  $\text{Mg}^{2+}$  and  $\text{HCO}_3^-$ , and samples N9, N6, N19, and N3 line almost along the 2:1 line and 1.9:0.9 line suggests a source of dolomite, clinopyroxene, and olivine congruent dissolution. Most of the samples fell between the 7:4 line and 1:2 line, suggesting that the main source of  $\text{Mg}^{2+}$  and  $\text{HCO}_3^-$  was amphibole and biotite (incongruent) dissolution. Whereas in the R-AD, reactions (3, 5–9) in Table 5 show the main processes that can release  $\text{Mg}^{2+}$  and  $\text{HCO}_3^-$ .

According to those reactions, the ratios between  $Mg^{2+}$  and  $HCO_3^-$  from the dissolution reactions are 2:1 (dolomite, olivine, and spinel), 7:4 (amphibole), 4:2 (biotite), and 0.9:1.9 (orthopyroxene). As shown in Figure 10d, except for samples A4, A11, A7, A5, A21, and A24, most of the samples fell above the 4:2 and 2:1 line, indicating a source of dolomite, olivine, biotite, and spinel dissolution.

The main processes that may release  $Ca^{2+}$  and  $HCO_3^-$  during rainwater infiltration (recharge of groundwater) in the study area are shown in reactions (3–4, 6, 10–11) in Table 5. Regarding these reactions, the ratios between  $Ca^{2+}$  and  $HCO_3^-$  from the dissolution reactions of carbonate and silicates are 1:2 (dolomite), 0.4:1.9 (clinopyroxene), 2:7 (amphibole), 1:2 (anorthite), and 5:3 (fluorapatite), respectively. Figure 9e ( $Ca^{2+}$  vs.  $HCO_3^-$ ) shows that, except sample N3, all water samples were below the 1:1 line, in which more  $HCO_3^-$  than  $Ca^{2+}$  and dissolution of dolomite, clinopyroxene, amphibole, and anorthite happened. An excess of  $HCO_3^-$  is balanced by  $Mg^{2+}$ . It is almost the same result in the R-AD, where, except A3, A20, and A32 (indicating dissolution of fluorapatite), the remaining water samples fell below the 1:1 line (Figure 10e). This suggests the dissolution of dolomite, clinopyroxene, amphibole, and anorthite. Furthermore, the supersaturated water in the calcite registered in the study area shows the loss of calcite by precipitation. Similarly, Carol et al. [100] reported that the contribution of  $HCO_3^-$  originated from  $CO_{2(gas)}$  dissolution during rainwater infiltration, and carbonate dissolution sources produced  $Ca^{2+}$  defects with respect to  $HCO_3^-$ .

Regarding chemical reactions 7 and 12 (Table 5), if  $K^+$  and  $HCO_3^-$  were mainly derived from the weathering of biotite and K-feldspar, the  $K^+/HCO_3^-$  ratios would be 1:4 (biotite) and 1:1 (K-feldspar), respectively.  $K^+$  vs.  $HCO_3^-$  shows that all the samples fell below the 1:1 trend line (Figure 9f), indicating higher  $HCO_3^-$  than  $K^+$  concentrations, from which the source is mainly biotite due to high temperature. Even in the  $K^+$  vs.  $HCO_3^-$  plot with data collected in the R-AD (Figure 10f),  $HCO_3^-$  was mainly from biotite for all groundwater. This result is in line with biotite minerals found in the Upper Benue valley upstream of the study area [101] and in the Tcholliré subdivision (R-NO) [30].

Trends of  $K^+/Cl^-$  vs.  $Cl^-$  (Figure 9g) revealed that 38% of groundwater samples within the R-NO watersheds (N14, N7, N6, N19, N9, N2, N22, N4, N18, N5, N31, N20, and N16) had a  $K^+/Cl^-$  ratio  $>0.2$ , suggesting weathering of K-feldspar. Meanwhile, within the R-AD watersheds, the  $K^+/Cl^-$  ratio was  $>0.2$  for samples A11, A29, A16, A24, A5, A15, A19, A6, A20, A18, A7, A1, A23, A30, A10, A28, A27, A2, and A12 (Figure 10g), indicating incongruent dissolution of K-feldspar (reaction 12 in Table 5), confirmed by the abundance of kaolinite clay in the R-AD. Similar results have been found in two different arid areas of China: in the northwestern part, Chang and Wang [102] attributed most water samples with a  $K^+/Cl^-$  ratio  $>0.2$  to weathering of K-feldspar, while according to Yang et al. [70], weathering and dissolution of K-feldspar occurred in the southeastern part if the  $K^+/Cl^-$  ratio  $>0.2$ .

Plot  $Ca^{2+}/Ca^{2+} + SO_4^{2-}$  vs. pH is plotted to represent dissolution of carbonate minerals [103]. In all portions of the study area, all the water samples fell in the zone showing that  $Ca^{2+}$  may have originated from carbonate or silicate sources (Figures 9h and 10h). This result corroborates the dissolution processes of carbonate and silicates, from which  $Ca^{2+}$  is released (reactions 3–4, 6, 10–11 in Table 5). However, in other selected tropical estuaries and coastal water of the Strait of Malacca, only 8% of total samples fell in the same compartment [103].

## 5. Conclusions

PCA/FA showed that the possible pollution sources for the most polluted water sources were natural sources such as iron-bearing minerals (R-NO), aluminium-rich soils (R-AD), and surface runoff, with high contributions of  $Fe^{2+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $K^+$ , EC, and turbidity, outside of CDWS and WHO norms. Dissolution of silicates (mainly), soil erosion, and oxidation reaction are identified as phenomena that influence water quality in the R-NO, while water quality in the R-AD was influenced by phenomena such as

soil–water/rock–water interactions, silicate weathering with cation exchange capacity (CEC), and dissolution of carbonate and silicates. The key environmental factors that impact water quality in the study area are mainly natural, with some anthropogenic influence. The HCA revealed three water clusters: low, moderate, and high pollution areas in the R-NO, and as unpolluted areas, low, and moderate pollution areas in the R-AD. The hydrochemical study showed that more than 50% of the total water collected had very low mineral concentrations, was supersaturated, and tended to precipitate  $\text{CaCO}_3$ . Box-whisker gave the relative abundance of major ions of cations  $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$  and anions  $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$  in DGW, SGW, and SW. A Piper trilinear diagram classified 85% and 79% of water samples within the watersheds in the portion of the R-NO and R-AD, respectively, and under dominant Mg-Ca- $\text{HCO}_3$  type. Durov and Gibbs diagrams, as well as major ion ratio relations, indicated that the main hydrochemical processes controlling groundwater chemistry in the watersheds studied were the dissolution of silicates (clinopyroxene, olivine, amphibole, biotite, orthopyroxene, spinel, anorthite, and fluorapatite) and carbonate (dolomite), precipitation of calcite, and reverse ion exchange. For the first time, the present study provides the identification of water pollution sources and the responsible factors for the pollution. Nevertheless, the findings can help environmental managers in the social and economic development strategies framework in this study area. Particularly, hydrochemical results can provide information to elaborate the protection of groundwater resources, which is technical support relevant for the stakeholders of these municipalities. However, many projects should be implemented in the study area to provide the necessary data to enable decision-makers to address other critical water-related issues.

**Supplementary Materials:** The following are available online at <https://www.mdpi.com/article/10.3390/w13213055/s1>—Figure S1: Representation of correlation circle of variables and individuals in axis 1  $\times$  axis 3 and their contributions referring to axis 3 within watersheds studied in the R-NO.; Figure S2. Representation of correlation circle of variables and individuals in axis 1  $\times$  axis 3 and their contributions referring to axis 3 within watersheds studied in the R-AD.; Table S1: Formula of hydrochemical data with their water resources conditions; Table S2: Median and Range (Maximum–Minimum) values of physicochemical parameters for the North Region (R-NO) and Adamawa Region (R-AD) during the rainy season. All physicochemical parameters are given in mg/L except pH; temperature in  $^\circ\text{C}$ ; EC in  $\mu\text{S}/\text{Cm}$ ; turbidity in NTU.

**Author Contributions:** Conceptualization, E.G.D.D.; methodology, E.G.D.D.; validation, A.L.K.A., J.N.G. and J.M.K.; formal analysis, E.G.D.D.; investigation, E.G.D.D.; resources, P.T.S., R.N.C., J.N.G. and J.M.K.; data curation, A.L.K.A., P.T.S., R.N.C. and P.D.B.B.; writing—original draft preparation, E.G.D.D.; writing—review and editing, E.G.D.D., A.L.K.A., P.T.S., P.D.B.B. and J.N.G.; supervision, J.N.G. and J.M.K. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** This research received no external funding. The APC was funded by A.L.K.A.

**Institutional Review Board Statement:** Not applicable.

**Informed Consent Statement:** Not applicable.

**Data Availability Statement:** All data regarding this article have been included in the manuscript and Supplementary Materials. The raw data can only be made available to the readers upon request due to ethical reasons linked with the affiliation of the first author.

**Acknowledgments:** This work was partially funded by UNICEF through “Première Urgence Internationale” a Non-Governmental Organization (NGO) based in Yaounde, which supplied the kits used for water analysis. The authors would like to thank SIELIECHI Joseph-Marie of the University of Ngaoundere, Department of Applied Chemistry for the analysis of magnesium, calcium, hardness, total alkalinity, and turbidity. We also thank GHOGOMU Paul MINGO of the Department of Inorganic Chemistry of the University of Yaoundé I for the material and financial support.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

## References

- Jamison, D.T.; Nugent, R.; Gelband, H.; Horton, S.; Jha, P.; Laxminarayan, R.; Mock, C.N. *Injury Prevention and Environmental Health*, 7th ed.; International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank: Washington, DC, USA, 2017.
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). *The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World*; UNESCO: Paris, France, 2015. Available online: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000231823> (accessed on 10 August 2021).
- Machado, A.V.M.; dos Santos, J.A.N.; Quindeler, N.d.S.; Alves, L.M.C. Critical Factors for the Success of Rural Water Supply Services in Brazil. *Water* **2019**, *11*, 2180. [\[CrossRef\]](#)
- GWP (Global Water Partnership). *Développement d'une Stratégie de Financement du Secteur de l'eau en Afrique Centrale: Cameroun, 2010. Etude Nationale sur le Financement du Secteur de l'eau*; GWP-Caf Secretariat: Yaounde, Ameroun, 2010. Available online: <https://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-caf-files/etude-nationale-sur-le-financement-du-secteur-de-leau-au-cameroun.pdf> (accessed on 12 July 2021).
- Molua, E.L.; Lambi, C.M. *Climate Hydrology and Water Resources in Cameroon*; Unique Printers: Buea, Cameroon, 2010. Available online: [https://www.scirp.org/\(S\(351jmbntvnsjt1aadkposzje\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1787945](https://www.scirp.org/(S(351jmbntvnsjt1aadkposzje))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1787945) (accessed on 1 October 2021).
- World Bank. The World Bank in Cameroon. Available online: <https://www.worldbank.org/en/country/cameroon/overview#1> (accessed on 10 October 2021).
- Jiatsa, Z.T.M. *Can Fog and Rain Harvesting Secure Safe Drinking Water in Rural Cameroon? Case Study of Bafou (Mountainous) and Mora (Low-Lying) Villages*; Kristianstad University: Kristianstad, Sweden, 2010.
- Bang, H.N.; Miles, L.; Gordon, R. Enhancing local livelihoods resilience and food security in the face of frequent flooding in Africa: A disaster management perspective. *J. Afr. Stud. Dev.* **2018**, *10*, 85–100.
- Ngatcha, B.N.; Njitchoua, R.; Naah, E. Impact sur les plaines d'inondation de la Bénoué. In *Le barrage de Lagdo (Nord-Cameroun)*; IRD Editions: Paris, France, 1988. Available online: <https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010030382> (accessed on 23 July 2021).
- Van der Waarde, J. *Integrated River Basin Management of the Sanaga River, Cameroon. Benefits and Challenges of Decentralised Water Management*; International Rivers: Oakland, CA, USA, 2007. Available online: <https://archive.internationalrivers.org/resources/integrated-river-basin-management-of-the-sanaga-river-cameroon-4036> (accessed on 26 October 2021).
- Folifac, F.; Lifongo, L.; Nkeng, G.; Gaskin, S. Municipal drinking water source protection in low-income countries: Case of Buea municipality-Cameroon. *J. Ecol. Nat. Environ.* **2009**, *1*, 73–84.
- Gaikwad, S.K.; Kadam, A.K.; Ramgir, R.R.; Kashikar, A.S.; Wagh, V.M.; Kandekar, A.M.; Gaikwad, S.P.; Madale, R.B.; Pawar, N.J.; Kamble, K.D. Assessment of the groundwater geochemistry from a part of west coast of India using statistical methods and water quality index. *HydroResearch* **2020**, *3*, 48–60. [\[CrossRef\]](#)
- Nguyen, B.T.; Minh, T.; Nguyen, T.; Bach, Q. Assessment of groundwater quality based on principal component analysis and pollution source-based examination: A case study in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Environ. Monit. Assess.* **2020**, *192*, 382–395. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Tomaz, A.; Palma, P.; Fialho, S.; Lima, A.; Alvarenga, P.; Potes, M.; Salgado, R. Spatial and temporal dynamics of irrigation water quality under drought conditions in a large reservoir in Southern Portugal. *Environ. Monit. Assess.* **2020**, *192*, 76–93. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Aljahdali, M.O.; Alhassan, A.B. Ecological risk assessment of heavy metal contamination in mangrove habitats, using biochemical markers and pollution indices: A case study of *Avicennia marina* L. in the Rabigh lagoon, Red Sea. *Saudi J. Biol. Sci.* **2020**, *27*, 1174–1184. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Hua, K.; Xiao, J.; Li, S.; Li, Z. Analysis of hydrochemical characteristics and their controlling factors in the Fen River of China. *Sustain. Cities Soc.* **2020**, *52*, 101827. [\[CrossRef\]](#)
- Zekâi Şen Groundwater Quality. In *Practical and Applied Hydrogeology*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2015; pp. 1–61. [\[CrossRef\]](#)
- Reyes-toscano, C.A.; Alfaro-cuevas-villanueva, R.; Morton-bermea, O.; Hern, E.; Buenrostro-delgado, O.; Ávila-Olivera, J.A. Hydrogeochemical Characteristics and Assessment of Drinking Water Quality in the Urban Area of Zamora, Mexico. *Water* **2020**, *12*, 556. [\[CrossRef\]](#)
- Vadiati, M.; Asghari-moghaddam, A.; Nakhaei, M.; Adamowski, J.; Akbarzadeh, A.H. A fuzzy-logic based decision-making approach for identification of groundwater quality based on groundwater quality indices. *J. Environ. Manag.* **2016**, *184*, 255–270. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Tatou, R.D.; Kabeyene, V.K.; Mboudou, G.E. Multivariate Statistical Analysis for the Assessment of Hydrogeochemistry of Groundwater in Upper Kambo Watershed (Douala-Cameroon). *J. Geosci. Environ. Prot.* **2017**, *5*, 252–264. [\[CrossRef\]](#)
- Enyegue, A.; Nyam, F.M.; Yomba, A.E.; Tchikangoua, A.N.; Bounoung, C.P.; Nouayou, R. Assessment and characterization of groundwater quality under domestic distribution using hydrochemical and multivariate statistical methods in Bafia, Cameroon. *Groundw. Sustain. Dev.* **2020**, *10*, 100347. [\[CrossRef\]](#)
- Mandeng, B.; Bondj, L.M.; Zacharie, A.; Bessa, E.; Ntomb, Y.D.; Wadjou, J.W.; Paternie, E.; Doumo, E.; Dieudonné, L.B. Contamination and risk assessment of heavy metals, and uranium of sediments in two watersheds in Abiete-Toko gold district, Southern Cameroon. *Heliyon* **2019**, *5*, e02591. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)

23. Rakotondrabe, F.; Ngoupayou, J.R.N.; Mfonka, Z.; Harilala, E.; Jacob, A.; Abolo, N.; Ako, A. Water quality assessment in the Bétaré-Oya gold mining area (East-Cameroon): Multivariate Statistical Analysis approach. *Sci. Total Environ.* **2018**, *611*, 831–844. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
24. GWP (Global Water Partnership). Etat des lieux du secteur: Connaissance et usages des ressources en eau. In *Plan d'Action Nationale de Gestion Integree des Ressources en Eau*; GWP-CAF Secretariat: Yaounde, Cameroon, 2009. Available online: <https://www.pseau.org/outils/biblio/resume.php?d=3816> (accessed on 26 October 2021).
25. Silatsa, B.A.; Kuate, J.; Njiokou, F.; Simo, G.; Feussom, J.K.; Tunrayo, A.; Amzati, G.S.; Bett, B.; Bishop, R.; Githaka, N.; et al. A countrywide molecular survey leads to a seminal identification of the invasive cattle tick *Rhipicephalus (Boophilus) microplus* in Cameroon, a decade after it was reported in Cote d'Ivoire. *Ticks Tick. Borne. Dis.* **2019**, *10*, 585–593. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
26. Brabant, P. *Sols Ferrugineux Tropicaux et Les Sols Apparents du Nord-Cameroun*; ORSTOM: Yaoundé, Cameroon, 1968.
27. Temdjim, R.; Patrick, M.; Wagsong, N.; Julien, A.; Tsepeng, N.; Foley, S. Variation in mantle lithology and composition beneath the Ngao Bilta volcano, Adamawa Massif, Cameroon volcanic line, West-central Africa. *Geosci. Front.* **2020**, *11*, 665–677. [[CrossRef](#)]
28. Alexandre, A.; Frisch, W.; Siebel, W.; Emmanuel, G.; Kongyuy, C.; Ngako, V. Archean inheritances in the pyroxene–amphibole-bearing gneiss of the Méiganga area (Central North Cameroon): Geochemical and 207 Pb/ 206 Pb age imprints. *Comptes Rendus Geosci.* **2008**, *340*, 211–222.
29. Saha, F.A.N.; Tchameni, R.; Nomo, N.E.; Daouda, D.; Penaye, J.; Fosso, T.P.M. Polyphase deformation in the Mbé-Sassa-Bersi area: Implications on the tectono-magmatic history of the area and the tectonic evolution of the Tcholliré-Banyo and Central Cameroon Shear Zones (Central North Cameroon). *J. Geosci. Geomat.* **2018**, *6*, 41–54.
30. Nomo, E.N.; Tchameni, R.; Vanderhaeghe, O.; Sun, F.; Barbey, P.; Tekoum, L.; Tchunte, P.M.F.; Eglinger, A.; Fouotsa, N.A.S. Structure and LA-ICP-MS zircon U- Pb dating of syntectonic plutons emplaced in the Pan-African Banyo-Tcholliré shear zone (central north Cameroon). *J. Afr. Earth Sci.* **2017**, *131*, 251–271. [[CrossRef](#)]
31. Ephraim, B.E. Investigation of the geochemical signatures and conditions of formation of metacarbonate rocks occurring within the Mamfe embayment of south-eastern Nigeria. *Eart Sci. Res. J.* **2012**, *16*, 121–138.
32. Njitchoua, R.; Dever, L.; Fontes, J.C.; Naah, E. Geochemistry, origin and recharge mechanisms of groundwaters from the Garoua Sandstone aquifer, northern Cameroon. *J. Hydrol.* **1997**, *190*, 123–140. [[CrossRef](#)]
33. Kouassy, K.P.S.; Ngoupayou, J.-R.N.; Rakotondrabe, F.; Ondo, J.M. Quantitative assessment of water resources by the method of the hydrological balance in the Kadey catchment area (East-Cameroon). *Groundw. Sustain. Dev.* **2020**, *10*, 100278.
34. Defo, C.; Mishra, A.K.; Yerima, B.P.K.; Mabou, P.B.; Ako, A.A.; Fonkou, T. Current conditions of groundwater resources development and related problems in the Republic of Cameroon, West Africa. *Eur. Water* **2016**, *54*, 43–68.
35. Kringel, R.; Rechenburg, A.; Kuitcha, D.; Fouépé, A.; Bellenberg, S.; Kengne, I.M.; Fomo, M.A. Masse balance of nitrogen and potassium in urban groundwater in Central Africa, Yaounde/Cameroon. *Sci. Total Environ.* **2016**, *547*, 382–395. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
36. Fantong, W.Y.; Fouépé, A.T.; Djomou, S.L.B.; Banseka, H.S.; Anazawa, K.; Sma, A.; Mendjo, J.W.; Aka, F.T.; Ohba, T.; Hell, V.; et al. Temporal pollution by nitrate (NO<sub>3</sub>), and discharge of springs in shallow crystalline aquifers: Case of Akok Ndoue catchment, Yaounde (Cameroon). *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* **2013**, *7*, 175–191.
37. Aretouyap, Z.; Bisso, D.; Nouck, P.N.; Menkpa, L.E.A.; Asfahani, J. Hydrogeophysical Characteristics of Pan-African Aquifer Specified Through an Alternative Approach Based on the Interpretation of Vertical Electrical Sounding Data in the Adamawa Region, Central Africa. *Nat. Resour. Res.* **2018**, *28*, 63–77. [[CrossRef](#)]
38. CEN Water Quality-Sampling-Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques (ISO 5667-1:2006). In *ILNAS-EN ISO 5667-1:2006*; British Standards Institution: London, UK, 2006. Available online: <https://www.iso.org/standard/36693.html> (accessed on 15 July 2021).
39. Jiricek, M.; Sracek, O.; Janda, V. Removal of chlorinated solvents from carbonate-buffered water by zero-valent iron. *Cent. Eur. J. Chem.* **2007**, *5*, 87–106. [[CrossRef](#)]
40. Gharahi, N.; Zamani-Ahmadm Mahmoodi, R. Evaluation of groundwater quality for drinking purposes: A case study from the Beheshtabad Basin, Chaharmahal and Bakhtiari Province, Iran. *Environ. Earth Sci.* **2020**, *79*, 82. [[CrossRef](#)]
41. Vadde, K.K.; Wang, J.; Cao, L.; Yuan, T.; McCarthy, A.J.; Sekar, R. Assessment of Water Quality and Identification of Pollution Risk Locations in Tiaoxi River (Taihu Watershed), China. *Water* **2018**, *10*, 183. [[CrossRef](#)]
42. Nnorom, I.C.; Ewuzie, U.; Eze, S.O. Multivariate statistical approach and water quality assessment of natural springs and other drinking water sources in Southeastern Nigeria. *Heliyon* **2019**, *5*, e01123. [[CrossRef](#)]
43. Abo, R.; Merkel, B.J. Water quality of the Helvetian and Eocene aquifers in Al Zerba catchment and southern parts of Al Qweek Valley, Aleppo basin, Syria. *Sustain. Water Resour. Manag.* **2015**, *1*, 189–211. [[CrossRef](#)]
44. Noshadi, M.; Ghafourian, A. Groundwater quality analysis using multivariate statistical techniques (case study: Fars province, Iran). *Environ. Monit. Assess.* **2016**, *188*, 406–419. [[CrossRef](#)]
45. Fritz, S.J. A Survey of Charge-Balance Errors on Published Analyses of Potable Ground and Surface Waters. *Groundwater* **1994**, *32*, 539–545. [[CrossRef](#)]
46. Olumana, M.; Loiskandl, W.; Ndambuki, J.M. Hydrochemical characterization of various surface water and groundwater resources available in Matahara areas, Fantalle Woreda of Oromiya region. *J. Hydrol. Reg. Stud.* **2015**, *3*, 444–456.
47. Fetter, C.W. *Applied Hydrogeology*, 4th ed.; Prentice Hall: Hoboken, NJ, USA, 2001.

48. Cao, W.; Yang, H.; Liu, C.; Li, Y.; Bai, H. Hydrogeochemical characteristics and evolution of the aquifer systems of Gonghe Basin, Northern China. *Geosci. Front.* **2018**, *9*, 907–916. [[CrossRef](#)]
49. Prasanna, M.V.; Chidambaram, S.; Senthil Kumar, G.; Ramanathan, A.L.; Nainwal, H.C. Hydrogeochemical assessment of groundwater in neyveli basin, Cuddalore district, South India. *Arab. J. Geosci.* **2011**, *4*, 319–330. [[CrossRef](#)]
50. Soltani, A.A.; Bermad, A.; Boutaghane, H.; Oukil, A.; Abdalla, O.; Hasbaia, M.; Oulebsir, R.; Zeroual, S.; Lefkir, A. An integrated approach for assessing surface water quality: Case of Beni Haroun dam (Northast Algeria). *Environ. Monit. Assess.* **2020**, *192*, 1–17. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
51. Che, Q.; Su, X.; Wang, S.; Zheng, S.; Li, Y. Hydrochemical Characteristics and Evolution of Groundwater in the Alluvial Plain (Anqing Section) of the Lower Yangtze River Basin: Multivariate Statistical and Inversion Model Analyses. *Water* **2021**, *13*, 2403. [[CrossRef](#)]
52. Trudinger, P.A. Geological significance of sulphur oxidoreduction by bacteria. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **1982**, *298*, 563–581.
53. Gad, M.; Elsayed, S.; Moghanm, F.S.; Almarshadi, M.H.; Alshammari, A.S.; Khedher, K.M.; Eid, E.M.; Hussein, H. Combining Water Quality Indices and Multivariate Modeling to Assess Surface Water Quality in the Northern Nile Delta, Egypt. *Water* **2020**, *12*, 2142. [[CrossRef](#)]
54. Seguem, N.; Alexandre, G.A.; Klötzli, U.; Kepnamou, A.D.; Emmanuel, E.G. Petrography and Geochemistry of Precambrian Basement Straddling the Cameroon-Chad Border: The Touboro Baïbokoum Area. *Int. J. Geosci.* **2014**, *5*, 418–431. [[CrossRef](#)]
55. Banda, T.D.; Kumarasamy, M. Application of Multivariate Statistical Analysis in the Development of a Surrogate Water Quality Index (WQI) for South African Watersheds. *Water* **2020**, *12*, 1584. [[CrossRef](#)]
56. Ning, S.; Chang, N.; Jeng, K.; Tseng, Y. Soil erosion and non-point source pollution impacts assessment with the aid of multi-temporal remote sensing images. *J. Environ. Manag.* **2006**, *79*, 88–101. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
57. Karlson, M.; Ostwald, M. Remote sensing of vegetation in the Sudano-Sahelian zone: A literature review from 1975 to 2014. *J. Arid Environ.* **2016**, *124*, 257–269. [[CrossRef](#)]
58. Wotany, E.R.; Ayonghe, S.N.; Fantong, W.Y.; Wirmvem, M.J.; Ohba, T. Hydrogeochemical and anthropogenic influence on the quality of water sources in the Rio del Rey Basin, South Western, Cameroon, Gulf of Guinea. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* **2013**, *7*, 1053–1069.
59. Bang, H.; Miles, L.; Gordon, R. The Irony of Flood Risks in African Dryland Environments: Human Security in North Cameroon. *World J. Eng. Technol.* **2017**, *5*, 109–121. [[CrossRef](#)]
60. Cheo, A.E.; Voigt, H.; Mbua, R.L. Vulnerability of water resources in northern Cameroon in the context of climate change. *Environ. Earth Sci.* **2013**, *70*, 1211–1217. [[CrossRef](#)]
61. JICA. *Data Collection Survey on the Transport Network Development in Douala*; Japan International Cooperation Agency: Yaounde, Cameroon, 2017. Available online: [https://openjicareport.jica.go.jp/710/710/710\\_505\\_12286837.html](https://openjicareport.jica.go.jp/710/710/710_505_12286837.html) (accessed on 3 March 2018).
62. Abubakar, B.; Umar, H.; Barde, M.M.; Adamu, S. Socio-economic Impact of Flooding on the Riverine Communities of River Benue in Adamawa State, Nigeria. *FUTY J. Environ.* **2020**, *14*, 1–9.
63. Fantong, W.Y.; Nenkam, T.L.L.J.; Kringe, P.N.; Kimbi, S.B.; Fru, E.C.; Kamtchueng, B.T.; Takoundjou, A.F.; Tejiobou, A.R.; Ngueutchoua, G.; Kringel, R. Compositions and mobility of major, dD, d18O, trace, and REEs patterns in water sources at Benue River Basin—Cameroon: Implications for recharge mechanisms, geo-environmental controls, and public health. *Environ. Geochem. Health* **2020**, *42*, 2975–3031. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
64. Arétouyap, Z.; Bisso, D.; Larissa, J.; Nouck, P.N.; Njoya; Asfahani, J. Hydraulic parameters evaluation of the Pan-African aquifer by applying an alternative geoelectrical approach based on vertical electrical soundings. *Geofisica Int.* **2019**, *58*, 113–126. [[CrossRef](#)]
65. Zebaze, A.T.; Njueya, A.K.; Kwekam, M.; Temgoua, E. Assessment of Hydrogeoelectrical Characteristics of Crystalline Aquifers and Groundwaters Quality in Adamawa Plateau: Case of Mbakaou (Adamawa-Cameroon). *Environ. Earth Sci. Res. J.* **2020**, *7*, 153–163.
66. Ahmed, S.; Wajahat, M.; Alam, M.; Hussain, A.; Qureshi, F.; Khurshid, S. Evaluation of corrosive behaviour and scaling potential of shallow water aquifer using corrosion indices and geospatial approaches in regions of the Yamuna River basin. *J. King Saud Univ.-Sci.* **2021**, *33*, 101–237. [[CrossRef](#)]
67. Srinivasamoorthy, K.; Gopinath, M.; Chidambaram, S.; Vasanthavigar, M.; Sarma, V.S. Hydrochemical characterization and quality appraisal of groundwater from Pungar sub basin, Tamilnadu, India. *J. King Saud Univ.-Sci.* **2014**, *26*, 37–52. [[CrossRef](#)]
68. Abdelshafy, M.; Saber, M.; Abdelhaleem, A.; Abdelrazek, S.M.; Seleem, E.M. Hydrogeochemical processes and evaluation of groundwater aquifer at Sohag city, Egypt. *Sci. Afr.* **2019**, *6*, e00196. [[CrossRef](#)]
69. Salem, W.M.; El-sayed, M. Hydro-geochemical and isotopic composition of ground water in Helwan area. *Egypt. J. Pet.* **2015**, *24*, 411–421. [[CrossRef](#)]
70. Yang, Q.; Li, Z.; Ma, H.; Wang, L.; Delgado, J. Identification of the hydrogeochemical processes and assessment of groundwater quality using classic integrated geochemical methods in the Southeastern part of Ordos basin, China. *Environ. Pollut.* **2016**, *218*, 879–888. [[CrossRef](#)]
71. Wirmvem, M.J.; Ohba, T.; Fantong, W.Y.; Ayonghe, S.N.; Justice, Y.; Asaah, A.N.E.; Tanyileke, G.; Hell, J.V. Hydrochemistry of shallow groundwater and surface water in the Ndop plain, North West Cameroon. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* **2013**, *7*, 518–530.

72. Kamtchueng, B.T.; Fantong, W.Y.; Wirmvem, M.J.; Tiodjio, R.E.; Takounjou, A.F.; Ngoupayou, J.R.N.; Kusakabe, M.; Zhang, J.; Ohba, T.; Tanyileke, G.; et al. Hydrogeochemistry and quality of surface water and groundwater in the vicinity of Lake Monoun, West Cameroon: Approach from multivariate statistical analysis and stable isotopic characterization. *Environ. Monit. Assess.* **2016**, *188*, 1–24. [[CrossRef](#)]
73. Njoyim, K.I.; Kengni, L.; Tita, M.A.; Njoyim, E.; Tamungang, B.; Fonzenyuy, V.F.; Aziwo, B.T. Hydrogeochemistry of Surface and Ground Water in Alatening Village, Northwest Region, Cameroon. *Appl. Environ. Soil Sci.* **2020**, *2020*, 8347095. [[CrossRef](#)]
74. Gounti, M.; Mimba, M.E.; Teddy, F. Importance of rocks and their weathering products on groundwater quality in Central-East Cameroon. *Hydrology* **2017**, *4*, 23.
75. Toteu, S.F.; Penaye, J.; Deloule, E.; Van Schmus, W.R.; Tchameni, R. Diachronous evolution of volcano-sedimentary basins north of the Congo craton: Insights from U–Pb ion microprobe dating of Groups (Cameroon) zircons from the Poli, Lom and Yaounde. *J. Afr. Earth Sci.* **2006**, *44*, 428–442. [[CrossRef](#)]
76. Tchamako, K.; Fotsing, T.; Tchouankoue; Ngoupayou; Ngatcha, N. Hinman Influences of lithology on water quality: A study of the Ngam and Mou watersheds in West Cameroon (Central Africa). *Procedia Earth Planet. Sci.* **2013**, *7*, 405–408. [[CrossRef](#)]
77. Abonoje, S.; Ako, A.; Elambo, G.; Cheo, E. Hydrogeochemical characteristics of some Cameroon bottled waters, investigated by multivariate statistical analyses. *J. Geochem. Explor.* **2012**, *112*, 118–130.
78. Ouarani, M.; Bahir, M.; Mulla, D.J.; Ouazar, D.; Chehbouni, A.; Dhiba, D.; Ouhamdouch, S.; Mountassir, O. El Groundwater Quality Characterization in an Overallocated Semi-Arid Coastal Area Using an Integrated Approach: Case of the Essaouira Basin, Morocco. *Water* **2020**, *12*, 3202. [[CrossRef](#)]
79. Beatrice, N.A.; Brell, M.K.; Aboubakar, A.; Youtha, Y.S.A.; Yaka, M.A.D.; Bertrand, Z.Z.; Nindum, S.Y.N.; Crépin, M.A.; Clarisse, M.M.Y. Soil Assessment of Physicochemical and Heavy Metal Properties of Groundwater in Edéa (Cameroon). *Am. J. Water Resour.* **2019**, *7*, 1–10. [[CrossRef](#)]
80. Gabr, M.E.; Soussa, H.; Fattouh, E. Groundwater quality evaluation for drinking and irrigation uses in Dayrout city Upper Egypt. *Ain Shams Eng. J.* **2020**, *12*, 327–340. [[CrossRef](#)]
81. Udeshani, W.A.C.; Dissanayake, H.M.K.P.; Gunatilake, S.K.; Chandrajith, R. Assessment of groundwater quality using water quality index (WQI): A case study of a hard rock terrain in Sri Lanka. *Groundw. Sustain. Dev.* **2020**, *11*, 100421. [[CrossRef](#)]
82. Madhav, S.; Ahamad, A.; Kumar, A.; Kushawaha, J.; Mishra, P.K. Geochemical assessment of groundwater quality for its suitability for drinking and irrigation purpose in rural areas of Sant Ravidas Nagar (Bhadoh), Uttar Pradesh. *Geol. Ecol. Landsc.* **2018**, *2*, 127–136. [[CrossRef](#)]
83. Singh, G.; Rishi, M.S.; Herojeet, R.; Kaur, L.; Priyanka; Sharma, K. Multivariate analysis and geochemical signatures of groundwater in the agricultural dominated taluks of Jalandhar district, Punjab, India. *J. Geochem. Explor.* **2020**, *208*, 106395. [[CrossRef](#)]
84. Okiongbo, K.S.; Akpofure, E. Identification of Hydrogeochemical Processes in Groundwater using Major ion Chemistry: A case study of Yenagoa and Environs, Southern Nigeria. *Glob. J. Geol. Sci.* **2014**, *12*, 39–52. [[CrossRef](#)]
85. Tchameni, R.; Pouclet, A.; Penaye, J.; Ganwa, A.A.; Toteu, S.F.; Tchameni, R.; Pouclet, A.; Penaye, J.; Ganwa, A.; Toteu, S.F. Petrography and geochemistry of the Ngaoundéré Pan-African granitoids in Central North Cameroon: Implications for their sources and geological setting. *J. Afr. Earth Sci.* **2006**, *44*, 511–529. [[CrossRef](#)]
86. Sahu, S.; Gogoi, U.; Nayak, N.C. Groundwater solute chemistry, hydrogeochemical processes and fluoride contamination in phreatic aquifer of Odisha, India. *Geosci. Front.* **2021**, *12*, 101093. [[CrossRef](#)]
87. Narany, T.S.; Ramli, M.F.; Aris, A.Z.; Nor, W.; Sulaiman, A.; Juahir, H.; Fakharian, K. Identification of the Hydrogeochemical Processes in Groundwater Using Classic Integrated Geochemical Methods and Geostatistical Techniques, in Amol-Babol Plain, Iran. *Sci. World J.* **2014**, *2014*, 419058.
88. Kanagaraj, G.; Elango, L.; Sridhar, S.G.D.; Gowrisankar, G. Hydrogeochemical processes and influence of seawater intrusion in coastal aquifers south of Chennai, Tamil Nadu, India. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2018**, *25*, 8989–9011. [[CrossRef](#)]
89. Li, P.; Wu, J.; Qian, H. Hydrogeochemistry and Quality Assessment of Shallow Groundwater in the Southern Part of the Yellow River Alluvial Plain (Zhongwei Section), Northwest China. *Earth Sci. Res. J.* **2014**, *18*, 27–38. [[CrossRef](#)]
90. Kumar, P.J.S.; James, E.J. Identification of hydrogeochemical processes in the Coimbatore district, Tamil Nadu, India. *Hydrol. Sci. J.* **2016**, *61*, 719–731. [[CrossRef](#)]
91. Karunanidhi, D.; Aravinthasamy, P.; Deepali, M.; Subramani, T.; Roy, P.D. The effects of geochemical processes on groundwater chemistry and the health risks associated with fluoride intake in a semi-arid region of South India. *RSC Adv.* **2020**, *10*, 4840–4859. [[CrossRef](#)]
92. Mahmoudi, N.; Nakhaei, M.; Porhemmat, J. Assessment of hydrogeochemistry and contamination of Varamin deep aquifer, Tehran Province, Iran. *Environ. Earth Sci.* **2017**, *76*, 1–14. [[CrossRef](#)]
93. Zaidi, F.K.; Nazzal, Y.; Jafri, M.K.; Naem, M.; Amed, I. Reverse ion exchange as a major process controlling the groundwater chemistry in an arid environment: A case study from northwestern Saudi Arabia. *Environ. Monit. Assess.* **2015**, *187*, 1–19. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
94. Wisitthammasri, W.; Chotpantarat, S.; Thitimakorn, T. Multivariate statistical analysis of the hydrochemical characteristics of a volcano sedimentary aquifer in Saraburi. *J. Hydrol. Reg. Stud.* **2020**, *32*, 100745. [[CrossRef](#)]
95. Zhang, B.; Zhao, D.; Zhou, P.; Qu, S.; Liao, F.; Wang, G. Hydrochemical Characteristics of Groundwater and Dominant Water–Rock Interactions in the Delingha Area, Qaidam Basin, Northwest China. *Water* **2020**, *12*, 836. [[CrossRef](#)]

96. Oelkers, E.H.; Declercq, J.; Saldi, G.D.; Gislason, S.R.; Schott, J. Olivine dissolution rates: A critical review. *Chem. Geol.* **2018**, *500*, 1–19. [[CrossRef](#)]
97. Lee, J.M.; Koh, D.; Chae, G.; Kee, W.; Ko, K. Integrated assessment of major element geochemistry and geological setting of traditional natural mineral water sources in South Korea at the national scale. *J. Hydrol.* **2021**, *598*, 126249. [[CrossRef](#)]
98. Kim, K. Plagioclase weathering in the groundwater system of a sandy, silicate aquifer. *Hydrol. Process.* **2002**, *16*, 1793–1806. [[CrossRef](#)]
99. Chaïrat, C. Etude Expérimentale de la Cinétique et des Mécanismes d'altération de Minéraux Apatitiques. Application au Comportement d'une Céramique de Confinement d'actinides Mineurs. Géochimie. Ph.D. Thesis, Université Paul Sabatier—Toulouse III, Toulouse, France, 2005. Available online: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00011686/document> (accessed on 8 June 2020).
100. Carol, E.S.; Kruse, E.E.; Laurencena, P.C.; Rojo, A.; Deluchi, M.H. Ionic exchange in groundwater hydrochemical evolution. Study case: The drainage basin of El Pescado creek (Buenos Aires province, Argentina). *Environ. Earth Sci.* **2012**, *65*, 421–428. [[CrossRef](#)]
101. Ngounouno, I.; Deruelle, B.; Demaiffe, D.; Montigny, R. Petrology of the Cenozoic volcanism in the Upper Benue valley, northern Cameroon (Central Africa). *Contrib. Mineral. Petrol.* **2003**, *145*, 87–106. [[CrossRef](#)]
102. Chang, J.; Wang, G. Major ions chemistry of groundwater in the arid region of Zhangye Basin, northwestern China. *Environ. Earth Sci.* **2010**, *61*, 539–547. [[CrossRef](#)]
103. Juen, L.L.; Aris, A.Z.; Shan, N.T.; Yusoff, F.M.; Hashim, Z. Geochemical modeling of element species in selected tropical estuaries and coastal water of the Strait of Malacca. *Procedia Environ. Sci.* **2015**, *30*, 109–114. [[CrossRef](#)]