Faculté des Lettres, Arts et Sciences Humaines

Université d'Abomey - Calavi

Faculté des Sciences et Techniques

Ecole Doctorale Pluridisciplinaire « Espaces, Société et Développement »

Chaire Unesco « Science, Technologie et Environnement » (CUSTE)

Thèse de Doctorat présentée par :

Gilbert Tite LALÈYÊ

Pour l'obtention du Diplôme de Doctorat de l'Université d'Abomey-Calavi

OPTION : Géographie, Environnement et Développement

SPECIALITE : Environnement, Santé et Développement

N° d'enregistrement/ /EDP/FLASH/UAC

IDENTIFICATION ET ANALYSE DES DETERMINANTS DE LA CONTAMINATION DES EAUX DES SOURCES ET FORAGES ARTESIENS DANS LES COMMUNES DE ZAGNANADO ET DE ZOGBODOMEY AU BENIN





Sous la direction de :

M. Christophe S. HOUSSOU, Professeur titulaire

Co- Directeur **:**

M. Patrick A. EDORH, Professeur titulaire

Président	**: M. Euloge K. AGBOSSOU, P**rofesseur titulaire, Université d'Abomey-Calavi (Bénin) ;
Rapporteurs	**: M. Christophe S. HOUSSOU,** Professeur titulaire, Université d'Abomey-Calavi (Bénin) ;
	: M. Patrick A. EDORH, Professeur titulaire, Université d'Abomey-Calavi (Bénin) ;
Examinateurs	**: M. Moussa BOUKARI,** Professeur titulaire, Université d'Abomey-Calavi (Bénin) ;
	: M. Guillaume K. KETOH, Professeur titulaire, Université de Lomé (Togo) ;
	: **M. Kissao GNANDI**, Maître de Conférences, Université de Lomé (Togo)

Soutenu le 18/01/2016 à l'Université d'Abomey-Calavi (UAC)

Mention : Très honorable avec félicitations du Jury

Année Académique : 2014-2015

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS iii

SIGLES ET ACRONYMES vi

LISTE DES FIGURES vii

LISTE DES TABLEAUX x

LISTE DES PHOTOS xii

RESUME xiii

ABSTRACT xiv

INTRODUCTION GENERALE 1

CHAPITRE I : DEFINITION OPERATOIRE DES CONCEPTS ET SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE 6

CHAPITRE II : CARACTERISTIQUES DU MILIEU D'ETUDE 23

CHAPITRE III : APPROCHE METHODOLOGIQUE 58

CHAPITRE IV :VARIABILITE SAISONNIERE DE LA QUALITE DES EAUX DES SOURCES ET FORAGES ARTESIENS DANS LES COMMUNES DE ZAGNANADO ET DE ZOGBODOMEY 93

CHAPITRE V : RÔLE DES LINÉAMENTS DANS LA POLLUTION DE EAUX SOUTERRAINES PAR LE RUISSELLEMENT 139

CHAPITRE VI : CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITÉ A LA POLLUTION DES AQUIF□RES CONTINUS ET NIVEAU DE POLLUTION PAR LES NITRATES DE LA NAPPE SUPERFICIELLE DE LA REGION ZAGNANADO- ZOGBODOMEY 155

CHAPITRE VII : DISCUSSION GENERALE ET SUGGESTIONS 176

CONCLUSION GENERALE 197

BIBLIOGRAPHIE 201

LISTE DES ANNEXES 226

TABLE DES MATIERES 247

DEDICACE

A toute ma famille

REMERCIEMENTS

Un travail de doctorat n'est pas un ouvrage réalisé en solitaire, où un seul cerveau (et des mains…) est mis à l'épreuve. Le résultat final est l'œuvre d'une multitude de contributions, qui ont toutes consolidé et augmenté le travail effectué. Ces lignes témoignent de ma profonde reconnaissance pour toutes les personnes impliquées de près ou de loin dans cette étude.

Prof. **Christophe Sègbé HOUSSOU**, directeur de cette thèse, dès les premiers moments de notre rencontre, vous m'avez fait confiance en acceptant de m'encadrer en DEA. Très tôt, vous m'avez inculqué l'amour et la persévérance dans le travail.Votre disponibilité et votre rigeur scientifique ont permis d'améliorer la qualité de ce travail. Cher professeur merci.

Je remercie aussi, de façon particulière, le Professeur **Patrick A. EDORH** Co-directeur de thèse qui m'a assuré d'un appui indéfectible sur le plan scientifique tout au long de la réalisation de la thèse, et pour la rigueur scientifique qu'il a imprimé en ma personne depuis notre rencontre. Ses encouragements et incitations au travail, son sens à pousser à mieux faire par divers moyens et méthodes, les nombreux échanges scientifiques, les nombreuses corrections ont été très utiles à la réalisation de cette thèse.

Mes remerciements s'adressent également au Professeur **Moussa BOUKARI,** enseignant d'hydrogéologie et hydrodynamique souterraine à l'Institut National de l'Eau. Vous avez été parmi les premiers à m'apprendre comment faire parler le terrain" au cours des premières et deuxièmes sessions de formation sur « l'exploitation des eaux souterraines au Bénin : diagnostic de leur qualité et impact de leur contamination sur la santé humaine », financées dans le cadre de la Commission mixte permanente entre le Bénin et la Fédération Wallonie-Bruxelles en Belgique. Je vous suis très reconnaissant. Vos orientations et vos aides matérielles ont été d'un apport sans précédent dans la réalisation de ce travail, les mots me manquent pour vous remercier. Aussi, avez-vous bien voulu m'accueillir dans votre Laboratoire d'Hydrogéologie Appliqué pour des échanges sur les approches méthodologiques avec vos collaborateurs. Il s'agit :

- du Dr **Daouda MAMA** (Maître de Conférences), enseignant de chimie et microbiologie de l'eau à l'Institut Nationale de l'Eau. Professeur, vos encouragements m'ont beaucoup aidé dans la réalisation de ce travail. Merci infiniment.
- du Docteur **Abdoukarim ALASSANE**, Chargé de cours d'hydrogéologie à la FAST, vos conseils et remarques ne m'ont jamais fait défaut. Merci infiniment Docteur.

- de Monsieur **Gédéon SAMBIENOU** avec qui, nous avons partagé des moments très agréables ensemble, et dont l'aide a facilité le travail sur le terrain. Trouve toute ma reconnaissance à travers ce travail.

Je voudrais remercier les membres de mon jury d'avoir lu avec beaucoup de soin et d'avoir fait les remarques qui ont permis de rehausser le niveau scientifique de ce document. Il s'agit :

- du Professeur **Euloge AGBOSSOU**, qui malgré ses multiples tâches, a accepté de présider ce jury. Merci Professeur, vos orientations, vos remarques constructives dans le pré-rapport ont été d'un apport sans précèdent dans la réalisation de ce travail. Les mots me manquent pour vous remercier.

- du Professeur **Guillaume KETOH**, vos conseils, vos orientations et vos remarques constructives dans le pré-rapport m'ont beaucoup aidé dans la réalisation de ce travail. C'est pour moi un honneur de vous avoir dans ce jury.

- du Professeur **Kissao GNANDI**, merci d'appartenir à ce jury et pour votre minutieuse relecture de ce document. C'est pour moi un honneur de vous avoir dans ce jury.

J'adresse mes remerciements aux Responsables académiques de la Faculté des Lettres et Sciences Humaines de l'Université d'Abomey-Calavi, plus particulièrement au Doyen **Flavien GBETO** et au personnel technique et administratif.

Je rends hommage à tout le corps professoral de l'Ecole Doctorale Pluridisciplinaire de la Faculté des Lettres, Arts et Sciences Humaines (FLASH), plus particulièrement au Professeur émérite, **Michel BOKO,** Directeur de cette Ecole Doctorale Pluridisciplinaire, qui a bien voulu accepter ma candidature à une thèse.

Je remercie également les membres du Laboratoire de Contrôle et de Qualité des Eaux et Aliments de la Direction Nationale de Santé Publique (DNSP) pour leur contribution et leur bonne humeur notamment:

- Eliasse Pognon, Ingénieur Chimiste pour son aide analytique précieuse, pour le temps consacré à échantillonner les eaux des sources et forages, et pour les joies et les peines partagées ;
- Madame Balley Rita, Ingénieur Bio technologiste pour sa spontanéité, son efficacité et pour les analyses microbiologiques.
- Constant Adandégnan, Ingénieur Bio technologiste pour sa contribution aux analyses des ions majeurs ; et tous les autres techniciennes et techniciens qui n'ont ménagé aucun effort pour la réalisation des analyses.

Je reste redevable à ma famille et à tous les enseignants qui ont fait de moi un homme accompli à travers leurs conseils et leur suivi régulier durant tout mon cursus. Que Dieu vous donne longue vie.

SIGLES ET ACRONYMES

A A C	: Aire d'Alimentation et de Captage
AEP	: Approvisionnement en Eau Potable
AEV	: Adduction d'Eau Villageoise
AGRE	: Appui à la Gestion des Ressources en Eau
ASECNA	: Agence pour la Sécurité de la Navigation Aérienne en Afrique et à Madagascar
BAC	: Bassin d'alimentation d'un captage
BRGM	: Bureau de Recherche Géologique et Minière
CeCPA	: Centre Communal de Promotion Agricole
DG-Eau	: Direction Générale de l'Eau
DHAB	: Direction de l'Hygiène et de l'Assainissement de Base
E A A	: Eau et Assainissement en Afrique
FAO	: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
GIRE	: Gestion Intégrée des Ressources en Eau
GIZ	: Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit
GPS	: Global Positionning System
IN SPQ	: Institut National de Santé Publique du Québec
IRB	: Istituto Recerche Breda
LACEEDE	: Laboratoire Pierre PAGNEY, Climat, Eau, Ecosystèmes et Développement
LCQEA	: Laboratoire de Contrôle et Qualité des Eaux et Aliments
LHA	: Laboratoire d'Hydrologie Appliquée
MERPMEDER	: Ministère de l'Energie, des Recherches Pétrolières et Minières, de l'Eau et du Développement des Energies Renouvelables
NTU	: Nephelometric Turbidity Unit
PAGEFCOM	: Projet d'Appui à la Gestion des Forêts Communales
PDC	: Plan de Développement de la Commune
PNAC	: Portion de la Nappe Alimentant le Captage
SDAC	: Schéma Directeur d'Aménagement de la Commune
SIES	: Système d'Information Environnementale et Sanitaire
SONEB	: Société Nationale des Eaux du Bénin
SPW	: Service Public de Wallonie
START	: SysTem for Analysis, Research and Training
TDS	: Total Dissolved Solids
TTC	: Chlorure de triphényl-tétrazolium
UAC	: Université d'Abomey- Calavi
N. E. D.	: N-I-naphtylèthylènediamine

LISTE DES FIGURES

Figure 1.: Approche européenne de la cartographie de la vulnérabilité basée sur le modèle conceptuel origine-écoulements-cible (COST Action 620, 2004) 8
Figure 2: Schéma de Naappe en milieu fissuré/poreux 20
Figure 3: Localisation de la zone d'étude 24
Figure 4: Variations inter mensuelles des hauteurs de pluie à la station de Bohicon (A) et à Zagnanado (B) de 1980 à 2012 26
Figure 5: Moyenne mensuelle de la température (1980-2012) à la station de Bohicon 27
Figure 6: Moyenne mensuelle de l'humidité relative (1980-20182) de la station de Bohicon. 28
Figure 7: Variation moyenne mensuelle de l'ETP et de la pluie à la station de Bohicon (1980-2012) 30
Figure 8: Variation moyenne mensuelle de l'ETP et de la pluie à Zagnanado (1980-2012) .. 31
Figure 9: Bilan hydrique à Zagnanado et Bohicon 33
Figure 10: Variation des niveaux statiques des nappes à Zagnanado_ Towego 34
Figure 11: Variation des niveaux statiques des nappes à Zogbodomey_Samionta 34
Figure 12: Relief des communes de Zagnanado et de Zogbodomey 37
Figure 13: Sous bassins versants de la région de Zagnanado-Zogbodomey 38
Figure 14: Toposéquence des communes de Zagnanado- Zogbodomey 40
Figure 15 : Carte pédologique des communes de Zagnanado et de Zogbodomey 43
Figure 16: Géologique des communes de Zagnanado et de Zogbodomey 46
Figure 17: Coupe hydrogéologique NW-SE suivant le trait de coupe C-D de la figure de la carte hydrogéologique _02_Bassin_Côtier Sédimentaire du Bénin (Réalisée à partir des logs de forages d'hydrauliques villageoises à Zagnanado et Ouinhi, source de données : DGEau In (Adio et Delidji, 2011) 48
Figure 18: Coupe montrant la zone stérile (□ biseau sec□) du Turonien- Coniacien au niveau du plateau d'Abomey selon la ligne CD de la Fig. 2 (Géohydraulique- BURGEAP, 1988) : 1- Argilites et marnes imperméables ; 2- Sables fins à grossiers aquifère ; 3- Socle panafricain, 4- surface piézométrique de l'aquifère du Crétacé supérieur. 49
Figure 19 : Situation des forages artésiens dans le bassin côter du Bénin 50
Figure 20: Carte de positionnement des sources et forages artésiens étudiés dans les communes 65
Figure 21: Type d'image Image brute (A) et Image filtrée (B) de la région de Zagnanado-Zogbodomey 80
Figure 22: Carte Hydrogéologique des communes de Zagnanado et de Zogbodomey 82
Figure 23: Variation saisonnière de la température au niveau des forages (A) et au niveau des sources (B) 97
Figure 24: Variation saisonnière du pH au niveau des forages (a) et au niveau des sources (B) 99
Figure 25: Variation saisonnière de la conductivité électrique au niveau des forages (A) et au niveau des sources (B) 101
Figure 26: Concentrations des anions dans les eaux de forages et de sources artésiens 102
Figure 27: Concentrations des cations dans les eaux de forages et de sources artésiens 103

Figure 28: Diagrammes de Piper montrant les faciès géochimiques des eaux souterraines en saison pluvieuse (B) et saison sèche (A) dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey 105
Figure 29: Projection des sites des sources sur les deux premières composantes de l'ACP en saison pluvieuse.....111
Figure 30: Projection des variables sur le plan factoriel F1 X F2 des sources en saison pluvieuse 112
Figure 31: Projection des sites sur les deux premières composantes de l'ACP des sources en saison sèche.....113
Figure 32: Projection des variables sur le plan factoriel F1 X F2 des sources en saison sèche 113
Figure 33: Projection des sites sur les deux premières composantes de l'ACP des forages artésiens en saison pluvieuse.....115
Figure 34: Projection des variables sur le plan factoriel F1 X F2 des forages artésiens en saison pluvieuse.....116
Figure 35: Projection des sites sur les deux premières composantes de l'ACP des forages artésiens en saison sèche.....118
Figure 36: Projection des variables sur le plan factoriel F1 X F2 des forages artésiens en saison sèche.....118
Figure 37: Correlation bicarbonates et les ions majeurs au niveau des forages artésiens.....122
Figure 38: Correlation bicarbonates et les ions majeurs au niveau des sources 123
Figure 39: Teneur en nitrate des eaux des sources de Zagnanado 127
Figure 40: Teneur en nitrate des eaux des forages artésiens de Zogbodomey.....128
Figure 41: Teneur en nitrate de l'eau de la nappe phréatique à Zagnanado (a) et à Zogbodomey (b).....129
Figure 42: Teneur en nitrate dans les terres fermes (A) et en zones humides (B).....132
Figure 43: Teneur en plomb (A), en cadmium et en mercure (C) des eaux des forages artésiens de Zagnanado.....136
Figure 44: Teneur en plomb (A), en cadmium et en mercure (C) des eaux des forages artésiens de Zogbodomey 135
Figure 45: Teneur en mercure (A), en cadmium (B) et en plomb (C) dans les terres de couverture des sources et forage de champs de coton.....137
Figure 46: Linéaments de la région de Zagnanado et Zogbodomey.....140
Figure 47: Pentes dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey.....142
Figure 48: Indices de profondeur de la surface de la nappe superficielle des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode GOD).....157
Figure 49: Epaisseur (H) de la zone non saturée, des communes de Zagnanado et de Zogbodome (Méthode BRGM).....158
Figure 50: Couverture pédologique des communes de Zagnanado et de Zogbodomey: Indexation du critère S par croisement de la nature du sol et de son épaisseur.....160
Figure 51: Indices du milieu aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode GOD).....161

Figure 52: Indices du type d'aquifère des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode GOD) 163
Figure 53: Pluies efficaces dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode BRGM) 164
Figure 54: Indices de l'infiltration dans le sol des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode BRGM) 166
Figure 55: Indices de perméabilité de l'aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode BRGM) 167
Figure 56: Evolution spatiale des indices GOD pour l'aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey 170
Figure 57: Vulnérabilité à la pollution de l'aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode GOD) 171
Figure 58: Vulnérabilité à la pollution de l'aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode BRGM) 172
Figure 59: Distribution spatiale des teneurs en nitrates (en mg-N/l) de la nappe superficielle des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode GOD) 174
Figure 60: Distribution spatiale des teneurs en nitrates (en mg-N/l) de la nappe superficielle des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode BRGM). 175

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I: Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement.....14
Tableau II: Evapotranspiration réelle (en mm) calculées d'après différentes méthodes dans les deux stations (moyenne annuelle de 1980-2012).....33
Tableau III: Les forages artésiens étudiés captant l'aquifère du Crétacé de la commune de Zogbodomey 51
Tableau IV: Répartition des infrastructures d'eau potable dans la commune de Zagnanado...55
Tableau V: Répartition des infrastructures d'eau potable dans la commune de Zogbomey 56
Tableau VI: Technique de dosage de quelques métaux lourds toxiques dans les échantillons d'eau prélevés.....70
Tableau VII: Technique de dosage des paramètres physico-chimiques dans les échantillons d'eau prélevée 73
Tableau VIII: Protocole d'analyse bactériologique des eaux de forages et de sources artésiens prélevées dans les deux communes.....78
Tableau IX: Intervalles des valeurs de l'Indice GOD et classes correspondantes (Murat et al., 2003).....84
Tableau X: Détermination de la nature d'un sol en fonction de sa texture et de sa proportion de cailloux.....87
Tableau XI: Détermination du critère S par croisement de la nature du sol et de son épaisseur 87
Tableau XII: Cotation du milieu aquifère selon la méthode GOD 87
Tableau XIII: Cote attribuée au paramètre " type d'aquifère " selon la méthode GOD.....88
Tableau XIV: Infiltration (I) moyenne annuelle (1980-2012).....90
Tableau XV: Qualité physico-chimique, chimique et organo-leptique des eaux des sources de la commune de Zagnanado 95
Tableau XVI: Qualité physico-chimique, chimique et organo-leptique des eaux des forages artésiens de la commune de Zogbodomey.....96
Tableau XVII: Faciès géochimiques saisonniers des eaux des sources et forages artésiens dans Zogbodomey et Zagnanado.....106
Tableau XVIII: Matrice de corrélation multiple pour les sources (Pearson (n)) 108
Tableau XIX: Matrice de corrélation multiple pour les forages (Pearson (n)).....110
Tableau XX: Corrélations des variables aux deux premières composantes en saison pluvieuse 111
Tableau XXI: Corrélations des variables aux deux premières composantes en saison sèche 112
Tableau XXII: Comparaison des caractéristiques des eaux des sources de la saison pluvieuse et de la saison sèche.....114
Tableau XXIII: Corrélations des variables aux deux premières composantes de forages artésiens en saison pluvieuse.....115
Tableau XXIV: Corrélations des variables aux deux premières composantes en saison sèche 117
Tableau XXV: Comparaison des caractéristiques des eaux des forages pendant la saison pluvieuse et de la saison sèche 119
Tableau XXVI: Evolution saisonnière des teneurs en chlorure en fonction des teneurs en sodium.....125
Tableau XXVII: Influence des activités humaines et impact sur la santé de différents niveaux de nitrates dans l'eau 127
Tableau XXVIII: Contamination des sols par la fertilisation azotée des champs de la région Zagnanado et Zogbodomey: 131

Tableau XXIX: Résultats des analyses microbiologiques sur les échantillons de terre.....143
Tableau XXX: Caractéristiques microbiologiques des eaux des forages artésiens en saisons pluvieuse et sèche.....146
Tableau XXXI: Caractéristiques microbiologiques des eaux des sources en saisons pluvieuse et sèche.....146
Tableau XXXII: Cotes attribuées au paramètre " profondeur à la nappe" 156
Tableau XXXIII: Adaptation des classes de valeurs du paramètre H.....156
Tableau XXXIV: Adaptation des classes de valeurs du paramètre pluie efficace.....162
Tableau XXXV: Adaptation des classes de valeurs du paramètre infiltration (I).....165
Tableau XXXVI: Adaptation des classes de valeurs du paramètre perméabilité (K).....165
Tableau XXXVII: Poids des paramètres (méthode BRGM) 168
Tableau XXXVIII: Valeurs finales de vulnérabilité (méthode BRGM) 168
Tableau XXXIX: Classe d'indice pour la comparaison des méthodes BRGM et GOD **Erreur ! Signet non défini.**

LISTE DES PHOTOS

Photo 1: Quelques aspects du couvert végétal dans la région Zogbodomey (A) et à-Zagnanado (B).....44
Photo 2: Mesure du niveau statique avec une sonde lumineuse 62
Photo 3: Analyse in situ) flambage de robinet (A) dosage de pH et conductivité électrique (B) 64
Photo 4: Manipulation du dispositif d'extraction de mercure, phase de concentration (la méthode à la vapeur froide) au laboratoire (LCQEA).....66
Photo 5: Quelques matériels de prélèvement au laboratoire de Contrôle et Qualité des Eaux et Aliments ((LCQEA) 66
Photo 6: Prélèvement de terre dans un Champs de coton (Arrond de Avlamè) 67
Photo 7: Prélèvement de sol sur une terre de couverture de forage à Gbata (Arrond de Avlamè) 67
Photo 8: Colonies de coliformes et E. coli ; Technique par immersion (milieu Rapid E'coli), ...74
Photo 9: Milieux de culture SLZ (slanez) et BEA (Bile Esculine Agar) 75
Photo 10: Milieu de culture TSN (ensemencement en tube profond pour garantir l'anaérobiose).....76
Photo 11: Dégradation ou absence de la dalle au niveau des forages à Samionta (A) et à Gbata (B).....149
Photo 12: Manque d'hygiène dans le voisinage immédiat des sources et forages artésiens..152

RESUME

Cette étude a pour ’objectif de contribuer à la connaissance des déterminants de la contamination des eaux des sources et forages artésiens dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey. La démarche méthodologique a consisté à collecter et traiter les données climatologiques, les données planimétriques, les données démographiques. Pour comprendre le mécanisme de la composition de l’eau des sources et forages artésiens et de leur contamination, (03) méthodes sont utilisées : la géochimie, la télédétection et la La vulnérabilité intrinsèque.

Au total, 7 échantillons d’eau de sources artésiennes et 5 échantillons d’eau de forages artésiens ont été collectés et analysés au laboratoire. Les paramètres physiques (température, pH, conductivité électrique) des eaux souterraines des ouvrages ont été mesurés in situ à l’aide d’un pH-mètre et d’un conductimètre de terrain de marque WTW 340i. Les éléments majeurs tels que : Chlorures (Cl^-), Sulfates (SO_4^{2-}), Nitrates (NO_3^-) ont été analysés par spectrophotométrie d’absorption moléculaire. Les ions bicarbonates (HCO_3^-), magnésium (Mg^{2+}), calcium (Ca^{2+}) ont été dosés par la méthode titrimétrie. Les teneurs en ions sodium (Na^+) et potassium (K^+) ont été déterminées par spectrophotomètre d’absorption moléculaire. Dans les différents échantillons de sols prélevés, la détermination des nitrates et des nitrites extratibles dans les matières solides a été faite par la méthode colorimétrique. La méthode pour le dosage des métaux lourds est celle de la spectrophotométrie d'absorption atomique (AAS). La cartographie des linéaments est réalisée par interprétation des images satellitaires et les supports numériques tels que le MNT. La méthodologie développée dans cette partie, a permis d’accentuer et d’extraire les linéaments structuraux identiques à partir des images satellitaires. Les méthodes de cartographie de vulnérabilité utilisées sont des méthodes paramétriques de vulnérabilité intrinsèque. Deux méthodes, celles de BRGM et GOD ont été appliquées et comparées. Les résultats indiquent que la minéralisation des eaux des sources et forages artésiens de la région d’étude est liée à une abondance relative en cations dans l’ordre $Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$ et en anions de $HCO_3^- > NO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-}$ pour les sources artésiennes de Zagnanado et en cations dans l’ordre $Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+$ et en anions de $HCO_3^- > Cl^- > NO_3^- > SO_4^{2-}$ pour les forages artésiens échantiloonnés à Zogbodomey pendant les deux saisons. Les eaux sont d’une bonne qualité au regard des paramètres physico-chimiques, qui sont encore en dessous de la norme de potabilité de l’OMS, mais très contaminées par contre par des germes bactériologiques (coliformes totaux, *Escherichia coli*, etc.), surtout au niveau des sources artésiennes. L’absence de coliformes fécaux en saison sèche et leur présence subitement en saison pluvieuse de la même année au niveau des forages illustre le rôle de drain que jouent les linéaments. Cette étude a montré que la méthode de BRGM est un bon outil de prise de décision dans la prévention et la gestion des ressources en eau souterraine dans lesdites communes. La poursuite des études géochimiques en prenant en compte tous les compartiments qui influencent la minéralisation s'avère nécessaire.

Mots clés : Vulnérabilité; eau de sources; eau de forages artésiens ; Communes de Zagnanado-Zogbodomey.

ABSTRACT

In the communes of Zagnanado and Zogbodomey, access to drinking water for people is still worrying despite efforts made so far. The network SONEB only partially covers several boroughs. In drinking water supply problem is compounded disposal of wastewater, excreta, refuse and and nitrate leaching of surpluses, which are threats to water resources. This study aims at contributing to know the determinants of water sources and artesian wells contamination in Zagnanado and Zogbodomey respective municipalities. The methodology used is consisted of collecting and processing climate, planimetric data, water quality data and these of heavy metals in the soil. Three methodes such as geochemistry, remote sensing and intrinsic vulnerability were used to understand the mecanism of water springs and artesian wells contamination. A total of seven (07) samples of water from artesian spring and five (05) from artesian wells were collected and analyzed in laboratory. The physical parameters (temperature, pH, electrical conductivity) of undergroundwater books were measured in situ using a pH meter and a brand conductivity meter WTW 340i field. Major elements such as chloride (Cl^-) Sulphate (SO_4^{2-}), nitrate (NO_3^-) were analyzed by molecular absorption spectrophotometry. The bicarbonate ion (HCO_3^-), magnesium (Mg^{2+}), calcium (Ca^{2+}) were determined by the titrimetric method. The sodium ion content (Na^+) and potassium (K^+) were determined by atomic absorption spectrophotometer. The various samples taken from land, the determination of nitrates and nitrites extracted from soil were made by the colorimetric method. The method of heavy metals determination is that of the atomic absorption spectrophotometry (AAS). But before the dosage of soil sample, there was the mineralization step. The mapping of lineaments is achieved by interpreting satellite images and digital media such as the DTM. The methodology developed in this part, helped to accentuate and extract structural lineaments identical from satellite images. Vulnerability mapping methods are parametric methods inherent vulnerabilit. Two methods, BRGM and GOD were applied in order to be compared.The results indicate that the mineralization of water sources and artesian wells in the study area is related to a relative abundance of cations in the order $Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$ and anions $HCO_3^- > NO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-}$ for artesian springs Zagnanado and Na^+ cations in order $> Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+$ and anions $HCO_3^- > Cl^- > NO_3^- > SO_4^{2-}$ for artesian wells échantiloonnés to Zogbodomey in both seasons. The waters are of good quality natural in terms of physicochemical parameters, which are still below the WHO standard for drinking water, but very contaminated by bacteriological against bacteria (total coliform, E. coli, etc.) especially at the artesian springs.The absence of fecal coliform in the dry season and rainy season suddenly in the presence of the same year at drilling drain illustrates the role played by lineaments.The intrinsic sensitivity maps pollution are determined using methods and BGRM GOD. This study showed that the method of BRGM is a good tool for decision making in prevention and management of groundwater resources in those municipalities.Continued geochemical studies taking into account all compartments that influence mineralization is needed.

Keywords: Vulnerability, artesian water sources; artesian water boreholes; Public Zagnanado - Zogbodomey

INTRODUCTION GENERALE

L'eau est essentielle à toute forme de vie et on ne lui connaît aucun substitut (Sylla, 2011). L'eau douce est une denrée rare (de Marsily, 2013). Les eaux souterraines représentent généralement une excellente source d'approvisionnement en eau potable. Le filtre naturel constitué par les matériaux géologiques produit le plus souvent une eau de grande qualité, avec notamment de très faibles teneurs en micro-organismes et autres substances en suspension (Rasmussen *et al.,* 2006). Le maintien de cet avantage relatif requiert cependant que des mesures soient prises pour préserver de façon durable la qualité de la source d'approvisionnement. Ainsi, les eaux souterraines peuvent subir « l'influence directe » des eaux de surface : les contaminants de surface peuvent s'infiltrer rapidement et directement dans les eaux souterraines par les fissures ou les fractures naturelles et en fonction d'autres caractéristiques du sol, telles que l'indice de compacité du sol, la topographie de la région et la composition des formations aquifères (Vernoux *et al.*2014). Le captage d'un système aquifère par un ouvrage constitue une combinaison de composantes naturelles et de composantes créées par l'être humain. Les composantes naturelles incluent les milieux aquifères ainsi que leurs entrées et leurs sorties d'eau dans leur état naturel. Les composantes humaines exercent des pressions soit sur la quantité de la ressource, par l'exploitation même des ouvrages de captage, soit sur sa qualité, par des activités présentant des risques de contamination. Il s'agit donc d'un système hybride (Harbaugh et Bonham-Carter, 1970) que l'être humain ne peut ni connaître complètement ni gérer en exclusivité. Néanmoins, la composante « aquifère capté » doit demeurer le plus possible exempte de contamination. Quoi qu'il en soit, les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques de la région conditionnent le risque d'infiltration de contaminants dans l'aquifère. La qualité des eaux souterraines est le résultat d'une acquisition naturelle de minéralisation à laquelle se surajoutent les apports anthropiques (Champagne et Chapuis, 1993). Très souvent, la qualité est altérée par la nature ou les activités anthropiques à cause du déficit d'assainissement. Bien que l'eau recouvre trois cinquièmes de notre planète, elle pourrait venir à manquer. Gaspillage, changement climatique et pratiques agricoles intensives pompent peu à peu les réserves en eau douce de la planète et risquent de faire de l'eau «l'or bleu» du XXIe siècle (Chauvet, 2012). Allons-nous manquer d'eau au XXIe siècle?

Globalement, la réponse est non selon de Marsily, (2013). Il y aura toujours assez d'eau sur Terre pour les besoins en eau domestique d'une humanité en forte croissance, même si elle passera à 9 milliards d'habitants en 2050. Le vrai problème de l'eau est sa disponibilité locale

pour l'agriculture (pluviale ou irriguée), qui risque de faire défaut aux endroits cultivables et là où augmente très fortement la population (Asie, Afrique), dans des zones déjà en déficit hydrique. Environ 90% de nos besoins en eau sont pour nous nourrir. Pour Barlow (2014) l'humanité moderne a largement perdu son rapport avec l'eau à l'état naturel. Au lieu de voir l'eau comme l'élément essentiel des bassins versants vivants qui donne la vie à tous, certains considérent l'eau comme une ressource procurant confort, plaisir et profits. Alors, des polluants sont déversés dans les bassins versants, les rivières sont sur-exploitées et les eaux souterraines sont pompées plus vite que la nature ne peut les reconstituer.

Selon Payen (2013) 3,6 milliards d'humains utilisent une eau *"qui n'est pas sûre"* et plus de 1,8 milliard consomment même chaque jour une eau dangereuse, sans parler des coupures quotidiennes d'eau, un cauchemar récurrent dans de nombreux pays. Il y a, en 2013, plus d'habitants qui n'ont pas de robinet chez eux qu'au XX^{e} siècle, détaille l'auteur dans l'ouvrage qu'il a publié (De l'eau pour tous, éditions Armand Colin, 2013). Aujourd'hui, un tiers de l'humanité vit dans une situation dite de « stress hydrique », avec moins de 1 700 mètres cubes d'eau douce disponibles par habitant et par an. L'eau est un besoin fondamental et chaque être humain a droit à l'eau salubre. Mais, pour près d'un milliard de personnes, cette promesse n'est pas encore tenue. Ils vivent sans eau potable. La terre connait une véritable crise de l'eau. L'Asie du sud-est, l'Amérique du sud et l'Afrique sub-saharienne, sont les plus touchées par cette problématique. Au Bénin en général et dans ces deux communes en particulier, l'accès à l'eau potable pour les populations est toujours préoccupant malgré les efforts déjà consentis jusque là par l'Etat et d'autres intervenants. Le réseau de la Société Nationale des Eaux du Bénin (SONEB) ne couvre que partiellement les arrondissements de Cana I, de Cana II, de Zogbodomey-Centre, de Zagnanado centre, d'Agonlin-Houégbo et de Banamè. Selon les enquêtes d'EMICOV/INSAE (2008), le taux de population n'ayant pas accès à l'eau potable était estimé à 40,8% à Zogbodomey et de 60 % à Zagnanado. Le reste de la population de Zogbodomey satisfait ses besoins en eau potable majoritairement à travers des forages (qui existent dans tous les arrondissements de cette commune) et celle de Zagnanado satisfait ses besoins en eau potable au niveau des sources naturelles. Mais le grand problème reste l'accessibilité physique à ces infrastructures hydrauliques du fait de l'isolement de certains hameaux et de l'état des pistes d'accès à ces points d'eau. Pour s'approvisionner, les femmes et les enfants, surtout les filles, font la corvée de l'eau à longueur de journée. Qu'il s'agisse de la commune de Zagnanado ou de Zogbodomey, les populations de certaines localités continuent d'utiliser l'eau des puits, des marigots et des cours d'eau de qualité douteuse. Dans la région de Zagnanado et Zogbodomey, les sources et

forages artésiens constituent une source importante d'approvisionnement en eau des populations, surtout celle des milieux ruraux. La qualité de l'eau n'est pas un problème moindre que celui de sa quantité. Dans de très nombreux pays, les déchets ou les eaux usées sont rejetés sans traitement dans les rivières (Barhoumi-Andreani *et al.,* 2004). Cela a des conséquences sur la santé. En effet, de nombreuses maladies sont transmises par l'eau polluée. L'Afrique reste confrontée à un immense « stress hydrique », s'expliquant par une forte pénurie d'eau qui pèse sur une partie importante des populations. Au sud du Sahara, environ 300 millions de personnes n'ont pas accès à l'eau potable (plus du tiers de la population du continent) et un habitant sur deux souffre de maladies résultant de la pénurie ou de la mauvaise qualité de l'eau (Barhoumi-Andreani *et al.,* 2004). De plus, au nombre des 37 maladies majeures qui sévissent dans les pays en voie de développement, 27 sont d'origine hydrique. Toujours dans ces pays, 15 millions d'enfants meurent chaque année pour cause de consommation d'eau impropre (UNICEF, 1994 ; Briand et Lemaitre, 2004). En outre, les statistiques fournies dans les différents annuaires statistiques de la santé au Bénin, montrent que les maladies liées à l'eau (diarrhées, les affections gastro-intestinales ; affections dermatologiques, etc.) apparaissent parmi les 10 premières affections notifiées en consultation et en hospitalisation dans les formations sanitaires au niveau national (DPP/MS, 2008 ; 2009 ; 2010 ; 2011 ; 2012 ; 2013). Des analyses réalisées sur des échantillons d'eau prélevés à partir des ouvrages de captage ont mis en évidence l'existence, sur le territoire béninois, de problèmes de contaminations bactériennes et minérales (pollutions fluorées et azotées) qui peuvent avoir un impact à court, moyen ou long terme sur la santé des consommateurs (Durand, 2012). Dans la commune de Zagnanado, la concentration bactérienne dans les eaux des sources artésiennes la plus forte a été de 6800 coliformes totaux et de 980 coliformes fécaux pour 100 ml (Lalèyê, 2012). Ces eaux sont fortement contaminées: de tels niveaux de contamination par des coliformes fécaux ne sont pas compatibles avec une source d'eau souterraine naturelle. Cette variation de la concentration de bactéries dans l'eau brute est le reflet des activités de surface qui ont lieu dans la zone et qui exercent une influence sur la nappe. Le problème d'hygiène et d'assainissement revêt une acuité particulière dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey (PDC, 2012-2016) et se manifeste comme suit:

- la quasi inexistence de latrines publiques et privées familiales dans tous les arrondissements avec pour conséquences, la pollution de l'environnement par les fèces humaines et l'insalubrité dans la commune ;

- la présence des eaux usées aux alentours des routes et des habitations due au fait que l'évacuation desdites eaux se fait à l'échelle individuelle au niveau des ménages ;
- la présence des ordures ménagères aux alentours des routes et des habitations avec des dépotoirs sauvages du fait de l'inexistence de structures de pré-collecte et de collecte des ordures ménagères et de l'absence d'un système de traitement et de gestion desdites ordures dans la commune ;
- l'inexistence de cimetières publics fait que la plupart des morts sont enterrés dans les maisons.
- l'inondation périodique avec l'insalubrité qui s'en suit au niveau des abords des voies dans certains chefs lieu d'arrondissement de la région du fait de la quasi inexistence d'ouvrages d'assainissement (caniveaux pour l'évacuation des eaux usées).

Le secteur de l'eau, de l'hygiène et de l'assainissement est un secteur prioritaire d'intervention au plan mondial et au plan national. L'accès à une eau potable demeure un défi pour de nombreuses communautés béninoises et est, pour beaucoup d'utilisateurs, basé essentiellement sur l'exploitation des réserves en eaux souterraines. L'utilisation de cette ressource doit être aussi guidée par la maîtrise de la problématique de sa qualité.

Eu égard aux besoins présents et à venir de tous les secteurs potentiels d'utilisation, et face aux préoccupations en matière de préservation de la ressource, le diagnostic de l'eau des sources et forages artésiens est nécessaire. Dans ce contexte général de pluralités de déterminants de la contamination des eaux, l'exploitation des eaux des sources et forages artésiens est-elle sans menaces ?

Quel est l'état de dégradation qualitative des eaux des forages et sources artésiens dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey ?

Quels sont les impacts des activités anthropiques sur la qualité des eaux des sources et forages artésiens?

Quelle est la vulnérabilité des eaux souterraines au regard des caractéristiques géologiques et hydrogéologiques du milieu? Si l'accord est établi quant à l'impact de la dégradation de l'environnement sur la qualité de l'eau souterraine, il est nécessaire d'appréhender la part des déterminants dans la pollution de l'eau des sources et forages artésiens dans la région d'étude. Des études appropriées s'avèrent nécessaires afin d'améliorer leurs connaissances. Ces connaissances sont indispensables pour une gestion rationnelle et durable dans le milieu d'étude et pour améliorer l'accès à l'eau potable de la population. C'est dans ce contexte que s'inscrit cette étude intitulée : **Identification et analyse des déterminants de la**

contamination des eaux des sources et forages artésiens dans les communes de Zagnanado et Zogbodomey au benin.

Pour la résolution de la problématique, des objectifs de recherches ont été fixés.

L'objectif général de cette recherche a été : d'analyser les déterminants de la contamination des eaux des sources et forages artésiens dans les communes de Zagnanado et Zogbodomey.

De façon spécifique, il s'est agi :

- de déterminer l'impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux des sources et forages artésiens des communes de Zagnanado et de Zogbodomey ;
- d'établir une relation entre les eaux de ruissellements et les eaux des sources et forages artésiens **;**
- de caractériser la vulnérabilité des aquifères du milieu vis-à-vis de la pollution venant de la surface du sol ;

Les objectifs de l'étude nous ont permis de formuler quelques hypothèses de travail.

Pour mener à bien cette étude, les hypothèses suivantes ont été formulées :

- les activités anthropiques ont un impact sur les eaux des sources et forages artésiens des communes de Zagnanado et de Zogbodomey ;
- les eaux de ruissellement contribuent à la détérioration des eaux des sources et forages artésiens ;
- la vulnérabilité des aquifères vis-à-vis de la pollution venant de la surface du sol dépend des caractéristiques géologiques et hydrogéologiques naturelles du milieu.

Ce mémoire est structuré huit chapitres.

Le chapitre (1) présente la synthèse bibliographique.

Le chapitre (2) porte sur les caractéristiques du milieu d'étude.

Le chapitre (3) présente l'approche méthodologique.

Le chapitre (4) décrit les variabilités saisonnières de la qualité des eaux des sources et forages artésiens des communes de Zagnanado et de Zogbodomey.

Le chapitre (5) présente le rôle des linéaments et met en évidence la relation entre les eaux de ruissellement et les eaux des sources et forages artésiens.

Le chapitre (6) présente les travaux réalisés sur la cartographie de la vulnérabilité à la pollution des aquifères continus et niveau de pollution par les nitrates de la nappe superficielle des communes de Zagnanado et de Zogbodomey.

Le chapitre (7) est consacré à la discussion générale et suggestion.

CHAPITRE I : DEFINITION OPERATOIRE DES CONCEPTS ET SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Introduction

La vulnérabilité de la nappe phréatique à la pollution chimique et le diagnostic des eaux de sources et forages dans la région sont étudiées en se fondant sur la synthèse bibliographique, les indicateurs, normes conçus et aussi sur le plan scientifique. Pour mieux appréhender l'identification et l'analyse des déterminants de la contamination des eaux des sources et forages artésiens, il a été nécessaire de faire la synthèse des connaissances et préoccupations actuelles sur le sujet.

1.1. Définition des concepts

La clarification des principaux concepts de la présente étude a présidé à la définition de son cadre thématique en fonction des objectifs fixés.

Les principaux concepts de la présente étude ont été définit au regard de leur sens initial et de leur évolution. Le mécanisme d'acquisition de la composition de l'eau et de sa contamination (l'occupation des sols, les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques naturelles etles différentes activités humaines proches des sources et forages artésiens) a conduit à orienter les concepts et à les adapter afin d'en faciliter la compréhension, de mieux définir les méthodes et interpréter les résultats de recherche.

***Aquifère :**

Un aquifère est un corps (couche, massif) de roches perméables comportant une zone saturée suffisamment conductrice d'eau souterraine pour permettre l'écoulement significatif d'une nappe souterraine et le captage de quantité d'eau appréciable. Un aquifère peut comporter une zone non saturée (Margat et Castany, 1979). L'aquifère est homogène quand il a une perméabilité d'interstices (sables, graviers); la vitesse de percolation y est lente. Il est hétérogène avec une perméabilité de fissures (granite, calcaire karstique); la vitesse de percolation est plus rapide.

***Artesien :**

Ce terme qualifie un puits, un forage, d'où l'eau jaillit naturellement. Par extension ; il qualifie l'eau jaillissante, la charge hydraulique d'une nappe captive dont l'altitude est au-dessus du sol, une nappe souterraine ou un aquifère captif dont l'eau est potentiellement jaillissante, une structure hydrogéologique comportant un ou plusieurs aquifères à potentiels

au dessus du sol (" bassin artésien "), une source issue d'une nappe captive (Comité National Français des Sciences Hydrologiques, 2000).

* **Forage** :

Le forage est un ouvrage de faible diamètre et de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de mètres de profondeur (Laurent *et al.* 2011).

*** Nappe** :

Une nappe est l'ensemble des eaux comprises dans la zone saturée d'un aquifère, dont toutes les parties sont en liaison hydraulique (Margat et Castany, 1979). Il existe deux grands types de nappes souterraines selon la perméabilité du toit de la nappe (Eso ,1987).

Une nappe phréatique (en grec "phrear" qui veut dire "puit") est une nappe que l'on rencontre à faible profondeur. Elle alimente traditionnellement les puits et les sources en eau potable. C'est la nappe la plus exposée à la pollution en provenance de la surface http://www.actuenvironnement.com/ae/dictionnaireenvironnement/definition/nappephreatique (2/4/2015)

- ✓ **Nappes libres :**

Les nappes libres se situent dans un réservoir dont le toit est perméable pour permettre l'arrivée d'eau, et la base imperméable pour la retenir dans le réservoir. De ce type de nappe naissent trois types de sources :

- ✓ **Sources d'émergence :**

Les sources d'émergence sont issues de nappes libres et naissent au moment où la surface de la nappe d'eau souterraine rencontre la surface du sol. L'écoulement dans la nappe permet à l'eau de s'écouler à l'extérieur de l'aquifère (réservoir).

- ✓ **Sources de déversement :**

Les sources de déversement se produisent lorsque la base imperméable de l'aquifère rencontre la surface du sol. L'eau souterraine continue alors son écoulement sur la surface du sol.

- ✓ **Source de débordement :**

Les eaux de nappe libre, située en dessous d'une formation perméable, passent sous une formation imperméable. Au contact de ce changement de perméabilité du toit de la nappe, se crée une source par débordement. Toutes les eaux ne peuvent plus s'écouler sous la nouvelle formation géologique, il y a un trop plein et donc débordement.

- ✓ **Nappes captives :**

Les nappes captives se situent dans un réservoir dont le toit et la base sont imperméables. L'eau est "emprisonnée" entre les deux formations. Elle subit une pression égale à la masse de terrain située au-dessus. Lors d'un forage, le niveau de la nappe peut remonter au-dessus de la

surface du sol et jaillir. A la suite d'un forage au travers du toit imperméable, l'eau remonte et peut jaillir: la nappe est artésienne. Le jaillissement peut disparaître par la suite si la nappe est exploitée au point de diminuer sa pression (cas historique du forage artésien de Grenelle). Ce phénomène est appelé artésianisme. Lors du forage l'eau se trouve libérée de la formation imperméable qu'elle avait au-dessus d'elle. Elle ne subit plus la pression des terrains au-dessus mais uniquement la pression atmosphérique, ce qui explique qu'elle remonte et peut jaillir. Des sources artésiennes peuvent naître de ce type de nappe.

***Origine ou** (Déterminant) de la contamination :

L'origine ou la source de contamination correspond au lieu d'infiltration du contaminant. Dans le cadre de la cartographie de la vulnérabilité, on fait l'hypothèse que la contamination prend place au niveau de la surface du sol (figure 1). Les pertes ou fuites de réseaux d'eaux usées ne sont pas considérées dans ce concept.

- Le chemin est la trajectoire du courant d'un contaminant potentiel de son point de parution (origine), à travers un système, au point qui doit être protégé (cible). Pour la protection de la ressource, le chemin consiste au passage, principalement vertical dans l'abri protecteur. Pour la protection de la source, ce chemin inclut aussi le courant horizontal, dans la nappe d'eau souterraine.
- La cible (récepteur) est quant à elle l'eau souterraine qui fait l'objet d'une protection : pour la protection de la ressource, il s'agit de la surface des eaux souterraines (interface entre la zone non saturée et la zone saturée) et pour la protection d'une source d'approvisionnement, il s'agit du captage d'eau (forage, exutoire) (COST Action 620, 2004).

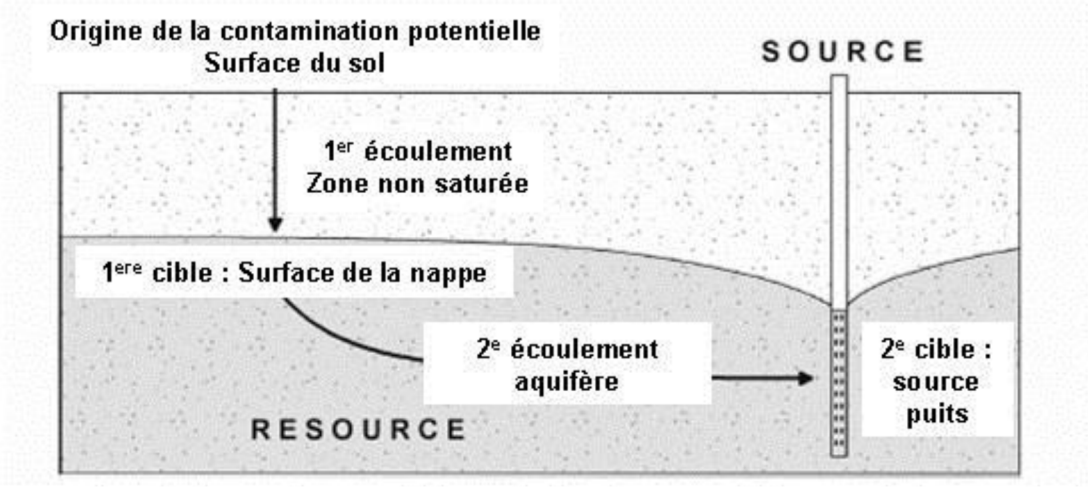


Figure 1.: Approche européenne de la cartographie de la vulnérabilité basée sur le modèle conceptuel origine-écoulements-cible (COST Action 620, 2004)

*** Pollution** :

La pollution correspond à une dégradation du milieu naturel, elle fait référence à des normes réglementaires ou tout du moins scientifiques. Est considéré comme polluant un élément qui représente un risque avéré ou potentiel sur la santé humaine et/ou sur les milieux naturels. (Laurent *et al.,* 2011).

*** Source :**

La source peut être définie comme un point, une zone ou un endroit à la surface du sol d'où coule ou émerge naturellement une quantité d'eau déterminée provenant d'un aquifère (Custodio *et al.,* 2002).

- ✓ **Source artésienne :**

La source où l'eau sort sous pression artésienne, généralement par une fissure ou une autre ouverture de la formation imperméable qui recouvre la formation aquifère (Castany et Margat, 1977). Le jaillissement peut disparaître par la suite si la nappe est exploitée au point de diminuer sa pression (cas historique du forage artésien de Grenelle).

1.2. Typologie des polluants

Les usages de l'eau et des sols ont des impacts sur la qualité des ressources en eau en introduisant dans les systèmes aquatiques des éléments (polluants) qui perturbent leur fonctionnement et qui réduisent les capacités d'usages de ces milieux.

1.2.1. Matières organiques

Elles sont naturellement émises par les végétaux et animaux mais elles peuvent également être déversées par des élevages ou des industries. Leur surplus dans le milieu entraîne alors une asphyxie de celui-ci du fait de leur minéralisation qui absorbe l'oxygène.

- **L'azote**

Il provient des eaux usées domestiques, des effluents industriels (agro-alimentaires, papeteries...) et principalement du lessivage des engrais et effluents d'élevage dans les zones agricoles. Présent sous forme organique ou ammoniacale (NH_4^+) dans les effluents, il se transforme en nitrate (NO_3^-) dans le milieu naturel (Laurent *et al.* 2011). Pour accroître les rendements des cultures, l'agriculture emploie des intrants et produit des effluents d'élevage. Ces activités sont source de pollution des eaux lorsque la capacité de prélèvement des végétaux et d'épuration naturelle des sols sont dépassées. Même en l'absence de toute fertilisation azotée, on trouve de l'azote dans les sols. Cela résulte de la fixation de l'azote atmosphérique par certaines plantes comme les légumineuses, par l'intermédiaire des nodosités de leurs racines. Un sol normal contient environ 1000 kg d'azote (N) par hectare,

sous forme de matière organique plus ou moins fraîche ou en cours de décomposition (Viennot *et al.* 2009). La décomposition étant très lente (jusqu'à plusieurs dizaines d'années), seule une fraction de l'azote est transformée chaque année en nitrates. En régime normal, les nitrates sont remplacés par de la matière organique fraîche et le stock d'azote reste relativement constant. Les nitrates non consommés par la végétation sont lessivés par les eaux d'infiltration en saison pluvieuse. Ils parviennent dans les nappes phréatiques. Tout changement de l'occupation du sol peut perturber cet équilibre. Le labourage d'une savane arbuste ou le défrichage d'une forêt engendrent ainsi une augmentation des flux de nitrates vers les nappes car le stock de matière organique se décompose et s'oxyde plus vite (Viennot *et al.,* 2009).

Si le changement d'occupation des sols peut entraîner une production de nitrates, la source majeure d'origine humaine en est l'apport d'engrais azotés. Celui - ci s'effectue directement sous forme de nitrates, d'ammonitrates à base de nitrates d'ammonium (NH_4 NO_3) et d'urée (CON_2H_4). Ces deux derniers se transforment ensuite dans le sol en nitrates. Les apports en azote aux cultures s'expriment généralement en kilo d'azote par hectare, que ce soit des nitrates, de l'ammoniac, de l'urée, etc.

Si la majorité de cet azote est consommée par les plantes, comme pour les nitrates d'origine naturelle, une partie est lessivée par l'eau de pluie et peut donc rejoindre les cours d'eau par ruissellement ou drainage superficiel. L'azote peut également s'infiltrer vers les nappes souterraines. Aujourd'hui, le taux de fixation de l'azote atmosphérique en azote réactif lié à l'activité humaine représente près du double de celui des milieux naturels. Le cycle de l'azote est, à l'échelle de la planète, le plus profondément perturbé des grands cycles biogéochimiques (Viennot, 2009).

Du sol aux nappes, qu'ils soient d'origine naturelle ou humaine, les nitrates en excès vont être entraînés dans les sols par les pluies. L'infiltration, qui représente l'alimentation des nappes, s'effectue généralement en saison pluvieuse. L'évapotranspiration est alors faible.

Les nitrates, ne sont ni retenus ni dégradés au cours de cette migration et atteignent donc inexorablement les nappes profondes. L'eau souterraine chemine dans le sous-sol sous l'effet de la gravité, s'accumule dans la roche aquifère pour constituer une nappe dans laquelle elle continue à circuler (renouvellement de l'eau) avant de ressortir à l'air libre, alimentant une source ou un cours d'eau. L'eau et les nitrates dissous progressent très lentement dans les nappes (1 mètre par jour, voire moins). La norme de concentration maximale en nitrates de l'eau potable admise par l'Organisation Mondiale de la Santé est de 50 mg de nitrates par litre d'eau. En eux-mêmes les nitrates (NO_3^-) ne sont pas toxiques pour l'homme. Le problème

provient de leur transformation possible en nitrites (NO_2^-) par des bactéries présentes dans le tube digestif. On suspecte les nitrates de favoriser ainsi l'accroissement des cas de cancers du côlon (Institut National de Santé Publique du Québec, 2003). Les nitrates ne sont pas les seuls polluants résultant des pratiques de l'agriculture industrielle. Le recours systématique aux pesticides est aussi une cause majeure de pollution de l'eau souterraine par l'agriculture. Mais la teneur en nitrates, plus facile à doser et à surveiller, est le plus souvent très bien corrélée à la contamination en pesticide, et constitue par là même, un bon indicateur des autres altérations de la qualité de l'eau causées par l'agriculture industrielle.

1.2.1.1. Contamination de l'eau des sources et forages artésiens par les nitrates

Les nitrates sont très solubles dans l'eau, si bien qu'ils ne peuvent pas être filtrés et ne se dégradent pas dans les eaux souterraines. Contrairement aux bactéries, les nitrates ne meurent pas. Ils migrent donc aisément dans la nappe phréatique lorsque les niveaux excèdent les besoins de la végétation (INSP Québec, 2003). La toxicité des nitrates résulte de leur réduction en nitrites et de la formation de méthémoglobine d'une part, et de leur contribution possible à la synthèse endogène de composés N-nitrosés d'autre part. Les nitrates sont de très bons indicateurs de pollutions diffuses. Ces derniers ont comme origine naturelle principale la dégradation de la matière organique. Dans les eaux naturelles non polluées, le taux de nitrates est très variable (de 1 à 12 mg/L), suivant la saison et l'origine des eaux (Desbordes, 2001). La présence de nitrates dans l'eau de consommation est principalement attribuable aux activités humaines (I N S P Québec, 2003). L'utilisation de fertilisants synthétiques et de fumiers, associée aux cultures et à l'élevage intensifs, favorise l'apparition de nitrates dans l'eau. Les installations des fosses septiques déficientes, de même que la décomposition de la matière végétale et animale, peuvent aussi être une source de nitrates dans l'eau (INSP Québec, 2003). Le risque de contamination est plus important si le sol recouvrant la nappe d'eau est vulnérable (ex : sablonneux) et si la nappe est peu profonde (puits de surface). Les concentrations de nitrates et de nitrites dans l'eau peuvent être exprimées sous forme de nitrates (ou nitrites) ou sous forme d'azote. Un milligramme de nitrates par litre (mg/l de NO_3) équivaut à 0,226 mg de nitrates sous forme d'azote, par litre (mg-N/l). Dans le cas des nitrites, 1mg/l équivautà 0,304 mg-N/l (INSP Québec, 2003).

1.2.2. Métaux lourds

Les métaux lourds qui entrent dans l'environnement aquatique proviennent de sources naturelles et de sources anthropogènes. Leur entrée peut être le résultat soit de déversements effectués directement dans les écosystèmes marins et dans les eaux douces, soit d'un

cheminement indirect comme dans le cas des décharges sèches et humides et du ruissellement agricole. Inhérentes au développement des activités humaines, les sources potentielles de pollution des eaux souterraines se sont multipliées au cours du dernier siècle (Danielpol *et al.*, 2003; Datry, 2003). Les métaux lourds, plus particulièrement le Plomb, le Zinc et le Cuivre, font partie des cas de pollution représentant un problème environnemental majeur. Ils peuvent migrer dans les eaux souterraines, s'accumuler dans la chaîne alimentaire et présenter des risques pour la santé humaine (Jourdan *et al.* 2005). Les sources anthropiques d'émissions de substances métalliques sont multiples, et sont principalement dues à l'intensification des activités urbaines, agricoles ou industrielles. Ces activités intensives génèrent de fortes concentrations en métaux lourds (Cu, Zn, Pb, Cd) et des polluants organiques dans le sol qui peuvent être alors accumulés par la plante (Gremion, 2003). Dans les aires urbaines, la production des déchets et leur mode d'élimination est une des activités qui produisent aussi de grandes quantités de polluants métalliques. La plupart des constituants des déchets urbains contiennent des métaux lourds tels que les piles (Hg, Zn, Pb, Cd), les peintures (Cr, Cd, Pb), les plastiques (Cd, Ni), les papiers cartons (Pb) etc. (De Miquel, 2001; Aloueimine, 2006). Les activités urbaines liées au développement des villes et des réseaux routiers sont également une source potentielle de métaux lourds, en particulier de cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb et zinc (Pagotto, 1999). La pollution ainsi générée se retrouve soit dans les eaux de ruissellement de chaussées routières (Mikkelsen *et al.*, 1996; Colandini, 1997; Barbosa et Hvitved-Jacobsen, 1999), soit sous forme de poussières atmosphériques (Lagerwerff et Specht, 1970; Angelone *et al.*, 1999; Février, 2001). Généralement, la majorité des polluants métalliques qui sont susceptibles d'atteindre les eaux souterraines transitent par le sol. Lors de ce passage, ils peuvent subir des transformations bio-physico-chimiques, qui auront pour effet soit de les immobiliser ou de les retarder, ou favoriser leur solubilisation et leur transport par les eaux d'infiltration (Février, 2001). Les sources anthropogènes sont les suivantes:

i. Effluents d'extractions minières ;
ii. Effluents industriels ;
iii. Effluents domestiques et ruissellements orageux urbains ;
iv. Lessivage de métaux provenant de décharges d'ordures ménagères et de résidus solides ;
v. Apports de métaux provenant de zones rurales, par exemple métaux contenus dans les pesticides ;
vi. Sources atmosphériques, par exemple combustion de carburants fossiles, incinération des déchets et émissions industrielles ;

vii. Activités pétrochimiques.

Le tableau 1.1 présente quelques exemples de sources industrielles et agricoles, d'où peuvent provenir les métaux présents dans l'environnement (Biney *et al.* 1994). Dans certains pays africains, les activités minières sont à l'origine d'importants apports de métaux lourds dans l'environnement; citons par exemple le mercure en Algérie, l'arsenic en Namibie et en Afrique du Sud, l'étain au Nigéria et en RDC, et le cuivre en Zambie. Les quelques métaux lourds dosés dans ce travail sont :

*** cadmium:** lorsque des teneurs élevées de cadmium sont rencontrées dans les eaux des nappes phréatiques, son origine doit être recherchée dans des effluents industriels (galvanoplastie, en particulier). Le cadmium peut être entraîné par les pluies à partir des fumées industrielles. De plus, la présence de cadmium comme contaminant dans les engrais et les boues de station d'épuration utilisées en agriculture peut contribuer à la pollution de l'aquifère (Desbordes, 2000).

***mercure :** il est présent dans les rejets de certaines activités industrielles : raffinerie, cimenterie, sidérurgie, traitement des phosphates, raffinage du mercure, combustion des hydrocarbures fossiles et du charbon, industries de la pâte à papier, etc. Il entre dans la fabrication d'appareillages électriques, d'instruments de contrôle, de peintures marines et de certains fongicides. Les sels de mercure divalents sont solubles pour la plupart (Desbordes, 2000).

*** plomb :** ce métal est très répandu et très utilisé dans l'industrie; les possibilités de pollution sont extrêmement nombreuses et variées. Les activités humaines (emploi de plomb tétraéthyl dans les carburants comme antidétonant, utilisation de combustibles fossiles) entraînant la formation d'aérosols plombifères constituent, actuellement, la principale source de plomb dans l'eau. Le dépassement des concentrations autorisées en plomb au robinet du consommateur est généralement produit par la présence de tuyaux en plomb ou de brasures de plomb (Desbordes, 2000). Cette liste d'éléments de traces métalliques n'est pas exhaustive : les micro-polluants métalliques comprennent également le zinc, le cuivre, l'aluminium, le bore, le cobalt, le molybdène, le sélénium, le thallium, le magnésium, le fer, le manganèse (ces deux derniers éléments faisant partie des paramètres de la qualité naturelle des eaux souterraines).

1.2.3. Produits phytosanitaires

Ce sont les désherbants, insecticides et fongicides. Ils sont composés de molécules fortement actives sur les organismes. Ils sont utilisés en agriculture, mais aussi pour le désherbage des voiries, le traitement des espaces verts et les jardins d'amateurs.

Les risques sur la santé et les milieux naturels sont importants puisque nombre de ces produits sont cancérigènes, ou entraînent pour le moins une perturbation des fonctions digestives, respiratoires, endocriniennes ou nerveuses, des malformations génitales, une baisse de la fertilité masculine et des problèmes immunitaires (Laurent *et al.* 2011).

Tableau I: Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement

Utilisations	Métaux
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni,
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides, conservateurs)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn
Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, V, Pb, Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd

Source : Biney *et al.* 1994

1.2.4. Pollution microbiologique

De nombreux microorganismes, virus, bactéries et protozoaires, voire des champignons et des algues sont présents dans l'eau. Les conditions anaérobies généralement rencontrées dans les eaux souterraines en limitent cependant la diversité. Les bactéries, virus et autres agents pathogènes rencontrés dans les eaux souterraines proviennent de fosses septiques, des décharges, des épandages d'eaux usées, de l'élevage, de matières fermentées, de cimetières, de rejets d'eaux superficielles. Ces pollutions peuvent être aussi dues à des fuites de canalisations et d'égouts ou à l'infiltration d'eaux superficielles (Desbordes, 2000). La grande majorité de ces microorganismes nocifs, susceptibles d'engendrer des infections humaines redoutables, diffuse dans l'environnement hydrique par l'intermédiaire de souillures fécales humaines ou animales. Les pollutions microbiologiques se rencontrent surtout dans les aquifères à perméabilité de fissure (craie, massifs calcaires), dans lesquels la fonction épuratrice du sous-sol ne peut s'exercer et dans lesquels la matière organique est dégradée partiellement. Les émergences de type karstique avec des circulations souterraines rapides sont par conséquence très vulnérables à cette pollution. Dans les aquifères à porosité intergranulaire, une contamination bactérienne implique une source proche de pollution (puisard, défaut d'étanchéité du captage, rejet de station d'épuration, décharges etc.).

La surveillance microbiologique des eaux de distribution concerne les paramètres suivants: coliformes thermotolérants (Escherichia coli, Enterobacter cloacae, Salmonella, Yersinia enterocolitica, etc.), streptocoques fécaux (genres Enterococcus et Streptococcus) et bactéries aérobies revivifiables à 22°C (germes saprophytes) et à 37°C (germes pathogènes ou plutôt hébergés par l'homme et par les animaux à sang chaud) (Desbordes, 2000). L'intérêt de l'analyse microbiologique des eaux étant de protéger la santé humaine, l'analyse physico-chimique seule est insuffisante, il faut également l'analyse microbiologique afin d'avoir tous les éléments d'appréciation.

1.2.5. La survie des microorganismes d'origine fécale dans les eaux

Le temps, l'état physique du substrat et autres facteurs déterminent la suivie des populations microbiennes. Au niveau du sol, la filtration naturelle peut prendre des années. Puisque des bactéries telles que *E. coli* survivent pendant des semaines ou des mois dans l'eau et six mois ou plus dans le sol, elles devraient, en principe, disparaître de l'eau qui s'écoule et mourir durant le processus de filtration naturelle (Givord et Dorioz, 2010). D'après des études sur la durée de vie de *E. Coli* dans divers types de sols, le temps de survie dans le compartiment sol est très variable : il se compte parfois en semaine, mais aussi en mois, et même quelquefois en

année, par exemple dans le cas d'un sol gelé (Majdoub *et al.*, 2003 ; Givord et Dorioz , 2010). Cependant, l'efficacité du processus de filtration naturelle peut dépendre de plusieurs facteurs, dont une liaison assez directe entre les eaux de ruissellement et la nappe aquifère. S'il existe un passage direct entre un puits ou un aquifère et les eaux de ruissellement, les bactéries vivantes peuvent pénétrer directement dans la source d'eau souterraine. On peut craindre qu'une activité se déroulant hors ou sur les terres de couverture des aquifères de la zone d'étude (les décharges sauvages, latrines inadéquates et centre d'enfouissement) contribue à la pollution des eaux de la nappe (Givord et Dorioz, 2010).

1.2.6. Mécanisme d'acquisition de la composition de l'eau souterraine et de sa contamination

L'apparition des problèmes de pollution a conduit depuis quelques années à réfléchir sur les possibilités d'action en vue de protéger les ressources en eaux souterraines ou de les décontaminer après accident. Mais actuellement il apparaît que, aussi bien pour expliquer l'origine des faciès chimiques observés" que pour organiser une prévention efficace contre les risques de pollution, il est nécessaire de se préoccuper de mieux comprendre les mécanismes selon lesquels l'eau acquiert progressivement sa composition chimique dans des conditions naturelles (Bonnet et Landreau, 1977).

1.2.6.1. Transfert et évolution des polluants

Dans le milieu souterrain, l'évolution des polluants est très lente, comparativement à ce qui se passe en surface. Il s'écoule des mois, des années, ou même des dizaines d'années, entre le début de la pollution et sa mise en évidence. Les volumes infiltrés peuvent donc être très importants. Le milieu souterrain intègre successivement tous les événements polluants, et les nuisances peuvent se maintenir très longtemps après le tarissement des sources de pollution. Les bactéries sont retenues dans les premiers centimètres du sol. Les virus sont en revanche plus mobiles et peuvent contaminer la nappe sous jacente. Le temps de transfert d'un polluant chimique à la nappe varie de quelques jours à plusieurs années (Bonnet et Landreau, 1977). Il dépend principalement de:

- l'épaisseur de la zone non saturée, c'est- à- dire la profondeur de la surface piézométrique (valeur indéterminé) ;
- la perméabilité du réservoir (fissuration) ou le pouvoir de filtration ;
- les caractères du polluant.

Les terrains à perméabilité d'interstices (sables, grès) connaissent un temps de transfert très court. Les roches à perméabilité de fissures (calcaires) connaissent un temps de transfert élevé (Bonvoisin, 2001). Le soluté traverse la zone non saturée, et d'abord le sol, caractérisé par la présence d'oxygène, de minéraux argileux et de matières organiques. Les réactions adsorption/désorption entraînent un retard dans le transfert du polluant. Ces deux phénomènes sont favorisés par la présence d'argiles, d'oxydes et d'hydroxydes, et par les constituants organiques. L'adsorption prédomine sur la désorption. Les métaux sous forme ionique sont retenus par échanges d'ions ou adsorption, par les argiles, acides humiques et hydroxydes. Par suite du phénomène de désorption, les cations sont libérés progressivement. La pollution persiste dans l'eau souterraine, longtemps après l'introduction du polluant. Cette rémanence peut durer des mois, voire des années. En zone saturée, la vitesse de propagation du soluté n'est pas identique à celle de l'eau souterraine. Elle dépend du type de polluant, en particulier de sa viscosité, et de sa concentration (phénomène de diffusion). Le débit de la nappe et les fluctuations de la surface piézométrique jouent également un rôle (Bonvoisin, 2001).

1.2.6.2. Transfert dans le sol

Les argiles et la matière organique peuvent aider à retenir des composés organiques dans le sol (humus). Les interactions chimiques entre les solides peuvent être très complexes. Plus la molécule est grosse, mieux elle sera adsorbée sur les argiles et la matière organique. Les composés constitués de carbone, d'hydrogène, de brome, de chlore ou d'iode sont hydrophobes. Ceux composés d'azote, de soufre, d'oxygène ou de phosphore sont hydrophiles. L'hydrophobicité d'une molécule favorise son accumulation dans le sol. Son caractère hydrophile favorise sa lixiviation et donc son transfert à la nappe. Grâce à ses propriétés d'adsorption et d'échange, dues à la présence de colloïdes minéraux et organiques, le sol peut retenir un grand nombre de substances très diverses. Les polluants peuvent être piégés dans les pores du sol, trop étroits pour que les bactéries puissent y pénétrer. Ils deviennent inaccessibles aux microorganismes et s'accumulent. Les phosphates sont fortement retenus par le calcium ou sur les bords des feuillets argileux. Certains herbicides, comme l'atrazine, sont très fortement retenus dans les sols. Les polluants peuvent être piégés dans des structures argileuses, ou complexés avec des polymères organiques résistants à la biotransformation (lignines, composés humiques). Certaines molécules sont résistantes, sur de très longues périodes, à toute action de dégradation. L'accumulation peut être due également à des conditions non favorables au développement des microorganismes (manque de nutriment par exemple). Les polluants et leurs produits de dégradation peuvent aussi être piégés temporairement par les animaux ou les végétaux. C'est le phénomène de bioaccumulation. Le

sol joue donc un rôle fondamental da la fixation des micropolluants. Il fait également fonction de stockage et de tampon en ce qui concerne la pollution aux nitrates de la nappe (Bonvoisin, 2001).

1.2.6.3. Transfert dans la zone non saturée

Le fluide polluant migre d'abord verticalement dans le milieu non saturé entre la surface du sol et la nappe, laissant dans son sillage des terrains imprégnés à une concentration proche de la saturation. Suivant sa volatilité, le polluant a tendance à plus ou moins diffuser dans la phase gazeuse du milieu non saturé. C'est notamment le cas des solvants chlorés et des hydrocarbures aromatiques. Les teneurs des fractions solubles du produit polluant évoluent avec le temps et la distance à la source, sous l'effet de la dilution, de la convection (entraînement direct par l'eau), de la dispersion due à la tortuosité des écoulements entre les grains du terrain, et enfin de phénomènes de fixation ou de dégradation : transformations chimiques de type oxydoréduction, précipitation, hydrolyse, complexation avec d'autres substances, biodégradation des molécules organiques (Bonvoisin, 2001).

1.2.6.4. Evolution en milieu saturé

Une fois la surface piézométrique franchie, la propagation du polluant ne rencontre pratiquement plus d'obstacles. Dans l'aquifère, en raison de la rareté ou de l'absence d'oxygène, de matières organiques et de microorganismes, le rôle épurateur est réduit, comparativement à la zone non saturée. Les mécanismes de transport du soluté dans l'aquifère sont complexes. Ils sont la conséquence de l'hétérogénéité du réservoir. La dispersion du soluté se fait à la verticale du foyer de contamination (zone non saturée), puis selon un étalement latéral dans le sens de l'écoulement de l'eau souterraine (zone saturée). La dilution est d'autant plus importante que le débit de la nappe, la vitesse ou la transmissivité sont élevés. La vitesse d'écoulement est assez lente en aquifère homogène, mais peut être extrêmement rapide en milieu karstique. Dans la nappe, l'extension du panache de pollution dépend essentiellement de la direction et de la vitesse d'écoulement de l'eau, mais aussi des caractéristiques du polluant telles que :

- la viscosité d'un polluant non miscible ;
- l'adsorption et la désorption sur les particules de la matrice argilo-humique ;
- l'évolution chimique du polluant (dégradabilité).

Il faut distinguer les éléments chimiques solubles des insolubles plus légers ou plus lourds que l'eau, et les polluants bactériologiques. La concentration des polluants minéraux dépend de leur solubilité. La solubilité et la mobilité des métaux lourds sont généralement contrôlée

par les anions (les plus abondants dans l'eau souterraine): hydroxydes, carbonates, sulfates, chlorures et sulfures (Bonvoisin, 2001). La dégradation transforme un produit complexe en produits simples. L'activation est la transformation d'une substance non toxique en une molécule toxique. La détoxication consiste en la perte du caractère toxique. Les substances organiques solubles sont maintenues en solution sous forme moléculaire par des liaisons hydrogènes. Les produits organiques peuvent être totalement détruits dans l'eau, ou transformées en produits non toxiques, par des réactions chimiques. Cette solubilité peut être modifiée par la formation de complexes argilo-humiques insolubles qui fixent les cations (Bonvoisin, 2001). Les polluants insolubles plus légers que l'eau restent à la surface de la nappe où ils s'étalent. C'est principalement le cas des hydrocarbures, même si quelques uns sont légèrement solubles (phénols, aromatiques). Pour circuler dans le sol et rejoindre la nappe, les hydrocarbures doivent être en quantité suffisante pour former une phase continue. S'ils sont présents sous forme discontinue (gouttelettes piégées dans les pores), la pollution sera plus lente. Les polluants insolubles et plus denses que l'eau comme les organochlorés migrent jusqu'à la nappe sans laisser de traces derrière eux. Une fois arrivés à la nappe, ils continuent à descendre jusqu'à la base, puis migrent dans le sens du pendage. Peu ou pas biodégradables, ils polluent la nappe pour des durées très longues. Ils sont très difficiles à localiser et à éliminer (Bonvoisin, 2001).

1.3. Cartographie des linéaments

Le terme linéament désigne toutes structures linéaires qui se marquent dans la topographie (Hobbs, 1904, cité par Hung *et al.* 2005). Celui-ci peut indiquer la variation de la résistance de roches (Scanvic, 1993; Babaye, 2012) ou la présence d'une fracture. Selon Sterckx (2013), les linéaments sont donc des structures linéaires identifiables sur des supports cartographiques et on pense qu'ils sont l'expression en surface de structures géologiques plus profondes. En milieu fissuré, l'eau circule dans des fissures entre des blocs de roche peu ou pas perméables : failles, diaclases, karsts (cavités de dissolution ouvertes dans les roches carbonatées) (figure 2).

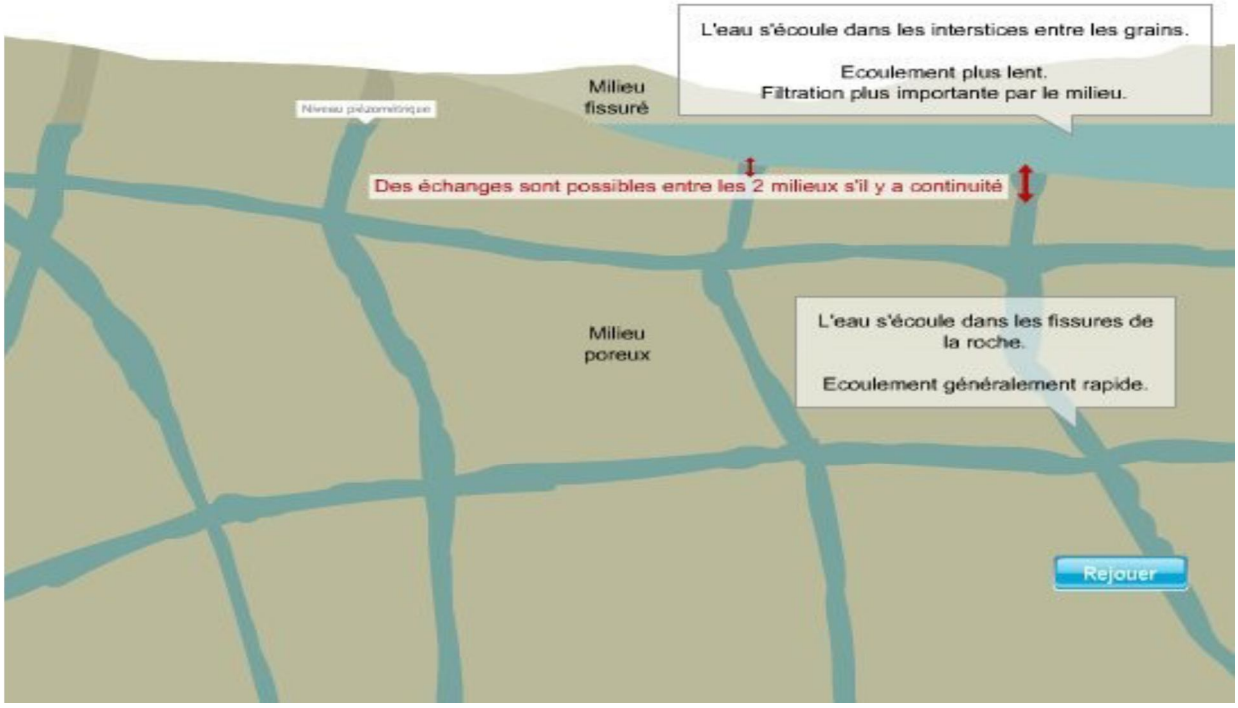


Figure 2: Schéma de Naappe en milieu fissuré/poreux

Source : www.rncan.gc.ca

Solomon et Ghebreab (2008) ont montré que les linéaments correspondant à des fractures de cisaillement influençant favorablement la productivité des puits à proximité.

1.4. Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines

Comme proposé par Vrba *et al.*(1994) (dans un recueil exhaustif sur les méthodes cartographiques de vulnérabilité), la vulnérabilité des eaux souterraines est une propriété qui est relative, non-mesurable et sans dimension. Ces auteurs proposent la définition suivante pour la vulnérabilité des eaux souterraines: « la vulnérabilité est une propriété intrinsèque d'un système d'eau souterraine qui dépend de sa sensibilité aux impacts humains et/ou naturels». Bien que l'expression «vulnérabilité» puisse être associée à un large panel de problèmes généraux ou spécifiques (par exemple les changements climatiques ou les problèmes d'intrusion saline), elle sera toujours associée ici à la contamination de l'eau souterraine. Le concept de base pour l'estimation de la vulnérabilité de l'eau souterraine est que l'environnement physique, biologique et chimique naturel peut offrir une forme d'autoprotection naturelle contre les atteintes en provenance des activités humaines polluantes, ou de phénomènes naturels polluants, localisés en surface ou en subsurface (Vrba *et Zaporozec*, 1994; Foster, 2007). La vulnérabilité de l'eau souterraine étant alors par définition la plus élevée là où l'autoprotection du système hydrogéologique

est la plus faible. Selon un point de vue maximaliste, et en considérant les échelles de temps de certains phénomènes hydrogéologiques et de possibles contaminations, Nobre *et al.* (2007) proposent de considérer toutes les eaux souterraines comme étant vulnérables («All groundwater is vulnerable») –à divers degrés cependant, en se focalisant sur les paramètres du système considéré, les différentes définitions formulées ci-dessus ne sont toutefois que partiellement satisfaisantes, car elles font l'impasse sur une description physique du concept de «vulnérabilité». Pour pallier ce manque, en se basant sur une approche de type «Pression-Etat-Impact» (en anglais «PSI»; Gardin *et al.* (2006), Popescu *et al.* (2008) proposent ainsi une définition généraliste de la vulnérabilité, dotée d'une signification physique claire: le concept généraliste de la vulnérabilité de l'eau souterraine devrait refléter la facilité avec laquelle un système aquifère «l'Etat» transforme une pression (en amont) en un impact (en aval). Parmi les nombreux outils cartographiques à la disposition de l'hydrogéologue ou de toute autre personne responsable de la gestion de ressources en eaux souterraines ou de l'aménagement du territoire, la carte de vulnérabilité est ainsi un des éléments-clé pour la protection et la gestion des ressources en eau. Les cartes de vulnérabilité ont toutefois la particularité de ne pas représenter directement les ressources en eaux et leurs éléments associés (niveaux piézométriques, sources, etc.), mais plutôt un ensemble de paramètres dérivés de ces éléments, voire parfois non-affiliés directement à l'eau souterraine (pente, type de sols, etc.). Elles permettent ainsi de représenter une multitude de données en provenance de sources variées, en les modulant en un nombre limité d'indices relatifs de vulnérabilité. Ces cartes sont également dépendantes du temps (à l'inverse des cartes géologiques, par exemple), dans le sens où les paramètres utilisés (profondeur du niveau piézométrique, intensité de la recharge, etc.) peuvent varier temporellement (Ducommun, 2010). La cartographie de vulnérabilité se base sur une série d'attributs et de paramètres en provenance de diverses sources de données: géologiques, hydrogéologiques, pédologiques, climatiques et géomorphologiques. Ces paramètres sont ensuite combinés en divers indices relatifs de vulnérabilité.

1.5.1. Méthode cartographique de la vulnérabilité des eaux souterraines

Depuis la formalisation du concept de «vulnérabilité» et ses premières applications (Margat, 1968; Albinet et al. 1975), les méthodes d'estimation de la vulnérabilité se sont multipliées, tant sur le plan conceptuel que pratique.

De façon générale, selon l'utilisation qui va en être faite, les méthodes cartographiques d'estimation de la vulnérabilité peuvent s'articuler selon deux axes principaux:

- Selon les types de concepts et techniques: méthodes paramétriques (indices), statistiques, par modélisation physique ;
- Selon le type de milieu hydrogéologique (pour les méthodes paramétriques particulièrement): poreux, fissuré ou karstique.

  Alors que les approches statistiques et par modélisation physique, basées sur les processus physiques d'écoulement de l'eau et du transport des contaminants, sont à priori indépendantes du contexte hydrogéologique, les méthodes paramétriques–empiriques sont quant à elles en grande partie dépendante de ce contexte. La plupart de ces méthodes sont ainsi en règle générale dédiée à un environnement hydrogéologique précis, par le choix des paramètres géologiques pour l'estimation de la vulnérabilité. Ainsi, les méthodes déjà mentionnées DRASTIC et SINTACS s'appliquent de préférence aux milieux aquifères poreux (Ducommun, 2010), alors que les méthodes EPIK (Doerfliger *et al*, 1998;1999), et DISCO (Pochon *et al.*, 2008), entre autres, ont été développées pour les milieux karstiques et fissurés, respectivement (Ducommun, 2010).

Conclusion partielle

Pour mieux appréhender le mécanisme de la composition de l'eau et sa contamination, il a été nécessaire de faire la synthèse des connaissances et préoccupations actuelles sur le sujet. Elle a permis de définir au regard de leur sens initial et de leur évolution, les concepts du cadre thématique, de faciliter la compréhension, de mieux orienter le travail, de mieux définir les méthodes. L'apparition des problèmes de pollution a conduit depuis quelques années à réfléchir sur le mécanisme de la pollution des eaux souterraines. La synthèse bibliographique, la justification de l'étude et la clarification des concepts utilisés étant faits, il importe de présenter le milieu d'étude dans les contextes géographiques, climatique, géologique, hydrogéologique et humain.

CHAPITRE II : CARACTERISTIQUES DU MILIEU D'ETUDE

2.1. Présentation de la zone d'étude

Le cadre d'étude que constituent les communes de Zagnanado et Zogbodomey situé dans le département du Zou. Il est décrit à travers ses différentes composantes physiques et humaines qui ont une certaine influence sur les sources de pollutions et la gestion des eaux souterraines. Il s'agit de ses particularités géologiques, morpho-structurales, pédologiques, hydrographiques et socioéconomiques.

Ils constituent les facteurs très importants dans le mécanisme d'acquisition de la composition et de la contamination des eaux souterraines exploitées par les populations pour différents usages (domestiques, agricoles, industriels, etc.).

2.1.1. Localisation de la zone d'étude

Le cadre de l'étude composé des Communes de Zagnanado et de Zogbodomey est compris entre 6°56' et 7°30' de latitude Nord et 2°05' et 2°25'de longitude Est et couvre une superficie de 1575 km² (IGN, 1992). Situées dans le Département du Zou, les deux communes comptent respectivement 54914 habitants et 94262 habitants, soit 17,5.% de la population du Zou estimée à 851623 habitants en 2013. Cette zone occupe la partie centrale du Benin (figure 3). La population de Zagnanado est dominée par deux grands groupes ethniques. Elle est majoritairement composée de Mahi qui représente 90,5 %, de Yoruba et assimilés 8,1 % et les autres groupes socioculturels qui font 1,4%. Les groupes socioculturels présents dans la commune de Zogbodomey sont: Fon (93 %), Yoruba (4,6 %), Adja (1,4 %), Bariba (0,1 %) et autres (0,6 %) (SDAC, 2012). L'économie de la région est basée sur le secteur primaire dont les principaux composants sont l'agriculture et la pêche. La commune de Zagnanado est située dans la partie septentrionale de la vallée du fleuve Ouémé à la confluence du fleuve Ouémé avec un de ces principaux affluents qu'est le Zou. En outre, le site de la commune représente le contact entre le plateau d'Agonlin et la vallée de l'Ouémé.

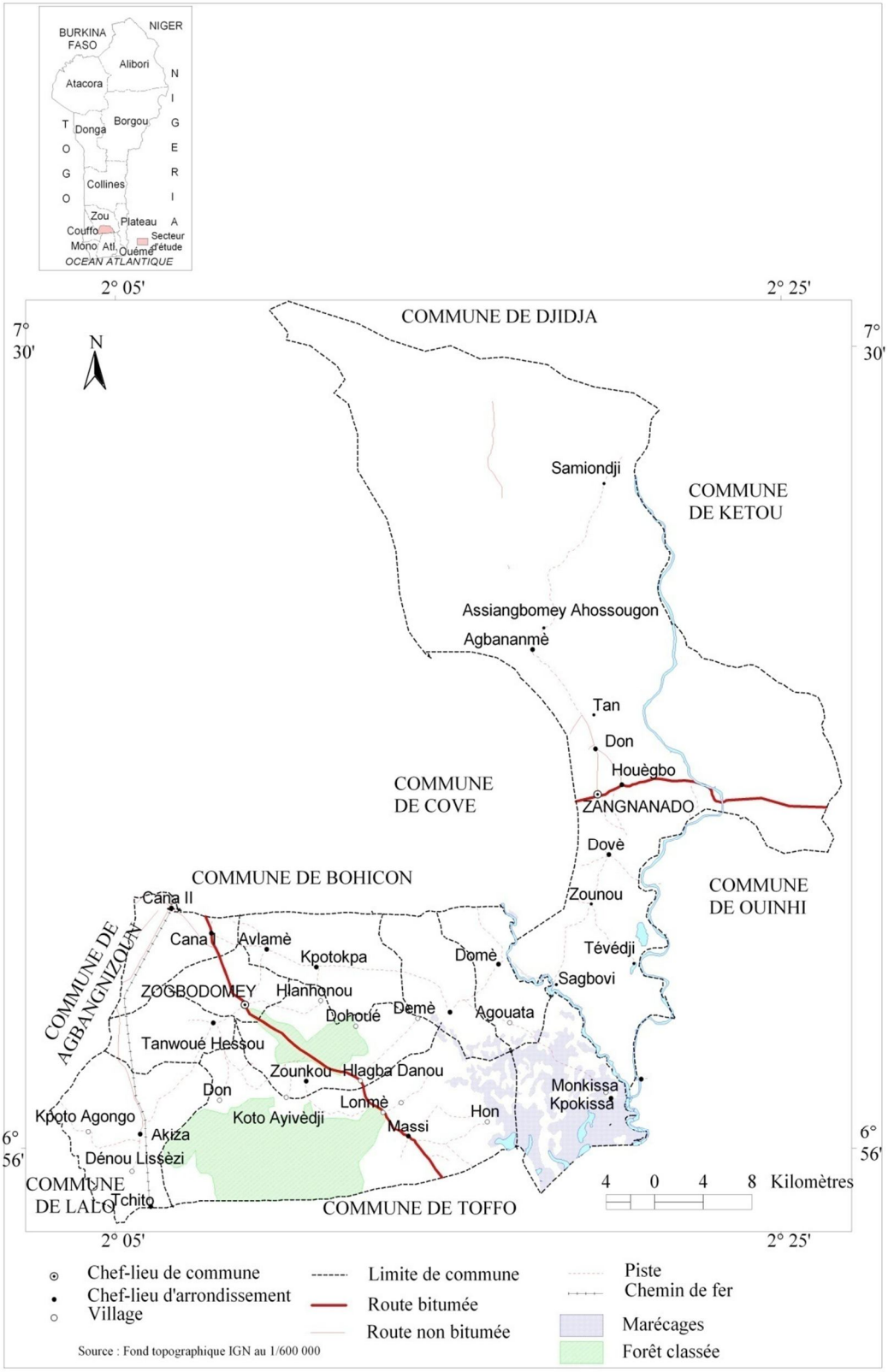


Figure 3: Localisation de la zone d'étude

2.1.2. Contexte climatique

Les données climatiques retenues pour cette étude sont les chroniques pluviométriques, de Zagnanado et celles de Bohicon à défaut des mesures de la pluviométrie à Zogbodomey qui se trouve à une dizaine de kilomètre de Bohicon. Les chroniques pluviométriques de Zagnanado sont fournies par l'ASECNA. Les données des paramètres tels que l'ETP, l'humidité et la température sont celles de la station synoptique la plus proche des deux communes à savoir la station synoptique de Bohicon. La période des observations s'étale sur trente deux années: 1980 à 2012. La région de Zagnanado et Zogbodomey est caractérisée par un climat subéquatorial chaud et humide.

2.1.2.1 Pluviométrie

Les pluies sont étalées dans le sud du Bénin entre les mois de mars et d'octobre avec deux maxima qui se situent à cheval sur les mois de juin-juillet et de septembre-octobre. La figure 4 indique que le secteur d'étude connait quatre saisons. Une grande saison pluvieuse de mi-avril à juillet ; une petite saison pluvieuse de mi-septembre à octobre ; une petite saison sèche de août à mi-septembre et une grande saison sèche de novembre à mi-avril (Kolawolé et Boko, 1969). Les moyennes annuelles des hauteurs de pluie enregistrées pour la période de (1980 à 2012) sont de 1132, 9 mm à la station de Bohicon et 1064,1 mm à Zagnanado**.** Le mois de juillet reçoit généralement le maximum (171,1 mm) de pluie à Zogbodomey tandis-que 'à Zagnanado, c'est le mois de septembre qui reçoit le maximum (164,4 mm) de pluie.Le régime pluviométrique moyen à Zagnanado est bimodal avec un premier optimum en Juin et un second en septembre. Il apparaît ainsi que les précipitations augmentent de 28,3 mm en février à 147,8 mm en juin, diminuent à 109,5 mm en août pour atteindre un second maximum de 164,4 mm en septembre. Les résultats similaires ont été trouvés par Achidi *et al.*,(2012).La pluviométrie moyenne à Bohicon était de 1090 mm pour la période de (1980 à 2010). Si la pluviométrie est importante, l'évapotranspiration potentielle (ETP) l'est également. L'ETP représente ainsi 130 % de la pluviométrie avec une moyenne de 1 504 mm à Bohicon.

Le mois de juillet reçoit généralement le maximum (171,1 mm) de pluie à Zogbodomey tandis qu'à Zagnanado, c'est le mois de septembre qui reçoit le maximum (164,4 mm) de pluie. Le régime pluviométrique moyen à Zagnanado est bimodal avec un premier optimum en juin et un second en septembre. Il apparaît ainsi que les précipitations augmentent de 28,3 mm en février à 147,8 mm en juin, diminuent à 109,5 mm en août pour atteindre un second maximum de 164,4 mm en septembre (ASECNA, 2013). La pluviométrie moyenne à Bohicon était de 1090 mm pour la période de (1980 à 2010). Si la pluviométrie est importante, l'évapotranspiration potentielle (ETP) l'est également. L'ETP représente ainsi 130 % de la pluviométrie avec une moyenne de 1 504 mm à Bohicon.

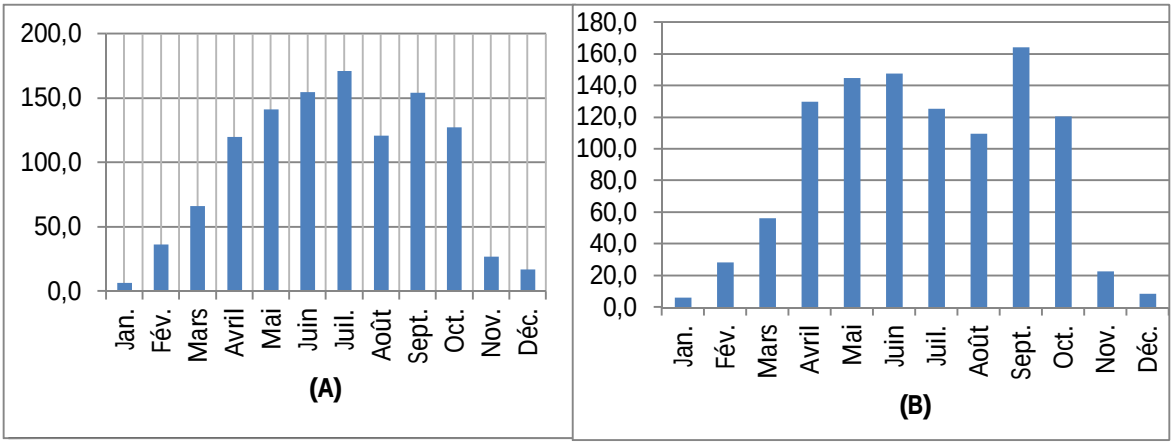


Figure 4: Variations inter mensuelles des hauteurs de pluie à la station de Bohicon (A) et à Zagnanado (B) de 1980 à 2012

Source : *ASECNA, 2013*

Les plus faibles pluies sont enregistrées entre novembre (22,8 mm) et janvier (6 mm). Le régime pluviométrique moyen à Bohicon (Zogbodomey) est bimodal avec un premier optimum en juillet et un second en septembre. Il apparaît ainsi que les précipitations augmentent de 36,4 mm en février à 171,1 en juillet pour diminuer à 121 mm en août pour atteindre un second maximum de 154,5 mm en septembre.

Les plus faibles pluies sont enregistrées entre novembre (26,7 mm) et janvier (6,7 mm). La période d'avril à juillet « grande saison pluvieuse » est celle pendant laquelle les pluies cumulées contribueraient à la reconstitution des stocks d'eau des horizons de sols et à la réalimentation des réservoirs souterrains. Dans ces conditions, toute modification de la structure des précipitations au cours de ces mois perturberait le fonctionnement hydrogéologique du secteur d'étude que constituent les communes de Zagnanado et de Zogbodomey.

2.1.2.2. Température

Au sud du Bénin, d'après l'analyse des moyennes décadaires des années 1979 à 2008 des températures des 2 postes synoptiques ASECNA, la température moyenne annuelle varie très peu sur la plus grande partie du territoire : entre 32,8°C à Bohicon (centre du Bénin) et 30,4 °C à Cotonou (sud du Bénin) (Achidi *et al.*, 2012). La moyenne des températures décadaires est de l'ordre de 31,6°C pour le sud du Bénin. La température des eaux souterraines du bassin sédimentaire côtier est proche de cette valeur moyenne. Les données des paramètres tels que l'ETP, l'humidité et la température sont celles de la station synoptique la plus proche des deux communes à savoir la station synoptique de Bohicon.

La figure 5 présente la variation inter mensuelle de la température de 1980 à 2012 à la station de Bohicon

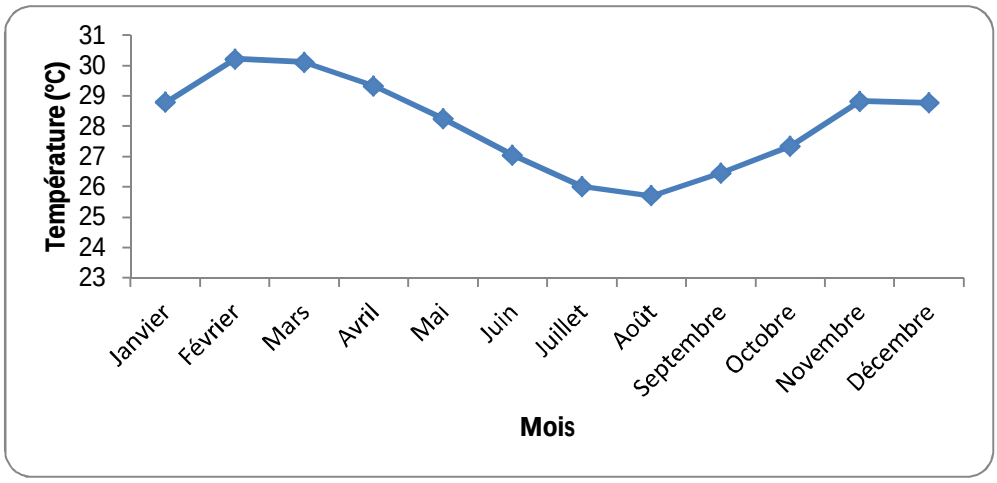


Figure 5: Moyenne mensuelle de la température (1980-2012) à la station de Bohicon

L'étude de la variation temporelle (Figure 2.3) montre que la période froide va de juin à octobre avec un minimum (22,12 ° C) au mois d'août, alors que le temps de chaleur s'étend de novembre à mai avec un pic (36,23 ° C) au mois de février**.**

2.1.2.3. Humidité relative

A l'opposée de l'évolution des températures moyennes mensuelles, la figure 6 indique que les moyennes mensuelles de l'humidité relative sont plus élevées en période de pluies (juin à Octobre). Les valeurs maximales (81,21%) s'observent aux mois de juin, juillet et août pour la station de Bohicon. Une légère baisse en décembre indique le passage de la petite saison sèche**.**

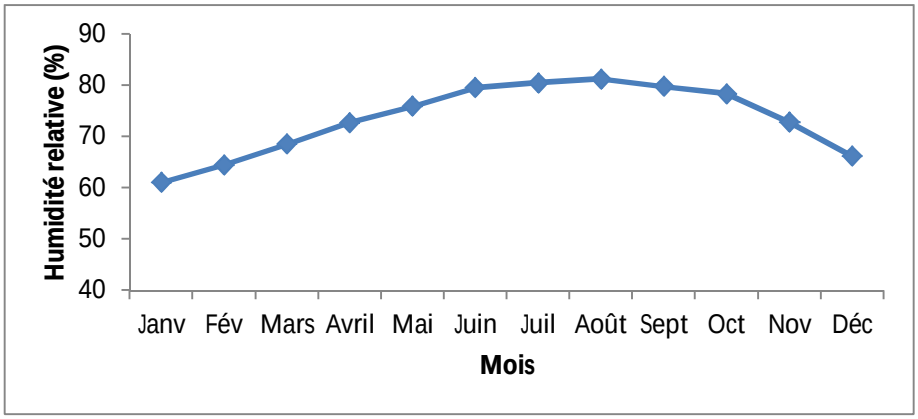


Figure 6: Moyenne mensuelle de l'humidité relative (1980-20182) de la station de Bohicon

2.1.2.4. Evapotranspiration

Selon Babaye (2012), l'évapotranspiration potentielle (ETP) est définie comme le flux maximum de vapeur d'eau provenant de la respiration des plantes et de l'évaporation d'où, l'évapotranspiration réelle représente la part des précipitations qui échappe à l'écoulement (infiltration et ruissellement). Les pluies utiles sont à l'inverse, la part des précipitations disponible pour l'écoulement. Elles sont égales à la lame d'eau précipitée moins l'évapotranspiration réelle. L'évapotranspiration, noté ET, regroupe les phénomènes d'évaporation et de transpiration qui correspondent, respectivement, à la quantité d'eau extraite par la vapeur d'eau et celle du flux d'évaporation à travers les racines des plantes et les pores des feuilles. Ainsi, l'évapotranspiration potentielle, notée ETP, est l'évapotranspiration calculée avec l'hypothèse selon laquelle, il y a toujours suffisamment d'eau disponible pour la satisfaire. Si cette quantité d'eau est insuffisante, l'évapotranspiration réelle, notée ETR, est alors fonction de l'ETP et de la quantité d'eau disponible (de Marsily, 2004 ; Dassargues, 2007). La valeur de l'ETR est donc toujours inférieure ou égale à celle de l'ETP (annexe2.7). Les précipitations et l'évapotranspirationn permettent d'établir le bilan climatique. Celui–ci permet de diviser l'année en des périodes bioclimatiques successives correspondant à des périodes de développement végétatif à savoir :

- la période sèche qui est la période au cours de laquelle la courbe des précipitations est en dessous de la moitié de celle de l'ETP (P < ½ ETP) ; au cours de cette période, on peut observer toutefois des pluies précoces ;
- quand la courbe de ½ ETP passe sous celle des précipitations, la période est humide ;

Le bilan des apports et des pertes en eau est mis en exergue au cours de cette période qui va de l'instant où le déficit maximal du sol, au point de flétrissement, commence à décroître sous l'effet des premières pluies, jusqu'au moment où ce déficit est de nouveau atteint après l'utilisation et l'épuisement total des réserves utilisables du sol dans la tranche d'exploitatation racinaire. Les pluies antérieures ayant servi à reconstituer le stock d'eau de la tranche superficielle asséchée au-delà du point de flétrissement ou ayant été évaporées alors le déficit du sol nu commence en général à diminuer en régions tropicales, quand la pluviosité devient égale à ½ ETP, la période franchement humide est la période durant laquelle la courbe de l'ETP passe sous celle des précipitations. Il existe plusieurs méthodes pour calculer l'ETP au niveau d'un bassin versant dont celles de Penman, de Thornthwaite, de Turc, etc. Les valeurs mensuelles moyennes de l'ETP calculées à la station de Bohicon (1980-2012) sont comprises entre 107 mm en août) et 147,2 mm en mars), aux stations de Bohicon et à Zagnanado relevées au cours de ces trente deux (32) dernières années (1982 à 2012). Les figures 7 et 8 montrent que les fortes valeurs de l'ETP sont observées pendant la période de forte chaleur (octobre à avril), par contre, elles s'abaissent en début de la saison des pluies (juin) pour atteindre son minimum au mois d'août. Les mêmes figures indiquent que les moyennes mensuelles de l'ETP sont supérieures à la pluviométrie mensuelle de novembre en avril. Par contre de mai à octobre la pluviométrie mensuelle dépasse les moyennes mensuelles de l'ETP. L'analyse de ces figures montre que les mois de novembre, décembre, de janvier au mois d'avril sont marqués par un bilan climatique déficitaire. Ceci témoigne de la faible disponibilité des ressources en eau au cours de ces mois que ce soit pour les besoins de consommation ou des besoins agricole. Les autres mois de l'année ayant un bilan positif sont ceux de la saisonpluvieuse. En effet, la période de saison de pluie est caractérisée par une forte population disponibilité des ressources en eau dans toute la zone d'étude. Le mois de juin, le plus humide de l'année (à Zagnanado) enregistre le bilan le plus excédentaire. Au cours de ces mois, les ne rencontrent pas de problèmes d'approvisionnement en eau. Il en est de même des ouvrages hydrauliques qui offrent une importante quantité d'eau disponible. Pendant ces périodes, une faible fréquentation des sources artésiennes est notée dans la commune de Zagnanado où les femmes s'approvisionnent au niveau des sources artésiennes.
Selon Franquin (1968), on distingue les périodes suivantes :

- AB : Saison pluvieuse qui rend compte des précitiations de la première à la dernière pluie ;
- A_1A_4: Saison humide qui se subdivise en :
  - ✓ A_1A_2 : Période pré humide qui correspond à la période de semis sans aléas car dès A_1 le sol reconstitue son stock d'eau utile,

- ✓ A_2A_3 : Période humide qui correspond à la période de développement des cultures,
- ✓ A_3A_4 : Période post humide qui correspond à la période de fructification et maturation des cutures ;

- AA_1 et A_4B : Saison sèche

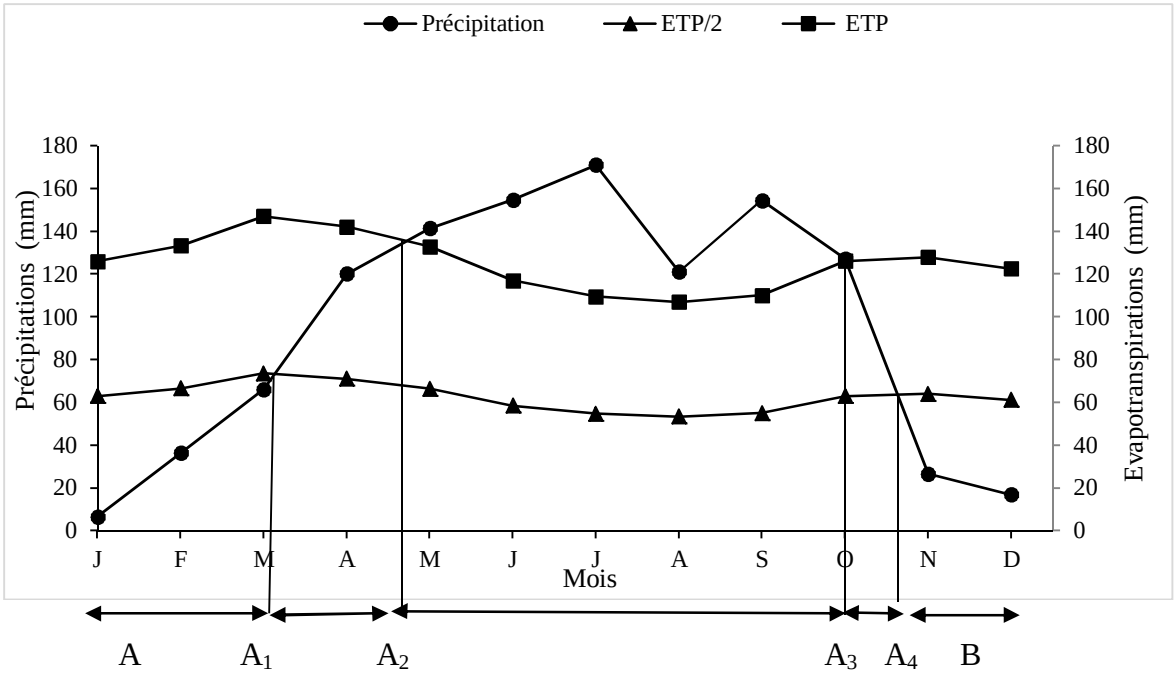


Figure 7: Variation moyenne mensuelle de l'ETP et de la pluie à la station de Bohicon (1980-2012)

Source : ASECNA, Station synoptique de Bohicon

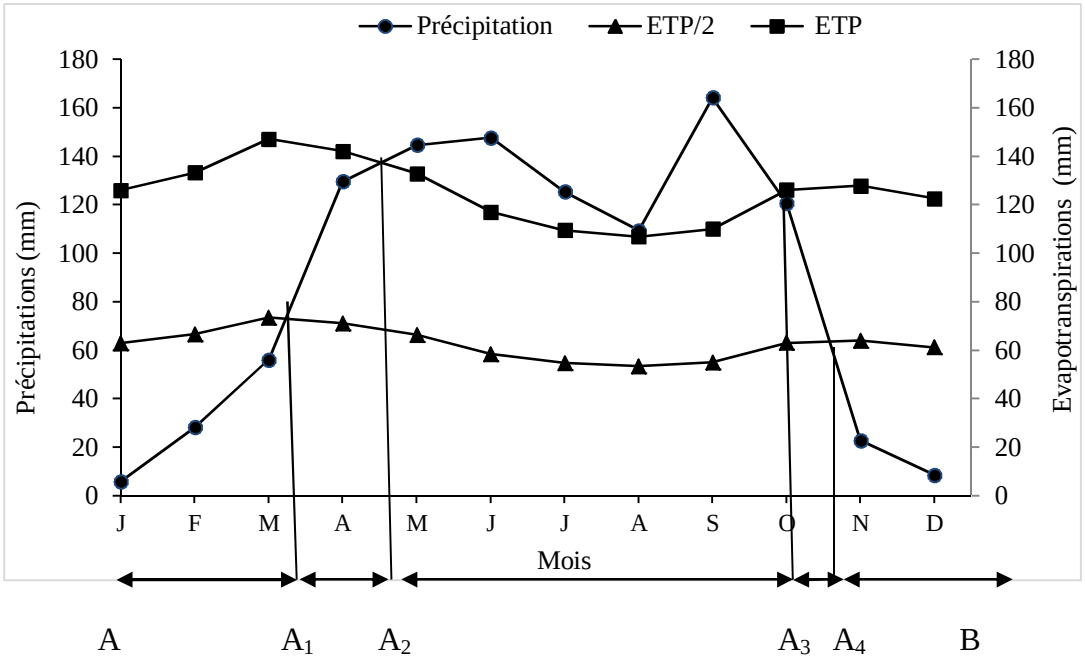


Figure 8: Variation moyenne mensuelle de l'ETP et de la pluie à Zagnanado (1980-2012)

Source : ASECNA, Station synoptique de Bohicon

2.1.2.5. Bilan hydrique

Le schéma conceptuel du bilan de Thornthwaite est basé sur le principe selon lequel la pluie tombée sur le bassin se répartit entre l'évapotranspiration réelle, le ruissellement et l'infiltration dont l'équation générale est :

$P = ETR + R + I + \Delta S$, avec :

P = précipitation ;

ETR = évapotranspiration réelle ;

R = ruissellement ;

I = flux sortant ;

ΔS = variation de l'humidité du sol

La résolution de cette équation simple réside dans l'évaluation de tous les termes du bilan. Compte tenu de l'insuffisance des données disponibles, et du manque d'informations sur les échanges entre les eaux souterraines et celles de la surface, il a été retenu l'établissement d'un bilan hydrique global (figure 9). Ainsi, en admettant que pour des périodes très longues les variations de stocks d'eau, sont nulles (Banton et Bangoy, 1999), l'équation du bilan devient :

$P = ETR + R + I$

La différence entre précipitations et évapotranspiration réelle (P – ETR) est égale à la pluie efficace (P_{eff}) regroupant le ruissellement et l'infiltration (R + I) (Babaye, 2012). Ainsi, l'équation ci-dessus peut s'écrire :

$P \approx ETR + P_{eff}$

Les valeurs des précipitations et celles de l'évapotranspiration potentielle étant connues, on peut calculer l'évapotranspiration réelle et la pluie efficace ou l'eau utile à partir de la méthode du stock d'humidité de Thornthwaite.

L'utilisation de cette méthode est basée sur trois hypothèses (de Marsily, 2004 ; Dassargues, 2007) :

- l'humidité dans le sol est représentée par un "stock" renouvelable, noté STO ;
- la valeur maximale du "stock", noté STOMAX, est connue ;
- l'infiltration ne peut se réaliser que si la valeur du "stock" a atteint son maximum. Cette valeur maximale est notée STOMAX.

Ces hypothèses supposent que la satisfaction de l'ETP puis de STOMAX prime sur l'infiltration efficace et le ruissellement. Cette méthode a pour avantage d'éviter l'étude complexe des écoulements en zone non saturée en utilisant le stock d'humidité rechargeable (Dassargues, 2007). Le principe de la méthode (Réméniéras, 1986) peut se résumer comme suit:

- Si P > ETP : ETP = ETR, et l'excédent des précipitations sur l'ETP est emmagasiné dans l'humidité du sol dont il augmente les réserves jusqu'à ce que ce dernier soit saturé (valeur égale à STOMAX). Après la satisfaction du STOMAX, le surplus des précipitations sera utilisé pour la recharge de nappe et l'écoulement de surface ;
- Si P < ETP : dans ce cas, les précipitations sont insuffisantes pour satisfaire l'ETP, alors, l'ETR est égale à la somme des précipitations du mois et de toute ou une partie de la réserve du stock d'humidité du sol. L'utilisation de ce stock mène aux situations suivantes :
- Si la réserve du mois précédent est assez suffisant pour combler le déficite des précipitations, l'ETR est encore égale à l'ETP ;
- Si la réserve est insuffisante pour satisfaire l'ETP, alors l'ETR est égale aux précipitations du mois plus la réserve disponible.
- La difficulté rencontrée dans l'utilisation de la méthode de Thornthwaite réside dans le choix de STOMAX qui dépend de la nature et de la texture du terrain, et de son couvert végétal. Il dépend aussi de l'influence de l'épaisseur de la couche superficielle.

La réserve utile du sol (RU) représente le seuil de saturation du sol au-delà duquel tout excédent de pluie est disponible pour l'écoulement et la percolation (Babaye, 2012). La valeur maximale de la réserve d'eau du sol est fixée à 100 mm.

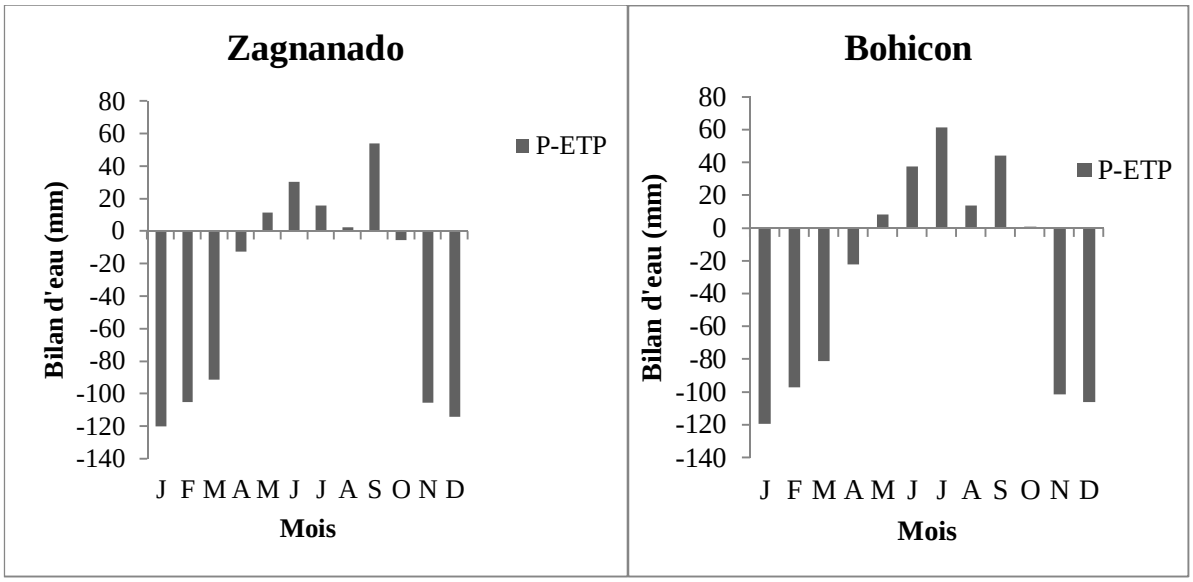


Figure 9: Bilan hydrique à Zagnanado et Bohicon

Les valeurs mensuelles de l'ETR sont plus faibles de décembre à mars avec un minimum en janvier pour les deux stations. D'avril à novembre; on enregistre les plus fortes moyennes mensuelles; le maximum (132,9 mm) s'observe au mois de mai. On note que les valeurs de l'ETR obtenues à partir des méthodes de Turc et de Thornthwaîtes sont largement au-dessus de celles issues de la méthode de Coutagne (tableau II). Les valeurs du ruissellement permettront de savoir laquelle des trois méthodes offrira une part d'infiltration vers la nappe (annexe 2.10).

Tableau II: Evapotranspiration réelle (en mm) calculées d'après différentes méthodes dans les deux stations (moyenne annuelle de 1980-2012).

Méthode	Station	
	Bohicon	Zagnanado
Coutagne	869,43	831,68
Turc	1039,14	990,31
Thornthwaite	1076,12	1049,15

2.1.2.6. Etude piézométrique

Les mesures régulières à l'aide de sonde manuelle (piézomètre de Zogbodomey) ou d'enregistreur automatique de type "solinst" (piézomètre de Zagnanado) effectuées par la Direction Générale de l'Eau (DGeau), ont permis de disposer des données sur les variations des niveaux statiques des nappes desdites localités. Les données piézométriques interprètées dans ce paragraphe sont des mesures saisonnières. Les mesures effectuées pendant la période de basse eau et au cours de la période de haute eau, montrent que les hauteurs des fructuations des niveaux des nappes varient en fonction des saisons et de l'année. Dans la zone détude, les mesures des niveaux statiques ont été faites de 2008 à 2012 pour la commune de Zagnanado dans l'arrondissement de Towégo et de 2008 à 2013 pour la commune de Zogbodomey dans l'arrondissement de Koussoukpa (Samionta). On observe un cycle saisonnier régulier à Zagnanado de 2008 à 2011(figure 10) dont l'amplitude maximale est de l'ordre de 1, 5 mètre. De même on observe également un cycle saisonnier régulier à Zogbodomey de 2008-2013 (figure 11) dont l'amplitude maximale est de l'ordre de 0,250 mètre sur les observations des niveaux de la nappe superficielle des deux communes. Les figures (10 et 11) dréssés à partir de ces mesures permettent de faire les observations suivantes : de décembre en août, on observe une remontée brutale et progressive des niveaux des nappes. Le maximun est atteint

en juillet voire août soit deux à trois mois après le début de la saison des pluies. Le suivi mensuel des piézomètres du mois de septembre 2010 au mois de mars 2012 a porté les niveaux piézométriques commencent à s'abaisser à partir du mois d'août pour atteindre le niveau le plus bas en novembre ou décembre. Cette observation corrobore celle relevée par certains auteurs (Boukari, 1998 ; 2002, Totin, 2010) dans le bassin sédimentaire cotier.

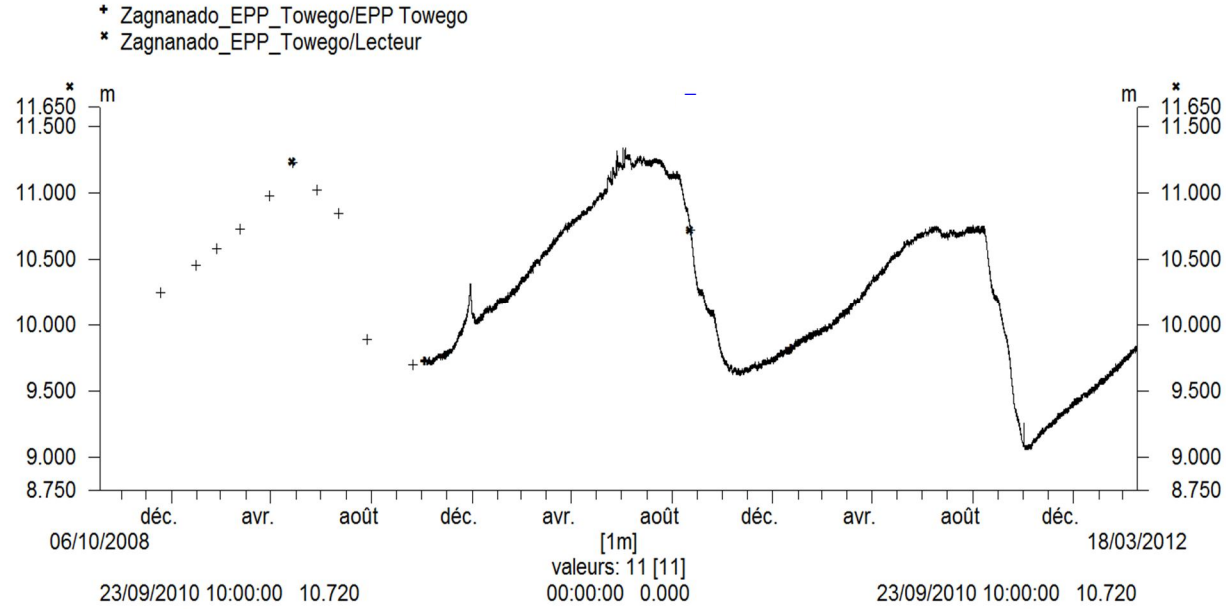


Figure 10: Variation des niveaux statiques des nappes à Zagnanado_ Towego
Source : DGeau 2014

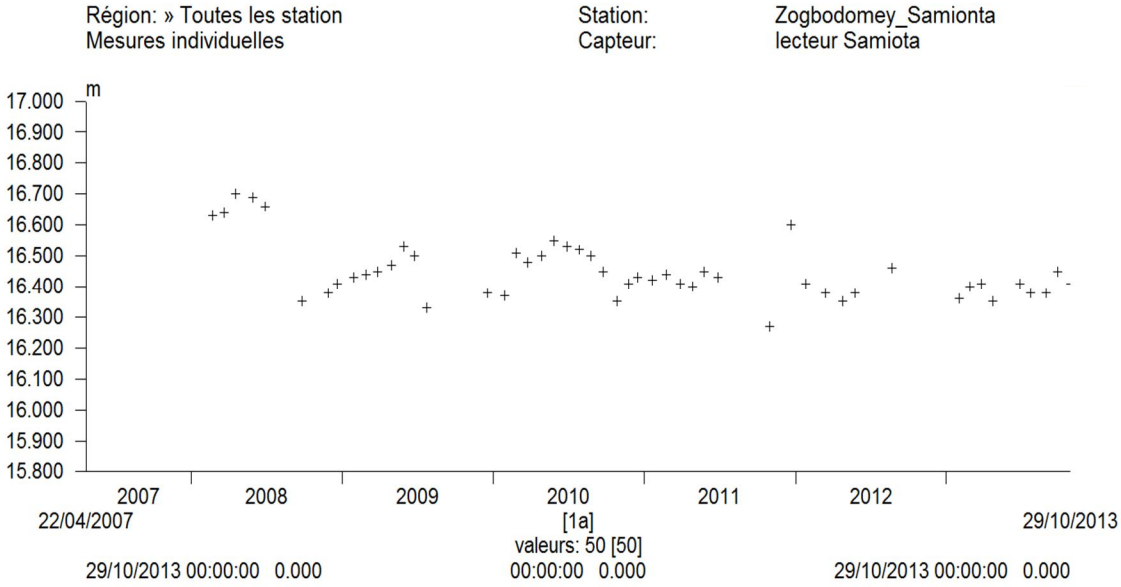


Figure 11: Variation des niveaux statiques des nappes à Zogbodomey_Samionta
Source : DGeau 2014

Ils expliquent l'abaissement peu sensible de la nappe entre août et décembre, par la présence d'eau accumulée dans les profils de sols et dans la zone non saturée au cours des saisons

pluvieuses et au faible impact de l'ETR. Par contre, pendant la période d'octobre à avril principalement (grande saison sèche), les niveaux piézométriques commencent à s'elever et les pluies de la grande saison pluvieuse (mars à juillet), renforcent leur remontée jusqu'en juillet voire août. Les cycles annuels dans les deux communes ne sont pas dépendant des précipitations puisque la remontée s'amorce avant les pluies. L'effet des précipitations sur les variations piézométriques se manifestent au bout de plusieurs mois. Nous sommes dans un système d'aquifères continus (BRGM, 2014). Les méthodes pour distinguer un système continu d'un système aquifère discontinu reposent notamment sur des critères simples d'évaluation relatifs au fonctionnement hydrodynamique, vis-à-vis de la recharge par exemple ou encore sur l'interprétation d'une ou plusieurs cartes piézométriques. Selon Vernoux et al.(2014), un système continu est caractérisé par une certaine inertie, l'effet des précipitations sur les variations piézométriques peut se manifester au bout de plusieurs mois, si les valeurs de piézométrie sur un nombre d'ouvrages significatifs par rapport à l'AAC permettent de représenter en considérant l'effet topographique, des relations eau de surface-eaux souterraines. Aussi faudrait-il que les variations naturelles du niveau piézométrique ne présentent pas de brusques variations au cours du temps (variation de charge journalière inférieure à quelques dizaines de cm et variation saisonnière de l'ordre de 1 à 10 mètres), le milieu peut être considéré comme continu.

2.1.3. Relief, hydrographie et géomorphologie

2.1.3.1. Relief

Le relief de la zone d'étude (figure 12) comprend les ensembles morphologiques suivants : les plateaux, les plaines et les vallées. Dans la commune de Zagnanado, les plaines et des plateaux engendrent un dénivelé d'environ 270 m entre le point le plus haut situé dans la portion nord de la commune et le point le plus bas dans la pointe sud. Les pentes y sont généralement de moins de 5% mais près de 4 % du territoire est caractérisé par des versants avec une déclivité supérieure à 15% (SDAC, 2012). Le relief est relativement plan avec des affleurements rocheux par endroits. Ces affleurements se retrouvent plus dans l'arrondissement de Banamè ainsi qu'au nord de Don-Tan. Dans la commune de Zogbodomey la plaine et le plateau couvrent les 3/5 de la superficie de la commune avec un dénivelé d'environ 137 m entre le point le plus haut situé dans la portion nord de la commune et le point le plus bas sur la pointe sud-est. Ce plateau est situé au nord de la dépression de la Lama dont l'altitude moyenne atteint 50m et la largeur variant de 5km à l'ouest à 25km à l'est (Slansky, 1962). Ainsi, les pentes y sont généralement de moins de 5% (SDAC, 2012) mais

plusieurs versants ont une déclivité supérieure à 30%.Ces reliefs sont entaillés par des vallées qui drainent les eaux vers des dépressions et des bas-fonds pendant la saison pluvieuse (figure 12).

2.1.3.2. Hydrographie

La commune de Zagnanado s'étend sur un sous-bassin versant (Zou) et un bassin versant (Ouémé. Plus du trois quarts de la commune (433 km^2) sont drainées vers la rivière Ouémé et le reste (166 km^2) s'écoule vers la rivière Zou (figure 2.11). La commune possède environ 66 plans et cours d'eau en dehors du fleuve Ouémé et son affluent le Zou. Elles se répartissent dans les arrondissements à raison de 7 à Don-Tan, 8 à Banamè, 8 à Zagnanado, 11 à Kpédékpo, 14 à Agonlin-Houégbo et 18 à Dovi (SDAC, 2012). Les sources artésiennes échantillonnées sont situées dans le bassin de l'ouémé sauf la source de Ahandatin qui se retrouve dans le sous bassin du Zou. La commune de Zogbodomey s'étend sur trois sous-bassins versants (zou, couffo et (Hounto) et un bassin versant (Ouémé). Plus de 70 % de la commune (561 km^2) sont drainées vers le sous bassin de Hounto. Environ 12 % s'écoule vers la rivière Zou (89 km^2) et un autre, 12 % vers la rivière Couffo (94 km^2), et le reste (47 km^2) est drainé vers la rivière Ouémé (figure 13). Le réseau hydrographique est composé de plusieurs cours d'eau dont les plus importants sont : Zou, Ouémé, Hounto, Koto, Samion, Hlan, Da, et le Dohou (SDAC, 2012). Les forages artésiens retenus pour l'étude sont situés dans la dépression ouest de Lama, sauf le forage de Kpokissa qui se retrouve dans le sous bassin du Zou.

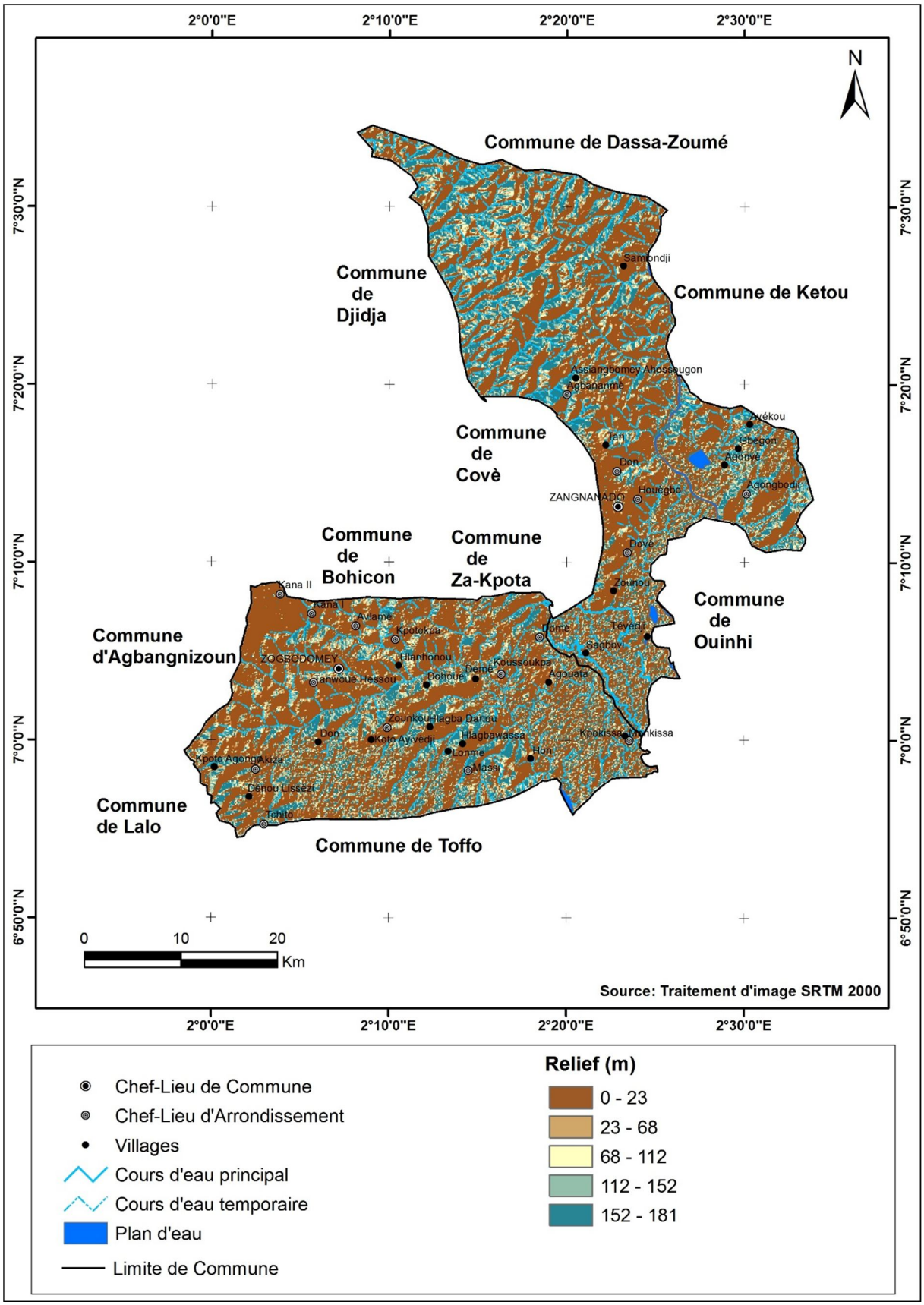


Figure 12: Relief des communes de Zagnanado et de Zogbodomey

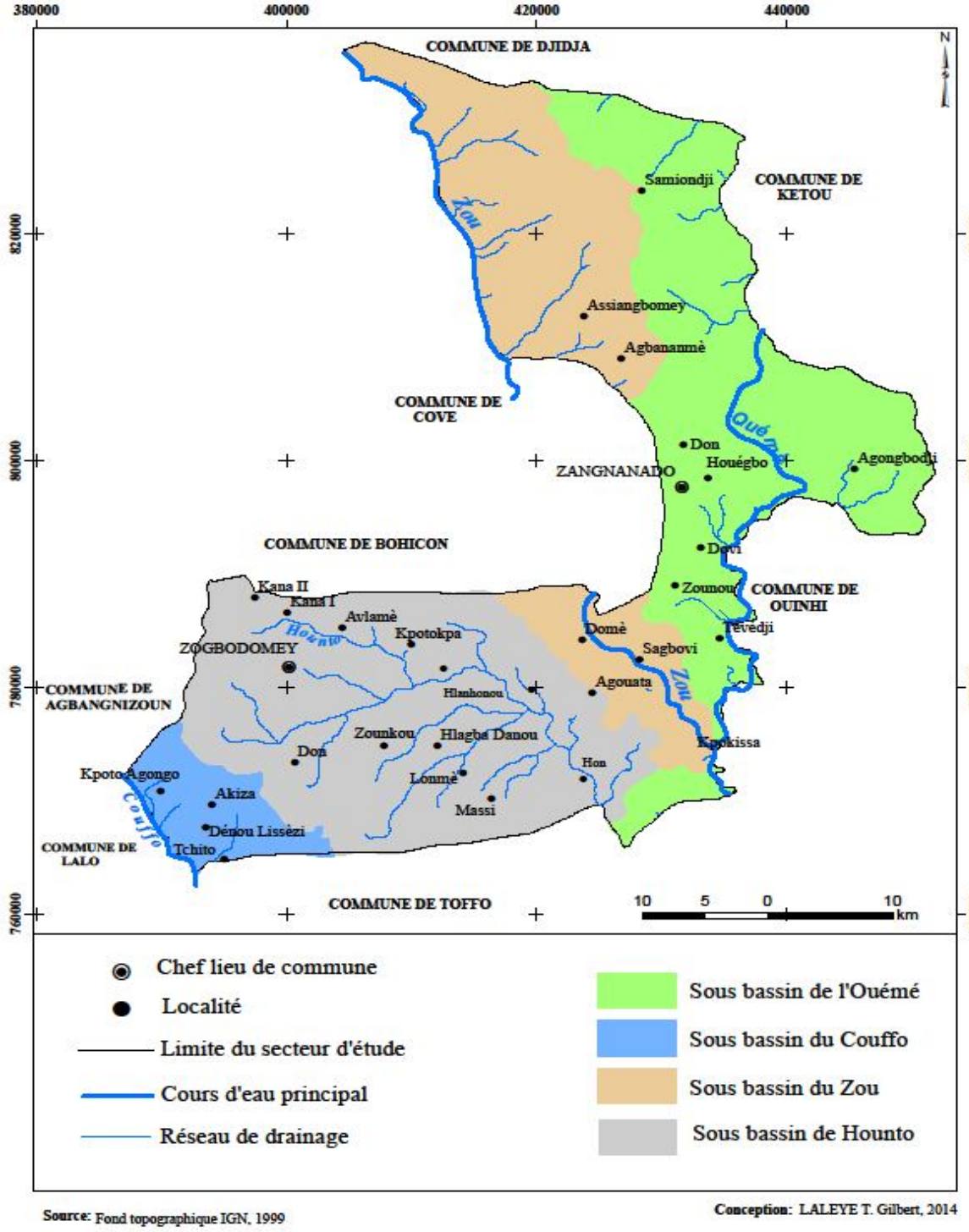


Figure 13: Sous bassins versants de la région de Zagnanado-Zogbodomey

Source : *Fond topographique IGN, 1999/ Conception Lalêye, 2014*

2.1.3.3. Géomorphologie

La diversité des milieux est faite sur trois coupes de paysage (figure 14). Le trait de coupe du profil (1) part de Assiangbomey pour Samiondji. Il est orienté SSW/ NNE. Les altitudes sur ce tronçon évoluent de 43 à 270 m. Long d'une trentaine (30) de kilomètres, le tronçon traverse un espace encadré de part et d'autre par deux vallées importantes. A l'Ouest, le relief est drainé par un des versants du fleuve Zou. A l'Est par un système de pente plus ou moins pontu qui échoue dans l'Ouémé. Entre ces deux versants, la topographie présente des allures non mentionnées delimitant plusieurs vallons. Le profil (2) suit la ligne de plus grande pente en partant du sommet (Agongbodji) pour aller vers la partie la plus en creux du paysage (Zangnanado). Il est orienté W/E. Il traverse le versant Ouest et Est de la vallée de l'Ouémé, au niveau de ces deux localités. Le profil de la vallée à cette latitude est assez irrégulier et dégage ainsi un rebord de plateau fortement erodé. De la dépression de Lama (Massi) en passant par la vallée de l'Ouémé, le troisième trait de coupe atteint Domè. Entre ces deux localités, le fleuve Ouémé étale ses eaux sur une topographie moins élevée que les précédantes surfaces traversées (figure 14). Le troisième trait est orienté SW/NE, et les altitudes relevées ne dépassent point les 80 m. Dans la vallée de l'Ouémé, l'eau est proche de la surface du sol avec des niveaux statiques généralement inférieurs à 10 m. Le phénomène d'artésianisme est par ailleurs fréquent dans ces mêmes vallées, ainsi que dans la dépression de la Lama. Le dénombrement d'un grand nombre de sources artésiennes dans les deux communes est favorisé par leur position géographique. Les sources artésiennes et l'aménagement des forages artésiens ainsi créés constituent une importante source d'approvisionnement pour les popopulations des deux communes.

2.1.4. Sols et paysage

2.1.4.1. Type de sols

Les différents types de sols de notre zone d'étude (figure 3) sont décrits en tenant compte des propriétés physiques et hydraulique des sols au Bénin (Azontondé, 1990). En ce qui concerne les sols de la région, on distingue trois grandes catégories :

Les sols tropicaux lessivés, formés de terrains cristallins. Le fort lessivage de ces sols est dû à leur richesse en sable fin et en limon, et à cause de leur faible structuration. Ce sont les sols les mieux représentés au Bénin où ils couvrent 60 à 70% de la surface totale du pays. Ces sols sont caractérisés par une texture limono-sableux en surface et argilo-sableux en profondeur**.**

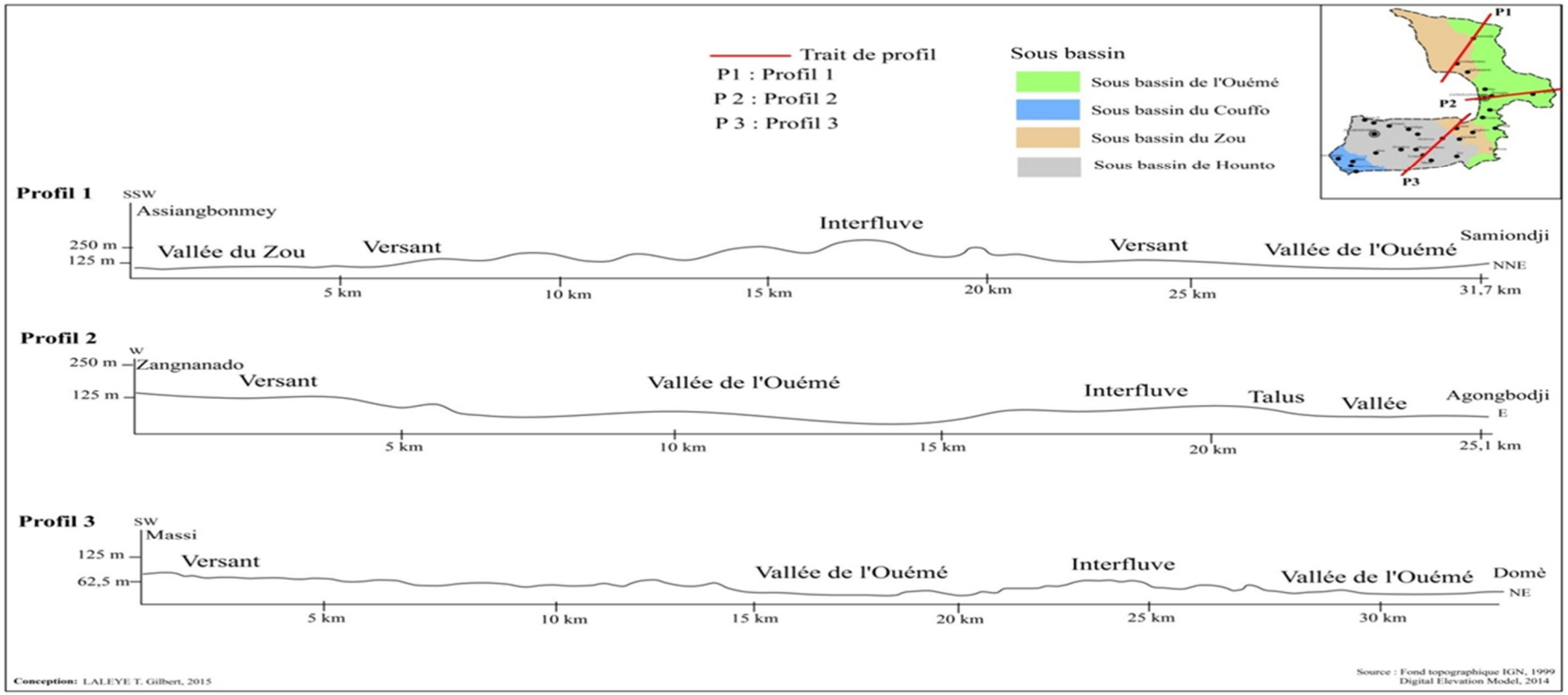


Figure 14: Toposéquence des communes de Zagnanado- Zogbodomey

Source : *Fond topographique IGN,1999 Digital Elevation Model, 2014/ conception Lalêye,*

Le taux d'argile passe de 6 ou 10% à 35 ou 40% de la surface en profondeur ; les teneurs en sable au contraire passent de 70% à 40%. L'indice d'instabilité structurale varie de 0,8 en surface à 2 en profondeur. Leur indice d'érodibilité varie autour de 0,2. Ils sont assez perméables en surface avec une conductvité hydraulique de 4 à 6 cm/h, mais en profondeur elle baisse sensiblement pour atteindre 2 ou 3 cm/h. Leur réserve hydrique est faible, elle est de 40 mm dans les 30 premiers centimètres et 120 mm en profondeur. Un tiers du territoire de la commune de Zagnanado est recouverte de sols tropicaux lessivés. On les rencontre dans les arrondissemnts de Banamè, au nord de l'arrondissement de Don-Tan. Les vertisols et les sols ferrugineux recouvrent tous deux environ 10% du territoire de la commune de Zogbodomey et sont principalement situés dans la partie sud de la commune.

- Les sols ferrallitiques sur grès et matériau colluvial ou sédiment argilo-sableux du continental terminal qui sont des sols profonds plus ou moins rubéfiés. Selon Azontonde (1999), ils sont assez sableux en surface avec 5 à 15% d'argile. Ce taux passe rapidement à 30% entre 30 et 60 cm de profondeur puis à 45 et même 50% au-dela de cette profondeur. L'indice d'instabilité structurale de Henin est bon inférieur à 1 en surface (10-30 cm) et moyen (1-3) en profondeur. Leur indice d'érodibilité est assez bon ≈ 0,05 en surface, moyen ≈ 0,1 en profondeur. La perméabilité (K') (conductivité hydraulique) est bonne et varie entre 5 et 8 cm/h en surface et devient moyenne (3 – 6 cm/h en profondeur). La réserve d'eau dans ces sols est sensiblement constante et varie entre 40 et 50 mm à 30 cm du sol puis entre 60 et 70 mm à 60 cm du sol. Un tiers du territoire de la commune de Zagnanado est recouverte de sols ferralitiques. Ils sont répandus dans les arrondissements de Zagnanado, d'Agonlin-Houégbo et une partie dans les arrondissements de Dovi, de Don-Tan. La moitié du territoire de la commune de Zogbodomey est recouverte de sols ferralitiques. Ils se retrouvent dans les arrondissements de Zogbodomey, de Zoukou, de Koussoukpa, de Domè, de Tanwé-hessou, et de Avlamè.
- Les sols hydromorphes sur sables ou matériau alluvial argileux des vallées et des plaines argileuses caractérisées par un engorgement. Ils sont en général finement structurés en grumeleux ou grumelo-polyédrique. Leur indice d'érodibilité de ces sols est moyen avec une valeur comprise entre 0,1 et 0,2. Leur perméabilité est moyenne en surface (K= 4 - 5 cm/h) et faible en profondeur (1 - 2 cm/h). Leur réserve hydrique est faible ; elle est d'environ 75 ou 100 mm. Un autre tiers du territoire de la commune de Zagnanado est recouverte de sols hydromorphes. Ils se trouvent le long des cours d'eau principalement dans les arrondisemnts

de Dovi et de Kpédékpo. Ainsi environ le tiers de la commune de Zogbodomey est recouverte de sols hydromorphe. Ils sont répandus surtout dans l'arrondissement de Massi.

2.1.4.2. Végétation

Le paysage est principalement caractérisé par des mosaïques de culture et de jachère respectivement 43,5% et 37,8% des superficies des communes de Zogbodomey et Zagnanado (SDAC, 2012). Des marécages et de la galerie forestière longent les principaux cours d'eau. De plus, la partie Sud de la commune de Zogbodomey est recouverte de forêts denses associées à la Forêt de Ko et de plantations de céréales (de maïs). En plus de la forêt classée de la Lama qui s'étend sur une superficie d'environ 16 250 ha et qui a été classée en 1946 par l'arrêté n° 05574/SE du 24/12/46, 18 autres forêts communautaires ont été dénombrées sur une superficie de 8,53 ha. Ces forêts sont à 95% composées de Techthona grandis et à 5% d'autres espèces telles que *Acacia auriculifomis* et *Senna siamea* (Photo 1.1). Les formations végétales présentes dans la commune de Zagnanado sont fortement anthropisées. En effet, la végétation naturelle caractéristique très riche en santal (*Pterocarpus erinaceus*) appelé « Kozo» en langue locale fon n'existe presque plus sur le plateau de Zagnanado. Au centre de la commune, elle a été remplacée par la savane herbacée dominée par le chiendent (*Imperata cylindrica*) et les Andropogonae, la savane arbustive dominée par le Capokier africain (*Daniella oliveri*) et le Corosol sauvage (*Annona senegalensis*). Au nord, la végétation est faite de savanes boisées et de forêts claires avec des espèces ligneuses telles que : le néré (Parkia bigblobosa), le Prosopis (*Prosopis africana*) ou ‹‹ kakè » en fon et *Anogeissus leicarpus* appelé ‹‹Hlinhon» en fon. Au sud et à l'est, se retrouvent des savanes herbacées et marécageuses, elles sont dominées dans les environs du village de Kpédékpo et autour du lac Azili par le palmier raphia (*Raphia hookeri*). Dans cette mosaïque de savanes, de jachères et de champs, se retrouve des pieds isolés d'essences forestières comme le fromager (*Ceiba pentandra*), le faux iroko (*Antiaris africana*), et le vrai iroko (*Milicia excelsa*). Les formations végétales présentes autour des sources artésiennes sont pour la plupart du temps préservées par la population. Elles sont tout comme la source sacrée et ne doivent pas faire objet d'exploitation.

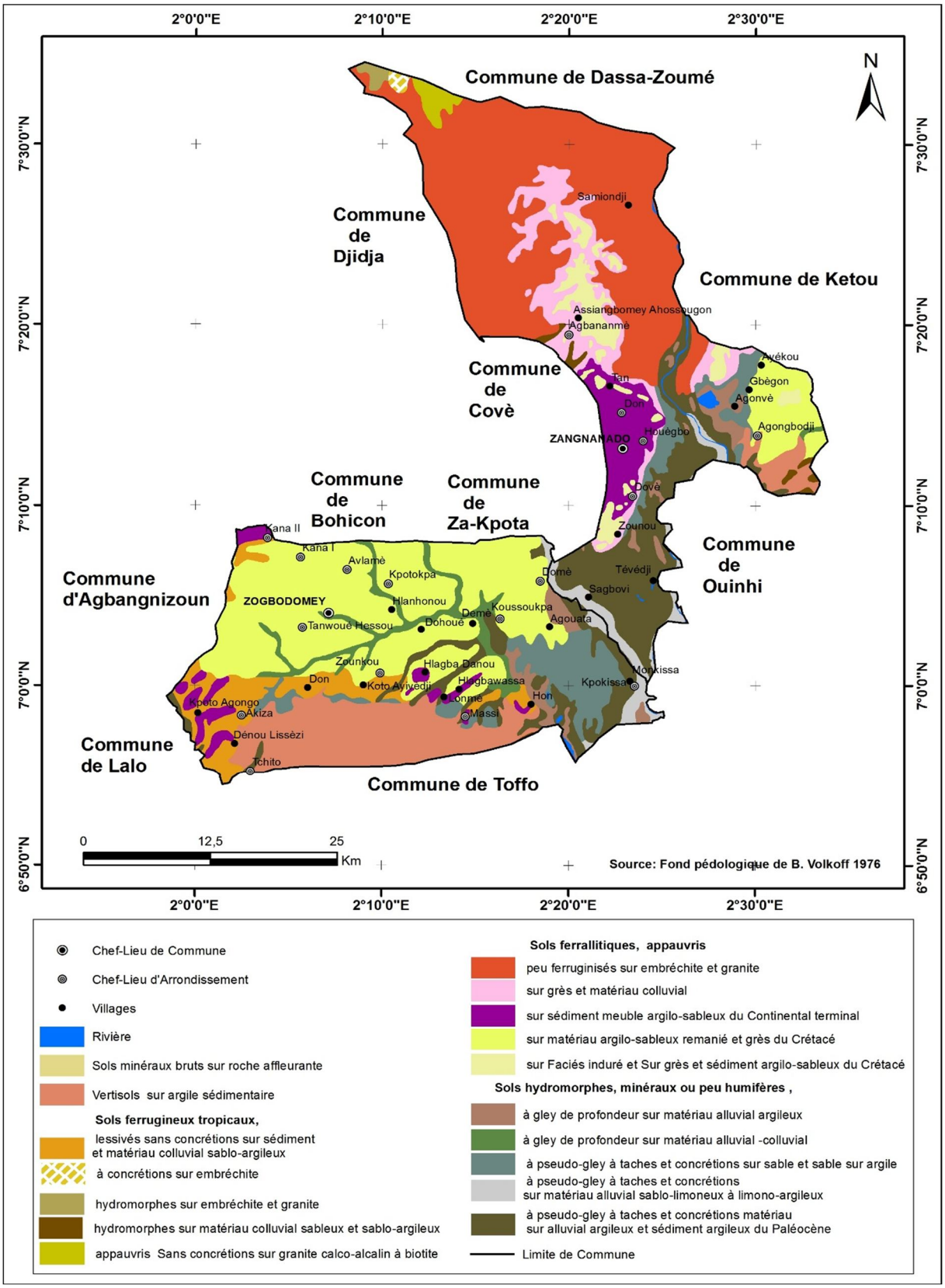


Figure 15 : Carte pédologique des communes de Zagnanado et de Zogbodomey



Vue partielle de la végétation à Zogbodomey (A)



Vue partielle de la végétation à Zagnanado (B)

Photo 1: Quelques aspects du couvert végétal dans la région Zogbodomey (A) et à-Zagnanado (B)

Source : Prise de vue : Lalèyê, avril 201

2.1.5. Contextes géologique et hydrogéologique

2.1.5.1. Contexte géologique

Notre zone d'étude prend en compte le plateau de Zagnanado en entier et une partie du plateau d'Abomey. Sur le plateau de Zagnanado la géologie des matériaux de surface est principalement caractérisée par des dépôts alluviaux récents et anciens constitués de sables, argiles avec graviers subordonnés et de niveaux charbonneux et des formations de la limite Turonien-Coniacien (~91-89 Ma) qui sont constituées de sables quartzeux avec graviers et argiles kaoliniques subordonnés et/ou de grès ferrugineux. Un peu plus du quart de la commune est recouverte de gneiss (biotite, migmatite). Des formations de quartzite se retrouvent dans la portion Nord de la commune accompagnées par des formations de l'époque Maestrichtien (environ de 70,6 à 65,5 Ma) qui sont composées de sables, argiles, marnes et calcaires avec niveaux charbonneux à la base (figure 16).

Finalement, la partie Est de la commune est caractérisée par des formations du paléocène inférieur-moyen composées de sables, d'argiles, marnes, calcaires et de niveau glauconieux-colitique à la base (SDAC, 2012). Dans la commune de Zogbodomey la géologie des matériaux de surface est principalement caractérisée par des formations de l'époque Maestrichtienne (environ de 70,6 à 65,5 Ma) et qui sont composées de sable, d'argile, de marne et de calcaire avec niveaux charbonneux à la base. Près du quart de la commune est recouvert de formations du paléocène supérieur et inférieur-moyen. La formation du

Paléocène inférieur-moyen est composée de sable, d'argile, de marnes, de calcaires et de niveau glauconieux-colitique à la base. Pour sa part, la formation du Paléocène supérieur est caractérisée par des argiles à kaolinite et/ou attapulgite parfois marneuses à minces passées carbonatées bioclastiques et pélitiques-psammitiques. Près de 20 % de la commune est recouvert de dépôts alluviaux récents constitués de sable, d'argile avec gravier subordonnés et de niveaux charbonneux. Finalement, les formations de la limite Turonien-Coniacien (~91-89 Ma) couvrent près de 21 % de la commune et sont constituées de sables quartzeux avec graviers et argiles kaoliniques subordonnés et/ou de grès ferrugineux (SDAC, 2012).

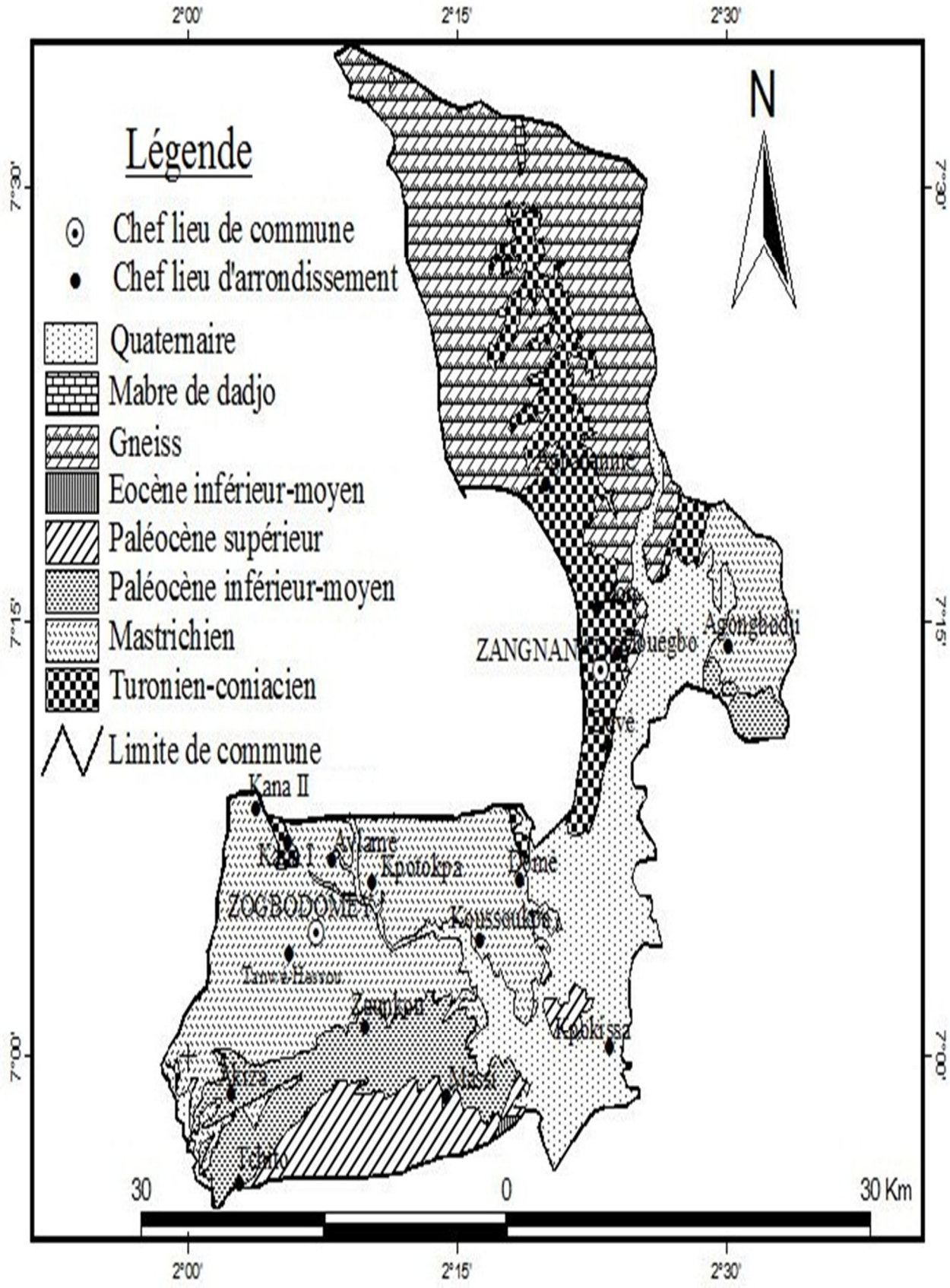


Figure 16: Géologique des communes de Zagnanado et de Zogbodomey

Source : *Fond topographique IGN, 1999/ Conception Lalêye, 2014*

2.1.5.2. Caractéristiques hydrogéologiques et Hydroclimatiques

Les plateaux d'Aplahoué, d'Abomey, de Zagnanado et de Kétou sont formés par les unités transgressives du Crétacé (unités I et II) sur le socle cristallin. Les travaux hydrogéologiques réalisés sur le bassin (Boukari, 2002 ; Boukari et Alassane, 2007) ont donné les caractéristiques ci-après de l'aquifère des sables du Crétacé supérieur, et de l'aquifère des calcaires paléocènes. La nappe de l'aquifère crétacé (Turonien-Coniacien ou Unité I) est libre au nord de la dépression de la Lama, où le Coniacien sableux affleure, et captive sous les argilites et marnes du Maestrichtien et de l'Eocène vers le sud, où le Coniacien s'enfonce rapidement (figures 17). Une fois la nappe captée dans le secteur où elle est en charge, l'eau remonte naturellement dans les ouvrages et, souvent devient jaillissante comme dans les forages artésiens retenus pour notre étude (tableau 2.2). L'aquifère des calcaires paléocènes (Unité IIb) est à nappe captive sous les argilites et marnes du Paléocène supérieur et de l'Eocène inférieur et moyen. Son épaisseur ne varie que de quelques mètres à une trentaine de mètres au maximum. Il est parfois affleurant ou subaffleurant dans la dépression de la Lama, puis s'approfondit rapidement vers le sud. Les nappes du crétacée et des calcaires paléocènes (sont captées par des forages plus ou moins profonds surtout dans le tiers nord du bassin. Les informations contenues dans la Banque de Données de Forages (Construite par Asconit en 2010) (DGeau) ne permettent pas de mettre facilement en évidence les zones de biseau sec des sables du Crétacé. Il ne devrait donc pas y avoir de biseau sec dans les sables du Crétacé. Mais les données des forages peuvent être partielles, et le nombre élevé de forages négatifs dans les plateaux d'Aplahoué et d'Abomey indique qu'il existe bien des secteurs stériles (figure 18), qu'il est logique – compte-tenu de la structure géologique - d'attribuer à la présence plus que probable d'un biseau sec (Achidi *et al.*, 2012). Les forages artésiens sont essentiellement recensés dans la partie méridionale des plateaux septentrionaux et au droit de la dépression de la Lama. Ils captent les aquifères captifs des sables du Crétacé et des calcaires de l'Eo-Paléocène (figure 19) (Achidi *et al.*, 2012).

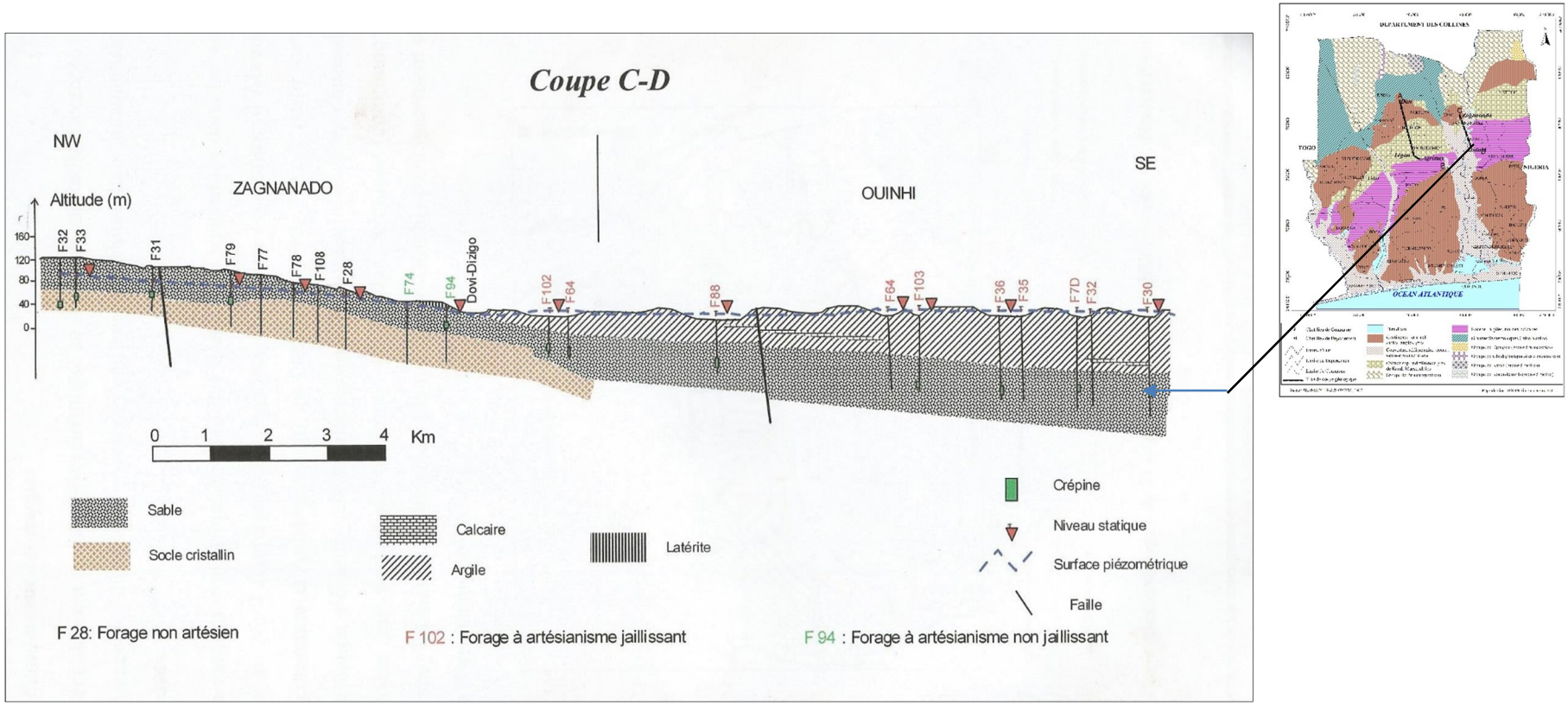


Figure 17: Coupe hydrogéologique NW-SE suivant le trait de coupe C-D de la figure de la carte hydrogéologique _02_Bassin_Côtier Sédimentaire du Bénin (Réalisée à partir des logs de forages d'hydrauliques villageoises à Zagnanado et Ouinhi, source de données : DGEau In (Adio et Delidji, 2011)

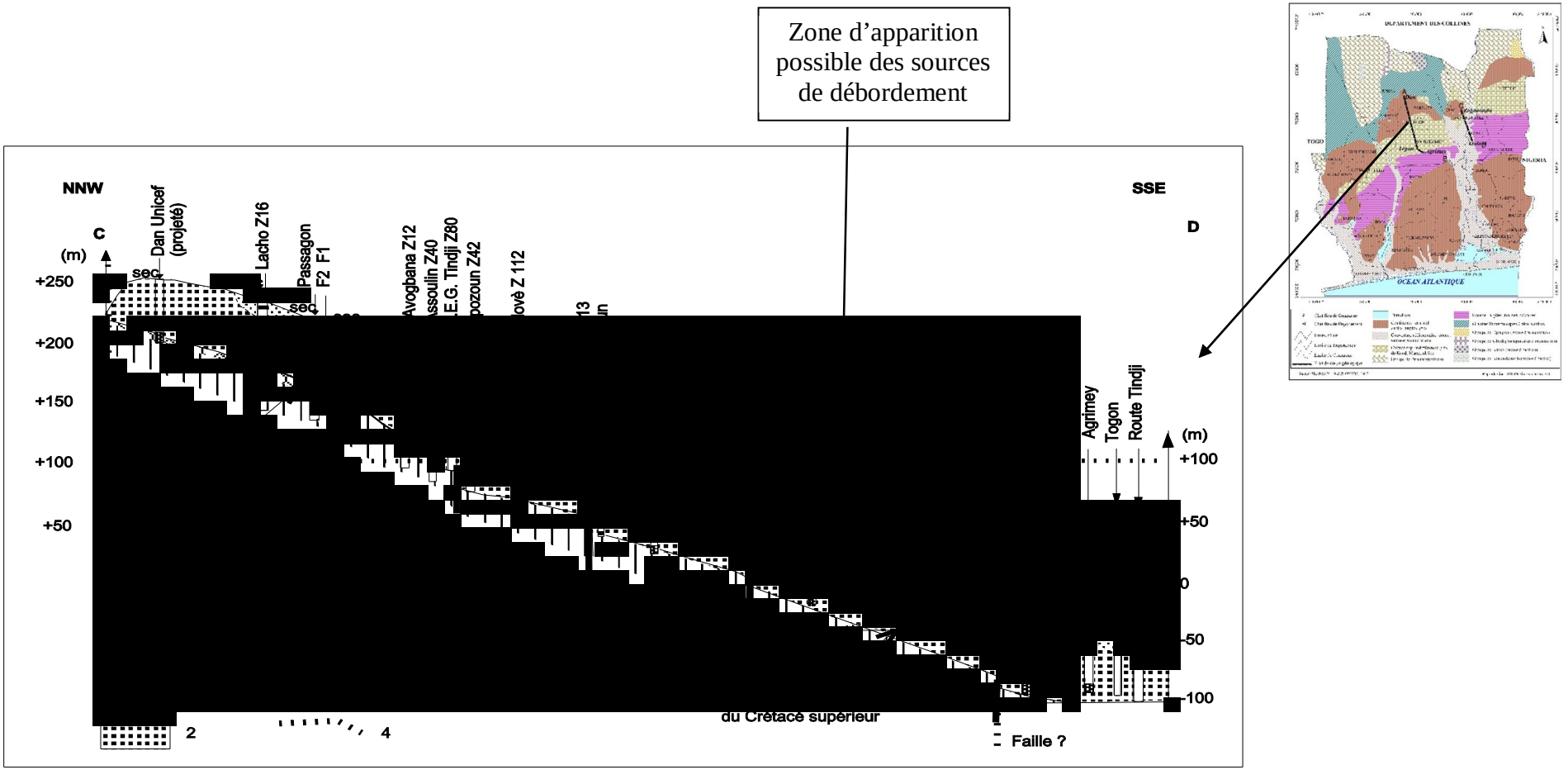


Figure 18: biseau sec□) du Turonien- Coniacien au niveau du plateau d'Abomey selon la ligne CD (Géohydraulique- BURGEAP, 1988) : 1- Argilites et marnes imperméables ; 2- Sables fins à grossiers aquifère ; 3- Socle panafricain, 4- surface piézométrique de l'aquifère du Crétacé supérieur.

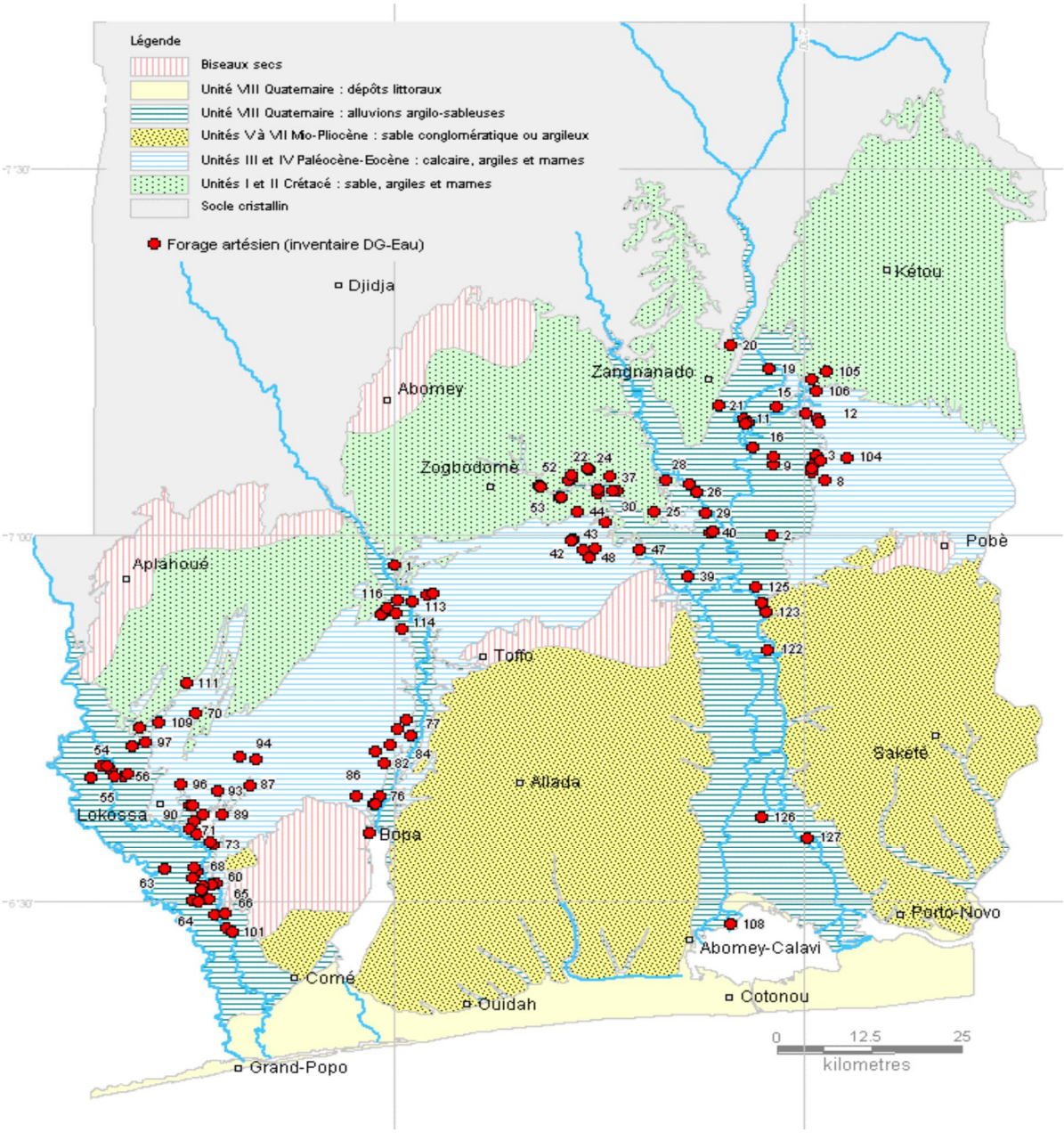


Figure 19 : Situation des forages artésiens dans le bassin côter du Bénin – Données DG-Eau

Tableau III: Les forages artésiens étudiés captant l'aquifère du Crétacé de la commune de Zogbodomey

Commune	**Arrondis Sement**	**Village**	**Localité**	**LONGITUDE**	**Latitude**	**Niveau Statique (m/sol)**	**Prof Forée (m/sol)**	**Debit m^3 / h**	**Formation**
ZOGBODOMEY	AVLAMEY	AVLAMEY	GBATA (Avavi)	**02°12'51.0"E**	**07°04'51.0"N**	**-0,9**	**103,7**	**120**	**Crétacé**
	KPOKISSA	KPOKISSA	KPOKISSA centre	**02°23'18.2"E**	**07°00'20.2"N**	**-1,6**	**262,5**	**60**	**Crétacé**
	Koussoukpa	SAMIONTA	EPP SAMIONTA	**02°12'57.1"E**	**07°04'17.4"N**	**-1.2**			**Crétacé**
	Zoukou	HLANHONOU	HLANHONOU GNANLI-ZASSA	**02°10'34.1"E**	**07°0 4'05.8"N**	**-1 ,5**	**96,5**	**120**	**Crétacé sup**
	Massi	HON	AZONME	**02°17'57.5"E**	**06°58'50.0"N**	**-4**	**150,1**		**Maëstrichtien**

D'après source : DG_{Eau}

2.1.6. Populations et activités socioéconomiques : deux éléments de pression sur les ressources en eaux souterraines

Les populations des communes de Zagnanado et Zogbodomey comptaient respectivement au dernier recensement (RGPH3) réalisé en 2013, un effectif de 36756 habitants et 72 338 habitants soit 6,1% et 12, 05 % de la population du Zou. La population de Zagnanado était : de 26455 habitants en et 34363 habitants en 1992. Les données de ce dernier recensement montrent que de 1992 à 2002, cette population de Zagnanado a connu une faible augmentation de 0,7 % par an alors qu'entre 1979 et 1992 cette croissance était de l'ordre de 2,2 % par an. Par contre à Zogbodomey elle est passée de 46126 habitants en 1979 à 58 639 habitants en 1992 puis à 72 838 habitants en 2002, soit des taux d'accroissement de 1,84 % entre 1979 et 1992 et de 2,09 % entre 1992 et 2002. Avec un effectif de 18870 habitants, les femmes font 51,33 % de la population de la commune de Zagnanado. Les femmes de Zogbodomey représentent 52,4 % de la population de cette commune. Elles jouent un rôle important dans l'approvisionnement en eau dans la commune. En effet, ce sont les femmes qui s'occupent des travaux domestiques dans les ménages. Pour cela, elles ont besoin de l'eau pour accomplir ces différentes tâches. Cette situation les amène à être à la quête permanente de l'eau soit pour la consommation, soit pour les repas, soit pour d'autres usages dans leur ménage. La même situation justifie leur forte présence au niveau des sources et forages artésiens. Les données du dernier recensement général de la population indiquent que l'agriculture, la pêche, l'élevage et la chasse occupent une bonne frange de la population active (57,2 % à Zagnanado et 60% à Zogbodomey), suivis des activités de commerce et de restauration (19,4 % à Zagnanado et 26% à Zogbodomey). On enregistre dans les autres secteurs (artisanat, transformation, etc.) 14% de la population de Zogbodomey contre 21,4% à Zagnanado.

2.1.6.1. Activités socioéconomiques

Selon la carte du SIG – de la Direction de la Programation et de la Prospective du Ministère de l'Agriculture de l'Elevage et de la Pêche (DPP/MAEP), la commune de Zagnanado fait partie de la zone agro-écologique des terres de barre et la commune de Zogbodomey fait partie de la zone agro-écologique de dépression (SDAC, 2012). Le régime des pluies y est souvent perturbé entraînant des changements dans les cycles de production annuels.

Les cultures pratiquées à Zagnanado peuvent être regroupées en cinq grandes catégories à savoir :

- les céréales (maïs, sorgho) qui occupent 29 % des superficies cultivées;
- les légumineuses qui occupent 15 % des superficies cultivées;

• les tubercules qui occupent 19 % des superficies cultivées;
• les cultures maraîchères qui occupent 3 % des superficies cultivées;
• les cultures de rentes, arachide et coton qui occupent respectivement 25 % et 9 % des superficies cultivées.
Les cultures pratiquées à Zogbodomey peuvent être regroupées en cinq grandes catégories à savoir :
Les cultures pratiquées à Zogbodomey peuvent être regroupées en cinq grandes catégories à savoir :
• les céréales (maïs, riz, sorgho) qui occupent 30 % des superficies cultivées;
• les légumineuses qui occupent 15 % des superficies cultivées;
• les tubercules qui occupent 23 % des superficies cultivées;
• les cultures maraîchères qui occupent 4 % des superficies cultivées;
• les cultures de rentes, arachide et coton, qui occupent respectivement 15 % et 12 % des superficies cultivées.
Les cultures pratiquées dans les deux communes ne bénéficiant pas encore d'apport d'eau à partir des réservoirs souterrains. En général, l'agriculture est essentiellement pluviale en dehors des périmètres rizicoles et des sites maraîchers où l'irrigation est pratiquée à l'aide des ouvrages hydrauliques captant la nappe phréatique. Les cultures maraîchères occupent 4 % et 3 % des superficies cultivées respectivement à Zogbodomey et à Zagnanado (SDAC, 2012). Par ailleurs, la transformation des produits agricoles (manioc, noix de palme, soja, arachide) nécessiterait des quantités importantes d'eau. La transformation agroalimentaire est essentiellement l'oeuvre des femmes. Plusieurs produits agricoles sont objets de transformation dans les deux cmmunes. Il s'agit des noix de palme, de l'arachide, du manioc, du maïs et du niébé. Le manioc est transformé en gari, l'arachide est transformé en galettes « Kluiklui » et en huile d'arachide, les noix de palme sont transformées en huile rouge et huile de palme et le vin de palme en « SODABI », le soja en fromage, le riz paddy en riz cargo à Avlamè (Zogbodomey).
La pêche dans la commune de Zagnanado est de type continental et est pratiquée dans les lacs, les rivières, les étangs et les fleuves. Les pêcheries de la commune s'étendent sur plus de 835 ha. Les différentes zones de pêche sont : tout l'arrondissement de Dovi, tout l'arrondissement de Kpédékpo sauf Zantan, l'arrondissement d'Agonlin- Houégbo principalement le village Bamè. La commune de Zogbodomey est traversée dans sa partie ouest par le fleuve Zou et la rivière Hlan, favorables aux activités de pêche. On y dénombre également dix puits artésiens et trois bas-fonds favorables aux activités de pisciculture. Toutes

ces potentialités sont Toutes ces potentialités sont concentrées sur cette partie ouest de la commune au profit de quatre arrondissements à savoir Kpokissa, Koussoukpa, Domè et Avlamè. La pisciculture, surtout l'élevage du tilapia, est développé à petite échelle dans les deux cmmunes. Les principales contraintes liées aux activités de pêche sont :

• ensablement et envasement des plans d'eau et cours d'eau;
• utilisation des matériels de pêche inappropriés ;
• exploitations anarchiques des cours d'eau;
• envahissement des cours et plans d'eau par la jacinthe d'eau;
• paupérisation des plans d'eau en alevins à croissance rapide;
• surexploitation de certains plans d'eau.

Dans les deux communes, l'élevage est de type traditionnel. Les animaux sont laissés en divagation ou conduits dans la brousse. L'élevage de type moderne est pratiqué à faible échelle. Les espèces élevées sont les bovins, les ovins, les porcins, les caprins, les lapins, les volailles et les aulacodes. On dénombre dans la commune de Zogbodomey, selon les statistiques du CeCPA en 2013, 70427 têtes de volailles, 12 000 têtes de petits ruminants et 2991 têtes de bovins. Par contre, à Zagnanado, on dénombre 63400 têtes de volailles, 32415 têtes d'ovin et caprins et 31700 têtes de porcins. Il n'existe pratiquement pas d'infrastructures pastorales adéquates dans les deux communes. Ces animaux laissés en divagation polluent l'environnement par leurs déjections. La non maîtrise des techniques d'élevage et l'inaccessibilité aux soins vétérinaires font qu'on assiste malheureusement à un fort taux de mortalité des petits ruminants. Souvent, les bêtes mortes sont jetées sur les tas d'ordures. L'azote est un constituant essentiel de tous les êtres vivants puisqu'il entre dans la composition des protéines et des acides nucléiques. Les nitrates peuvent provenir des déchets organiques (humains et animaux). Signalons au passage que la plupart des villages ne disposent pas de cimetières.

Dans les deux communes, le secteur de l'artisanat est caractérisé par un artisanat de service qui regroupe plusieurs corps de métier : la couture, la menuiserie, la coiffure féminine, la coiffure masculine, la mécanique moto, la mécanique auto, la soudure (autogène ou à l'arc), le dépannage radio et TV, la vulcanisation, l'électricité bâtiment, l'électricité auto, la plomberie et la photographie; soudeur-peintre-calligraphes, tisserands. L'artisanat (forge, vannerie, tissage) sont aussi des activités dans les deux communes. A Zogbodomey, on trouve plus de 40 chaudronniers. Un artisanat d'art marqué par la sculpture sur bois se trouve à Zagnanado. La plupart des constituants des déchets urbains contiennent des métaux lourds tels que les piles (Hg, Zn, Pb, Cd), les peintures (Cr, Cd, Pb), les plastiques (Cd, Ni), les papiers cartons

(Pb) etc. (De Miquel, 2001; Aloueimine, 2006). Cette étude s'est proposée d'évaluer la contamination métallique des champs de coton et des terres de couvertures des sources et forages artésiens, en relation avec les activités agricoles, artisanales et domestiques très développées dans la région en absence d'activités industrielles . Trois métaux lourds Cd, Hg, et Pb ont été dosés dans les terres de couvertures des sources et forages et des champs de coton dans les arrondissements où la culture de coton se pratique

2.1.7. Problématique de l'eau potable dans les deux communes

L'eau potable n'est pas disponible et accessible dans tous les arrondissements. Les tableaux IV et V font l'état des lieux des infrastructures hydrauliques dans les deux communes.

Les arrondissements de Cana I, Cana II et Zogbodomey-Centre, de Zagnanado de Agonlin-Houégbo sont en partie couverts par le réseau d'adduction d'eau potable. Le taux de la population n'ayant pas accès à l'eau potable est estimé à 40,8% à Zogbodomey et seulement20 % de la population ont accès à l'eau potable à Zagnanado selon les enquêtes EMICOV (2007).

20 % de la population ont accès à l'eau potable à Zagnanado selon les enquêtes EMICOV (2007).

Tableau IV: Répartition des infrastructures d'eau potable dans la commune de Zagnanado

Arrondissement	Points d'eau publics				Autres points d'eau			
	AEV	BF	FPM	PEA publ (BF)	PEA privés	Puits tradit	Sources	Réseau SONEB
AGONLIN HOUEGBO	0	0	5	0	8	6	3	existe
BANAME	1	16	25	0	2	1	0	inexistant
DON TAN	1	11	2	0	1	0	1	inexistant
DOVI	0	0	9	0	3	6	0	inexistant
KPEDEKPO	1	8	21	6	6	1	0	inexistant
ZAGNANADO	0	0	8	0	5	5	3	existe
TOTAL	3	35	70	6	25	19	7	

Source : Résultats de l'inventaire des points d'eau ; COTEF Sarl 2012

Légende : AEV= Adduction d'eau villageoise PEA= Postes d'Eau Autonome

BF= Bornes Fontaines FPM= Forages équipés de Pompe à Motricité Humaine

Au vu de ces données sur les points d'eau, il est à remarquer que la Commune de Zagnanado dispose globalement de 111 points d'eau modernes publics répartis en 35 Bornes Fontaines (BF) alimentés par 3 AEV distincts (1 à Kpédékpo ; 1 à Banamè et 1 à Don-Tan.), 70 Forages équipés de Pompe à Motricité Humaine (FPM), et de 3 Postes d'Eau Autonome (PEA) jaillissant aménagés sous forme de BF.

On dénombre également 25 PEA privés (dont 17 Réalisés par l'ONG Jeunesse ambition), 19 puits traditionnels publics (équipés soit d'un treuil, soit d'une poulie ou soit d'aucun système d'exhaure), et 7 sources naturelles.

La SONEB quant à elle, est présente seulement dans deux (02) arrondissements. Il s'agit des arrondissements d'Agonlin-Houégbo et de Zagnanado et compte jusqu'en Novembre 2012, 417 abonnés privés. Des forages ont été faits sans succès dans certaines localités et sont restées sans suite jusqu'à présent (Achidi et al. 2012).

Tableau V: Répartition des infrastructures d'eau potable dans la commune de Zogbomey

Arrondissement	Forage	AEV	PEA	Puits modernes	Réseau Soneb
Akiza	34	4	1	1	inexistant
Avlamé	35	6	1	1	inexistant
Cana 1	11	0	0	0	Partiel
Cana 2	8	1	1	0	Partiel
Domè	35	9	2	1	inexistant
Koussoukpa	19	4	4	0	inexistant
Kpokissa	6	3	2	1	inexistant
Massi	37	3	4	3	inexistant
Tanwè-hèssou	42	5	5	1	inexistant
Zogbodomey	45	1	1	0	Partiel
Zoukou	27	4	0	0	inexistant
Total	299	40	21	8	-

Source : *Etat des lieux, SDS Eau et Assainissement Zogbodomey (2014).*

Légende : AEV= Adduction d'eau villageoise PEA= Postes d'Eau Autonome

Au total, 5 différentes zones sont identifiées dans la commune de Zogbodomey en ce qui concerne l'eau. Il s'agit de :

Zone 1 regroupant certaines localités des arrondissements suivants : Cana1, Cana 2, Zogbodomey. Ce sont les localités desservies par le réseau de la SONEB.

Zone 2 regroupant les localités suivantes : Zogbodomey-Centre, Avlamè, Kotokpa, Zoungbo-Zounmè. Ces localités disposent chacune d'un château d'eau qui fournit en eau les habitants.

Zone 3 regroupant les localités suivantes : Kpokissa-Centre (un puits dans un CS pas très utilisé par les populations, un FPM non fonctionnel), Agouna, Gbaffo, Agoïta, Bolamè, tout l'arrondissement de Akiza, tout l'arrondissement de Tanwé-Hessou sauf le village de Agadjaligbo, tout l'arrondissement de Massi, tout l'arrondissementde Zoukou, tout l'arrondissement de Zogbodomey sauf la ville de Zogbodomey-Centre, tout l'arrondissement de Avlamey sauf les villages de Avlamey et de Kotokpa, Tout l'arrondissement de Zoukou et tout l'arrondissement de Koussoukpa sauf le village de Lokoli. Ces localités disposent de forages équipés de pompes à motricité humaine ou de puits artésiens.

Zone 4 regroupant les localités suivantes : Domè, Gohissanou, tout l'arrondissement de Cana 1 sauf Kpota et Domè. Ces localités ne disposent que de citernes ou de puits à grand diamètre.

Zone 5 regroupant toutes les localités de l'Arrondissement de Kpokissa à l'exception du village de Kpokissa-Centre. Les populations de ces localités s'approvisionnent en eau à partir des retenues, cours et plans d'eau.

CHAPITRE III : APPROCHE METHODOLOGIQUE

La méthodologie adoptée repose, dans un premier temps, sur la collecte, le dépouillement et l'analyse des nombreuses données accumulées dans les ouvrages consultés dans les centres de documentations universitaires. Les données existantes ont été, dans un second temps, complétées par les travaux complémentaires de terrain et de laboratoire en ce qui concerne particulièrement l'hydrochimie et la bactériologie.

3.1. **Types de données collectées**

Dans le cadre de la présente recherche, des données qualitatives et quantitatives ont été utilisées.

3.1.1. Données qualitatives

Les données utilisées sont d'abord géologiques, climatologiques, hydrologiques, piézométriques, et les images satellitaires. Elles sont également des données d'observations ou de mesures directes comme les paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau.

- Données hydrogéologiques

Elles sont extraites des résultats des travaux de Achidi *et al.* (2012) sur le Programme Eau Potable et Assainissement (PEP) au Bénin (2011).

- Données hydroclimatiques

Ce sont les données concernant les températures, la précipitation et l'évaporation potentielle à la station synoptique de Bohicon, relevées au cours de ces trente (30) dernières années. Les communes de Zagnanado et de Zogbodomey n'ayant pas une station synoptique, et proche de Bohicon. La température et l'humidité sont supposées être les mêmes. Par contre les précipitations ont été relévées à Zagnanado.

*** Documents cartographiques**

Les documents planimétriques dont les données sont extraites et utilisées sont, entre autres, la carte générale de la République du Bénin au 1/600000^{e}, les cartes topographiques et géologiques : les feuilles Abomey-Zagnanado et Lokossa-Porto-Novo N. 5100-11-13-015 à l'échelle 1/200000 et les feuilles Zagnanado 1a et 1b à l'échelle de 1/50 000^{e}. Il s'agit également de la carte des altitudes. La carte du bassin sédimentaire côtier à l'échelle 1/200 000° avec Notice explicative : document réalisé par le Bureau d'Etudes IGIP – Ingenieur-Gesellschaft für internationale Planungsaufgaben mbH – pour le compte du Ministère de l'Energie, des Recherches Pétrolières et Minières, de l'Eau et du Développement des Energies Renouvelables (Achidi *et al.* 2012).

3.1.2. Données quantitatives

Elles concernent essentellement les données démographiques et socioéconomiques

Les données démographiques et socioéconomiques concernent l'effectif de la population et les activités (agricoles, industrielles et autres) organisées autour des hydro systèmes souterrains dans les communes de Zagnanado et Zogbodomey. Elles ont été utilisées pour l'analyse de la répartition spatiotemporelle de la population et de sa densité comme facteur de pression sur les hydro systèmes souterrains. Ces données sont issues des Recensements Généraux de la Population et de l'Habitation (RGPH) de 2013.

Ces différentes données ont été collectées grâce à la recherche documentaire et aux investigations de terrain.

3.1.3. Taille des échantillons et techniques d'échantillonnage

La méthode adoptée est non probabiliste. Il s'agit d'une technique exhaustive qui consiste à opérer des choix et à lister des groupes cibles. A cet effet, un choix raisonné par catégorie socio-professionnelle et par catégorie de personnes ressources, basé sur le principe du respect de l'égalité des effectifs au niveau des arrondissements a été fait à partir de ces listes.

Les échantillons d'eau ont été prélevés, suivant les protocoles décrits par Claasen (1982), Barcelona *et al.* (1985), Hounslow (1995), en saison pluvieuse et en saison sèche au niveau de 07 sources artésiennes, de 05 forages artésiens.

Par choix raisonné, des sources et forages artésiens ont été sélectionnés en se basant sur plusieurs critères à savoir :

- La proximité du site par rapport aux habitations ;
- densité des populations qui s'y approvisionnent ;
- forme d'aménagement des sources et forages artésiens ;

Ainsi, dans la commune de Zagnanado, qui compte (05) arrondissements possédant de sources artésiennes, il a été retenu 01 source artésienne par arrondissement sauf, à Banamè et Agonlin-Houégbo ou deux sources ont été sélectionnées pour le prélèvement d'eau compte tenu de la densité de population qui s'y approvisionne. Soit 07 sources artésiennes à Zagnanado.

Par contre, dans la commune de Zogbodomey, qui compte 05 arrondissements possédant de forages artésiens il a été retenu 01 forage artésien par arrondissement pour le prélèvement d'eau. Soit au total (05) forages artésiens à Zogbodomey et 07 sources artésiennes à Zagnanado.

Pour le choix des champs de coton, le critère répond à :

- être un arrondissement producteur de coton pendant au moins cinq années ;
- être à proximité des sources et forages de prélèvement.

Deux sites dans la commune de Zagnanado et quatre sites dans la commune de Zogbodomey ont été retenus.

Des terres de couverture des sources et forages ont constitué également des sites d'investigation.

En ce qui concerne les enquêtes socio-anthropologiques, les ménages, les centres de santé et élus locaux ont été interviewés.

Le choix des ménages repose sur plusieurs critères à savoir :

- être résident de la localité durant au moins dix années ;
- faire l'usage régulier de l'eau des sources et forages ;
- être âgé d'au moins trente ans.

A cet effet, 20 personnes ont été interviewées au niveau de chaque source ou forage. Au total 240 ménages ont été interviewés. Le nombre de ménages dans les villages qui abritent ces sources et forages artésiens est évalué à 2742 (RGPH, 2013). Les ménages interwievés constituent donc 8,75% des ménages qui utilisent les eaux echantillonnées pour le présent travail.

Les infirmiers ou médecins des centres de santé de l'arrondissement (CSA) des deux communes ont été interviewés pour s'enquérir des maladies fréquentes des populations. Au total (10) infirmiers ou médecins (CSA) ont été interviewés.

En outre, les délégués de village de chaque site de prélèvement et leurs chefs d'Arrondissements ont été interviewés. Soit au total 20 élus locaux ont été interviewés.

Les questionnaires, les guides d'observation et d'entretien (individuel et collectif) ont permis de collecter les données sur les perceptions populaires de la potabilité l'eau consommée, les quantités et les différents usages faits de l'eau, les sources réelles ou potentielles de pollution, etc.

3.1.4. Observations directes et enquêtes socio-anthropologiques

Les observations directes ont été menées sur les sites pour apprécier les conditions de vie et les pratiques des ménages, favorable à l'insalubrité. Les photographies instantanées des faits marquants, prises, ont servi à illustrer ce mémoire. L'observation a donc réduit les biais d'informations entre déclarations des acteurs et pratiques réelles car elle nous a permis de

mieux nous rapprocher du vécu quotidien des populations.

La collecte des données a été effectuée à l'aide d'un questionnaire structuré (voir annexe 6.1) testé avec succès, au préalable, auprès des habitants qui s'approvisionnent aux sources et forages artésiens.

3.1.5. Entretien

Les perceptions et opinions des différents acteurs posant des actes ou exerçant des activités susceptibles de polluer ponctuellement et accidentellement les forages et sources artésiens ont été recueillies. L'entretien concerne les deux cent quarante femmes qui viennent s'approvisionner aux forages et sources artésiens. Etant donné que l'observation paticipante ne permet pas d'accéder à toutes les informations nécessaires à la recherche, un recours au savoir faire des acteurs a-t-il été effectué. Les notes et transcriptions issues de plusieurs entretiens individuels réalisés avec des personnes ressources ont constitué une partie non négligeable du corpus des données collectées.

3.2. Analyse de l'évolution de la qualité des eaux des sources et forages artésiens

L'étude de l'évolution saisonnière de la qualité des eaux souterraines est faite sur la base de la variation des concentrations des paramètres physico-chimiques et bactériologiques.

3.2.1. Sites et prélèvements d'échantillons des eaux souterraines

Le prélèvement d'un échantillon d'eau en vue de la réalisation des analyses physico-chimiques et bactériologiques est une opération délicate car nécessitant beaucoup de soins. Le mode de prélèvement a varié suivant l'origine de l'eau. Les échantillons d'eau ont été prélevés, suivant les protocoles décrits par Claasen (1982), Barcelona *et al.* (1985), Hounslow (1995), en saison pluvieuse (septembre) et en saison sèche (avril) respectivement au niveau de 05 forages artésiens à Zogbodomey et de 07 sources artésiennes à Zagnanado (Figure 20). Les points de prélèvements, géoréférencés à l'aide du Global Positionning System (GPS) sont répartis dans les deux communes comme l'illustre la figure 9, leurs coordonnées géographiques sont reprises en (annexe, 1.1). Les échantillons d'eau ont été prélevés, avec toutes les précautions d'asepsie nécessaires, dans des flacons stérilisés de 100 ml pour l'analyse physico-chimique et de 500 ml pour le dénombrement des germes bactériologiques. Ils sont ensuite conservés à une température de 4°C. En ce qui concerne les échantillons de sols (terre au niveau des champs de coton, des sources et forages artésiens), pour la détermination des nitates, des nitrites et des métaux lourds, le prélèvement a été fait avec un instrument appelé «tarrière». Il faut prélever un échantillon représentatif dans un contenant de

plastique ou de verre et conserver à environ 4°C. Le delai de conservation entre le prélèvement et l'analyse ne doit pas excéder un mois. Ainsi, les éléments recherchés sont maintenus en état par l'usage de matériels appropriés (glacières chargées en permanence de stabilisateurs) puis envoyés au laboratoire. Le choix des sources (figure 20) de prélèvement des eaux échantillonnées a reposé sur plusieurs critères à savoir :

- la proximité du site par rapport aux habitations ;
- la densité des populations qui s'y approvisionnent ;
- la forme d'aménagement des sources et forages artésiens ;
- une source par arrondissement.

3.2.2. Travaux de terrain

Les travaux effectués durant les différentes campagnes ont concerné les mesures des niveaux statiques, des paramètres physico-chimiques des eaux et de leur alcalinité de même que les prélèvements d'échantillons d'eau et de terre pour des analyses au laboratoire. Sur le terrain, les valeurs de conductivité (valeur corrigée à 25°C), température et pH ont été mesurées à l'aide d'un conductimètre / pH-mètre WTW 340i/SET (précision de 0,05 unité pH, 1µS/cm et 0,1°C) régulièrement calibré. Les niveaux statiques ont été mesurés dans les puits à grands diamètres à l'aide d'une sonde lumineuse (Photo 2). Il faut signaler que par manque de matériel pour de pompage, il n'a pas été possible de purger les puits à grand diamètre avant l'échantillonnage. Mais la plupart des échantillons ont été prélevés dans des puits intensément exploités par les populations.



Photo 2: Mesure du niveau statique avec une sonde lumineuse

Source : *Prise de vue : Lalèyê, septembre 2014*

Deux campagnes de prélèvement d'eau ont été effectuées sur une période de 3 ans :

- une campagne en saison sèche (avril 2012 et avril 2013) pour prélever les eaux des forages artésiens ;
- une autre campagne en saison pluvieuse (juin 2014 et septembre 2014) pour prélever les eaux des sources et forages artésiens.

D'autres prélèvements d'eau dans les puits ont été faits sur l'ensemble de la zone d'étude (figure 20) afin de faire la répartition spatiale des valeurs de nitrates pour la validation de la carte de vulnérabilité de l'aquifère superficiel de la nappe phréatique à la pollution chimique.

Procédure pour le prélèvement

- Sources artésiennes

  Dans le cas d'une source artésienne, la bouteille a été plongée à une certaine distance du fond (50 cm) et de la surface, assez loin des rives ou des bords ainsi que des obstacles naturels ou artificiels, en dehors des zones mortes ou des remous, et en évitant la remise en suspension des dépôts.

- Robinet au niveau des forages artésiens

  Dans ce cas, la manipulation a été éffectuée dans les meilleures conditions de stérilité. Avant de procéder au prélèvement proprement dit il faut:

a) enlever les brise-jets et tuyaux de caoutchouc adaptés au robinet choisi, débarrasser celui-ci le cas échéant des concrétions calcaires, qui ont pu s'y déposer ;
b) se laver très soigneusement les mains et avant-bras, les rincer à l'alcool, laisser sécher ;
c) flamber le robinet pendant au moins 1 minute, en utilisant, par exemple, une lampe à souder portative au gaz butane, ouvrir le robinet et laisser couler 3 à 5 minutes avant de faire le prélèvement. Durant cette attente, et durant le prélèvement, il est utile qu'un assistant maintienne la lampe à souder allumée, un peu au-dessus du robinet ;
d) dégager de l'empaquetage stérile, le sommet du flacon, ce qui libère le paquet spécial du bouchon ;
e) vérifier que ce paquet est intact, tenir le bouchon de la main gauche par la partie ronde que l'on sent à travers le papier, déchirer celui-ci pour saisir le méplat par le petit doigt replié de l'autre main, selon le geste bactériologique habituel, dégager complètement le bouchon de son enveloppe, le maintenir de cette façon, rodage en bas, si possible près de la flamme durant tout le prélèvement ;
f) prendre le flacon de la main gauche, l'approcher des doigts libres de la main droite, enlever avec ceux-ci le coton bouchant le goulot ;

g) flamber rapidement le bord de ce goulot ; remplir presque entièrement le flacon, flamber à nouveau rapidement le bord du goulot, et mettre le bouchon (photo 3.2 A). Si un conditionnement simplifié est utilisé, tenir le flacon de la main gauche, dégager le flacon de son enveloppe, saisir le méplat, retirer le bouchon (ce qui fait tomber la bandelette de papier évitant le grippage) et le maintenir près de la flamme durant le remplissage du flacon. Pour celui-ci et le reste de la manipulation, procéder selon les indications ci-dessus.

h) Le prélèvement terminé, inscrire sur l'étiquette les indications nécessaires à l'identification du prélèvement. Replacer le flacon dans son enveloppe de papier, en protégeant préférentiellement le bouchon et le goulot.



A



B

Photo 3: Analyse in situ) flambage de robinet (A) dosage de pH et conductivité électrique (B) (**Source :** *Lalèyê, LCQEA / DNSP (2012)*

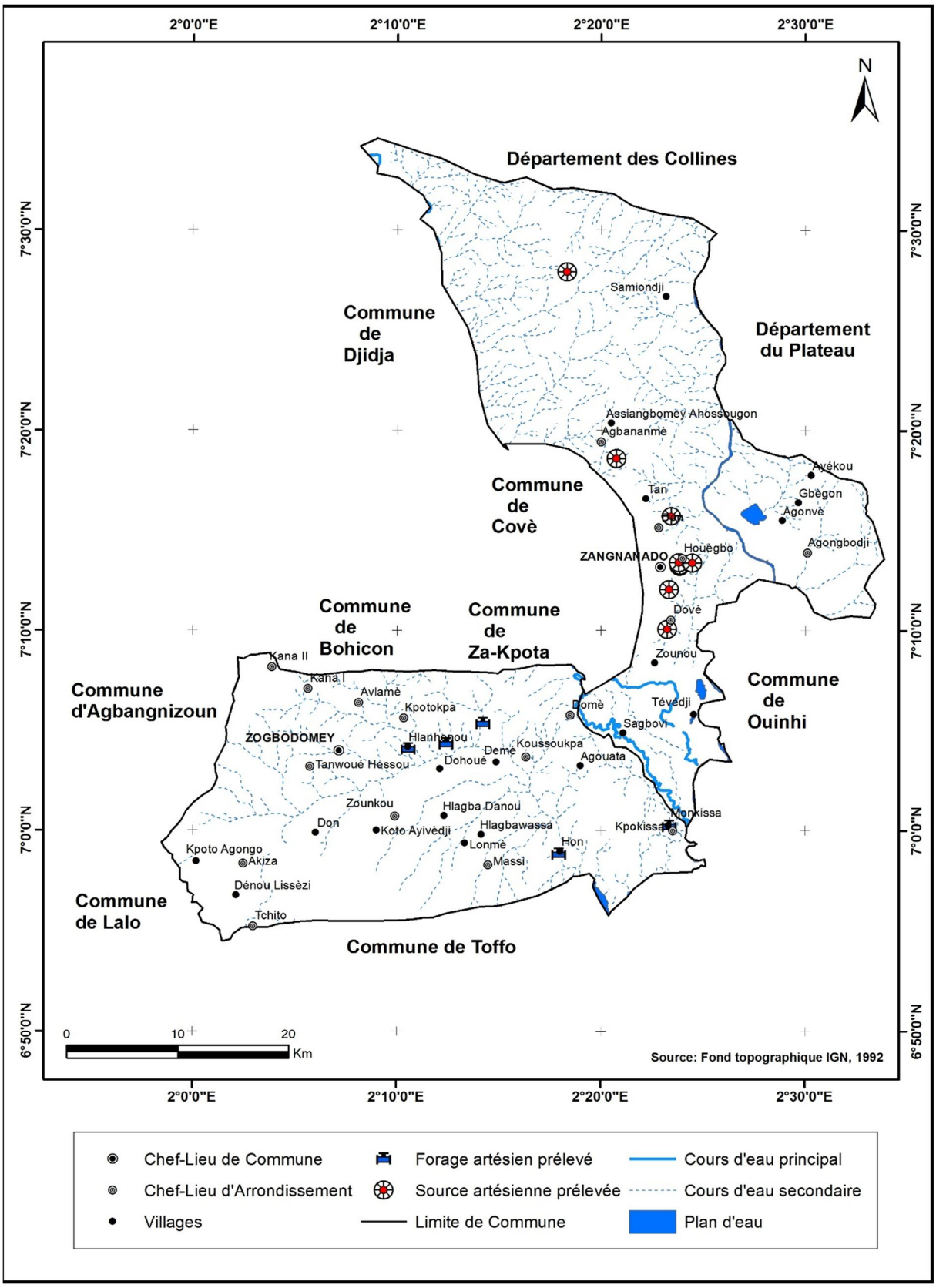


Figure 20: Carte de positionnement des sources et forages artésiens étudiés dans les communes

Source : *Fond topographique IGN, 1999 / conception Lalèyê, 2014*

- une campagne de prélèvement d'échantillons de sols (terre au niveau des champs de coton, des terres de couverture des sources et forages artésiens) (Photos 4 et 5), pour la détermination des nitrates, des nitrites et des métaux lourds a été effectuée en saison pluvieuse (septembre, 2014). Les examens sont réalisés au Laboratoire de Contrôle Qualité des Eaux et Aliments (LCQEA) de la Direction Nationale de Santé Publique (DNSP) (Photos 6 et 7).



Photo 4: Manipulation du dispositif d'extraction de mercure, phase de concentration (la méthode à la vapeur froide) au laboratoire (LCQEA)



Photo 5: Quelques matériels de prélèvement au laboratoire de Contrôle et Qualité des Eaux et Aliments ((LCQEA)



Photo 6: Prélèvement de terre dans un Champs de coton (Arrond de Avlamè)



Photo 7: Prélèvement de sol sur une terre de couverture de forage à Gbata (Arrond de Avlamè)

Source : *Prise de vue : Lalèyê, avril 2013*

De nombreuses réactions (chimiques, physiques ou biologiques) peuvent se produire au sein d'un échantillon destiné à l'analyse, modifiant sensiblement les concentrations de certains éléments. Les principaux facteurs de variation sont associés aux variations de température et de pression, influençant en particulier la solubilité des gaz dissous dans l'eau. Nombre de ces réactions étant excessivement rapides, des modifications significatives peuvent se produire en quelques minutes. Une analyse sur le site s'impose donc pour certains paramètres. Pour d'autres éléments, ce sont les moyens de conservation des échantillons et un transport rapide du lieu de prelèvement au laboratoire qui permettront d'éviter une évolution significative des

paramètres au cours du temps. Habituellement, la température, le pH, la conductivité électrique, les TDS et l'oxygène dissous se mesurent sur place (tableau 3.1).

Tableau 3.1 : Paramètres physiques des échantillons d'eau prélevée analysés sur le site

Paramètres	Unités de mesure	Méthode de mesure utilisée
Température	(°C)	Mesure directe avec un conductimètre de type WTW 340i
pH		Mesure directe avec un pH/Oxi mètre WTW 340i
Conductivité (Cond)	µS/cm	Mesure directe avec un conductimètre de type WTW 340i
SolidesTotaux Dissouts (TDS)	mg/L	Mesure directe avec un conductimètre de type WTW 340i
Salinité	g/L	Mesure directe avec un conductimètre de type WTW 340i
Matière en Suspension (MES)	mg/L	Mesure directe avec un conductimètre de type WTW 340i

3.2.3. Détermination des paramètres

Dans les différents échantillons d'eau prélevés, plusieurs paramètres physico-chimiques, bactériologiques et les métaux lourds sont analysés et les résultats obtenus sont exprimés en nombre d'unités formant colonies (UFC) par 100 ml pour les coliformes et les streptocoques fécaux à 37°C et à 44°C. La qualité des eaux est appréciée en référant ces résultats (physico-chimiques et microbiologiques) aux normes de potabilité de l'OMS (WHO, 2008) pour les eaux de boisson. Ces normes correspondent à la Valeur Maximale Admise (VMA), utilisée pour les résultats d'analyse bactériologique et à la Concentration Maximale Admise (CMA) pour les paramètres physico-chimiques. Les paramètres mesurés dans les eaux sont regroupés en cinq catégories : les principaux paramètres physiques mesurés directement sur le terrain, les substances influant sur la potabilité de l'eau (TDS, ammoniac, sulfate, magnésium, etc.), les substances représentant un risque pour la santé humaine (nitrate, fluorure, etc.), les métaux lourds (cadmium, plomb, mercure) et les substances indiquant le niveau de pollution bactériologique analysées au laboratoire. Dans les différents échantillons de terres prélevés, la détermination des nitrates et des nitrites extratibles dans les matières solides a été faite par la

méthode colorimétrique (automatisée avec le sulfate d'hydrazine et le N.E.D.) et les résultats obtenus sont exprimés en mg-N/l dans l'échantillon selon l'équation suivante :

C = $= \frac{\text{A x V x 100 x F}x}{Px(100-H)}$ ou C : concentration des nitrates + nitrite dans l'échantillon (mg/kg N) ;

A : concentration des nitrates + nitrites dosés (mg/l N)

V : volume final de la solution utilisée pour l'extraction (ml)

H : pourcentage d'humidité

P : poids d'échantillon utilisé (g)

3.2.3.1. Analyses physico-chimiques

Les analyses des différents paramètres dans les échantillons ont été effectuées par plusieurs techniques :

3.2.3.1.1. Dosage des métaux lourds

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour doser les éléments présents à l'état de traces dans des matrices écologiques. Dans les premières études, on a employé des techniques gravimétriques, volumétriques et colorimétriques. D'autres méthodes emploient des techniques apparentées au nucléaire. Citons notamment l'émission X induite par protons (PIXE), l'analyse par activation neutronique instrumentale (INAA), la fluorescence X (XRF) et la spectrométrie de masse avec plasma induit par haute fréquence. En Afrique aussi, la méthode de loin la plus couramment utilisée pour le dosage des métaux lourds est celle de la spectrophotométrie d'absorption atomique (AAS). Elle a pour avantage d'être rapide, sensible, simple et de pouvoir analyser des mélanges complexes sans séparation préalable (Biney *et al.* 1994).

Mais avant le dosage, pour les prélèvements de sol, il y a la phase de minéralisation.

- **Minéralisation**

Dans la phase de minéralisation, plusieurs actions sont menées.Une quantité d'échantillon de sol bien mélangée a été séchée au four entre (60 à 70 °C) pendant (03) jours. Une fois cette opération menée, il faudra moudre le sol sec à l'aide d'un mortier en porcelaine, le tamiser avec un tamis de 0,2 µm, ensuite peser 0,5g de la poudre dans une fiole digesdahl de

100ml puis, on ajoute 4 ml d'acide sulfirique concentré (H_2SO_4). La fiole digesdahl est portée à 440°C et déposée dans une hotte physico-chimique. Pendant trois à cinq minutes, on obtient un produit calciné, auquel on ajoute10 ml de peroxyde (H_2O_2) ou eau oxygenée 30% ou 50% qu'on laisse refroidir et enfin, on complète avec de l'eau distillée au trait de 100 ml, la solution ainsi obtenue est le minéralisât. Après tout ceci la lecture a été faite avec la spectrophotométrie d'absorption atomique (AAS). Les métaux lourds sont d'importantes sources de pollution des eaux. Dans ce travail trois d'entre eux ont été dosés dans les échantillons d'eau et de sol. Il s'agit du mercure, du cadmium et du plomb (tableau VI).

Tableau VI: Technique de dosage de quelques métaux lourds toxiques dans les échantillons d'eau prélevés

Métaux lourds	Unité de mesure	Méthodes de dosage
Mercure (Hg)	µg/g	Dosage spectrophotométrie d'absorption moléculaire
Cadmium (Cd)	µg/g	Dosage spectrophotométrie d'absorption atomique au laboratoire
Plomb (Pb)	µg/g	Dosage spectrophotométrie d'absorption atomique au laboratoire

Le plomb et le cadmium ont été dosés par la photométrie d'absorption atomique.

3.2.3.1.1.1. Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique

La spectrophotométrie d'absorption atomique repose sur la loi de Beer Lambert. En effet, l'excitation des atomes d'un élément chimique s'accompagne d'un retour à l'état fondamental après émission d'une radiation de fréquence µ bien définie correspondant à l'énergie émise. Son intensité est fonction de la concentration des atomes. Le passage au four ou à la flamme provoque une dispersion de cet élément à l'état atomique. Les atomes ont alors la propriété d'absorber toute radiation de la même fréquence µ pour passer de l'état fondamental à l'état excité.Ainsi, lorsqu'une solution contenant ces atomes est soumise à une radiation incidente adéquate d'intensité I_0, il y a diminution de l'intensité incidente de façon proportionnelle à la concentration de l'élément dans la solution. On obtient alors une radiation transmise

d'intensité I. Selon la loi de Beer Lambert, la diminution de l'intensité du rayonnement incident est telle que :

$$\text{Log } (Io/I) = KCL$$

I = intensité du rayonnement transmis

Io = intensité du rayonnement incident

K = coefficient d'absorption

C = concentration en atomes

L = longueur du chemin parcouru par le rayonnement à travers l'échantillon

Pour que cette réaction se produise, un ensemble de matériels et de réactifs ont été utilisés à savoir : le spectrophotomètre d'absorption atomique Spectre AA110, de l'eau distillée et de l'étalon ultra pur (Plomb, Cadmium).

3.2.3.1.1.2. Principe de la spectrophotométrie d'absorption moléculaire

Lorsqu'un faisceau lumineux traverse une solution colorée, ce faisceau perd de son intensité. En d'autres termes, une partie de la lumière est absorbée par la solution. En fonction de la substance en question, cette absorption a lieu à une longueur d'onde spécifique. L'intensité de l'absorption peut être représentée en utilisant la transmission T ou bien T en %.

$T=I/I_o$

I_o= Intensité initiale de la lumière

I= Intensité de la lumière transmise

La mesure généralement utilisée pour l'absorption de la lumière est l'absorbance (A), étant donné que celle-ci corrèle directement avec la concentration de la substance absorbante.

$A= - \text{Log}T = \text{Log } I_o / I$

La loi de Beer Lambert est décrite par l'équation suivante :

$A = \varepsilon_\lambda.C.D$

ε_λ= coefficient d'absorption molaire de la substance en solution (en $L.mol^{-1}.cm^{-1}$)

D = longueur de trajet optique de la cuve de lecture en centimètre

C = concentration molaire de la solution.

A = Absorbance ou densité optique à une longueur d'onde λ (A est sans unité)

3.2.3.1.2. Dosage des autres paramètres physico-chimiques

Le tableau 3.3 indique les autres paramètres physico-chimiques analysés dans les échantillons. Le dosage des autres paramètres physico-chimiques au laboratoire a été fait par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire (SAM) de marque HACH DR 2800. Chaque

paramètre a été dosé à l'aide de kit compatible avec la DR 2800 proposé par le fabricant. Le kit est accompagné d'un protocole d'utilisation. Pour une première utilisation de kit, un étalon sert de vérification de la fiabilité décrite par le fabricant. Pour chaque type d'analyse, le principe de réaction utilisé est mentionné dans le tableau 3.3 de résultat d'analyse chimique.

3.2.3.1.3. Analyses des sols

Pour toute série d'échantillons, les recommandations des « Lignes directives concernant l'application des contrôles de la qualité en chimie», DR-12-SCA-01, ont été suivies afin de s'assurer d'une fréquence d'insertion adéquate en ce qui concerne les éléments de contrôle et d'assurance de la qualité (blanc, matériaux de référence, duplicata, etc.). Tous ces éléments d'assurance et de contrôle de la qualité suivent les mêmes étapes du protocole analytique que les échantillons (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, 2004)

Préparation de l'échantillon

- Homogénéiser l'échantillon non séché avec une spatule afin d'avoir un échantillon représentatif.

Note : Déterminer le pourcentage d'humidité sur une autre portion de l'échantillon.

Pour cela nous avons pesé précisement environ 1 g (équivalent poids sec) de l'échantillon de boue humide qui a été tranféreé dans un contenant de plastique de 250 ml puis nous avons ajouté 50 ml de la solution de KCL 2,0 N. Ensuite, nous avons agité l'ensemble pendant une heure à l'aide d'un agitateur mécanique puis nous avons jouté 200 ml d'eau et agité de façon à homogéniser la solution.

Tableau VII: Technique de dosage des paramètres physico-chimiques dans les échantillons d'eau prélevée

Paramètres physico-chimiques	Unités de mesure	Méthodes de dosage
Couleur	PtCo	Mesure avec une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Turbidité	NTU	Mesure avec un spectrophotomètre d'absorption moléculaire au laboratoire
Oxygène dissous	mg/L	Mesure directe avec un conductimètre de type WTW 340i
Fluorure (F)	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Ammonium ($NH4^{+}$)	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Dureté Magnésium	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Dureté Calcique	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Chlorure	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Dioxyde d'azote (NO_2) ion nitrite (NO^{2-})	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Nitrate (NO_3)	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Ortho-Phosphate ($PO4^{3-}$)	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Oxydabilité	mg/L d'O_2	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Manganèse (Mn)	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Soufre (S)	µg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Fer total (Fe)	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Chrome hexavalent (Cr)	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire
Sulfate (SO_4)	mg/L	Dosage par une spectrophotométrie d'absorption moléculaire au laboratoire

Enfin, après avoir laisé reposer pendant une nuit au réfrigérateur à environ 4°C, nous avons filtré et acidifié le filtrat à pH < 2 par ajout de H_2SO_4 9 N.

Dosage

Le dosage des nitrates et des nitrites a été fait en utilisant le système de dosage par réduction des nitrates en nitrites et dosage de ceux-ci avec la sulfanilamide et le dihydrochlorure de N-1-naphtyléthylènediamine à 520 nm (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, 2004).

Dosage des éléments bactériologiques

Il existe essentiellement trois méthodes d'ensemencement couramment appliquées au laboratoire :

- méthode par incorporation ;
- méthode par étalement;
- méthode par la technique de filtration sur membrane cellulosique.

La méthode par incorporation est la plus fréquemment utilisée au Laboratoire de Contrôle de Qualité des Eaux et Aliments (LCQEA). Elle est la plus fréquemment utilisée dans les laboratoires de contrôle de qualité des eaux brutes et des sources non aménagées ou protégées. Elle consiste à déposer un petit volume d'échantillon dans une boîte de pétri ou un tube, puis à verser le milieu de culture (gélose) ou à incorporer un petit volume d'échantillon dans un bouillon (milieu de culture liquide). Dans les deux cas, le mélange se fait de manière à permettre l'homogénéisation. (C'est ce qui se fait pour les germes banals, les coliformes, *Escherichia coli* et les Streptocoques fécaux) (Rodier *et al.* 1984) (Photo 8).

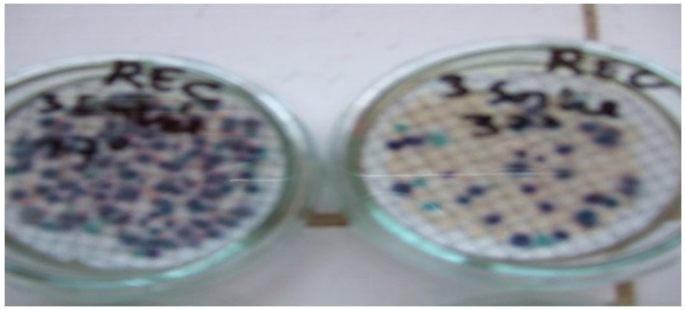


Photo 8: Colonies de coliformes et E. coli ; Technique par immersion (milieu Rapid *E'coli*),

Source : *prise de vue* **:** *Lalèyê, avril 2012*

Les dénombrements des streptocoques fécaux sont rarement effectués indépendamment des dénombrements de coliformes et de coliformes fécaux présumés. Les méthodes sont analogues pour ces deux types d'indicateurs de contamination et d'efficacité de traitement. Seuls les milieux de culture diffèrent. D'une façon générale, les concentrations en streptocoques fécaux sont, dans les milieux naturels autres que ceux spécifiquement pollués

par le bétail, inférieurs à celles des coliformes fécaux. Comme pour les coliformes, les streptocoques sont recherchés par la méthode de filtration sur membrane avec le milieu de culture Slanetz et Bartley. L'incubation dure 48 heures à 37°C.

Les colonies apparaissent rouges et sont considérées suspectes. La confirmation se fait sur un autre milieu de culture appelé Bile Esculine Agar (BEA) par la méthode par étalement. Si les colonies noircissent, la confirmation est positive (Photo 3.8).

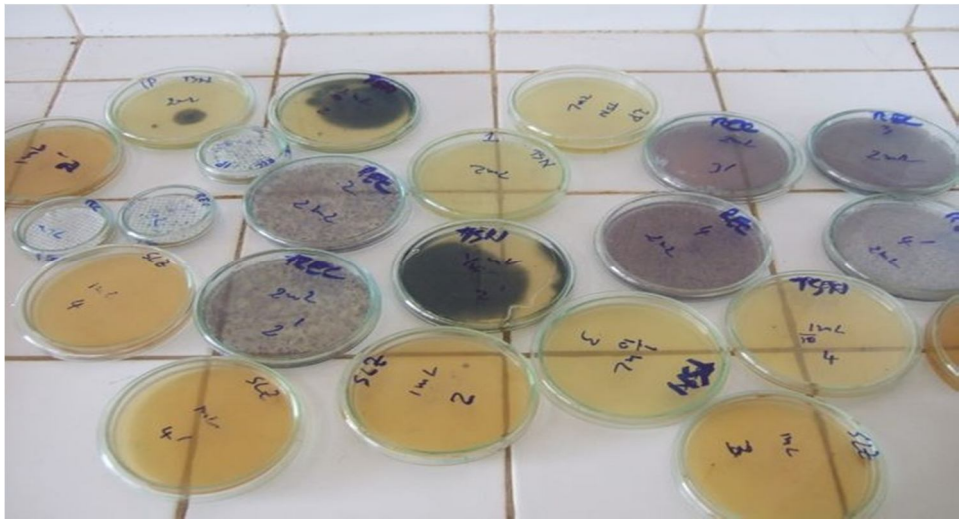


Photo 9: Milieux de culture SLZ (slanez) et BEA (Bile Esculine Agar)

Source : *Prise de vue : Lalèyê, avril 2012*

La recherche des bactéries anaérobies sulfito-réductrices ou des *Clostridium sulfito-réducteur*, ou encore de *Clostridium perfringens*, est habituellement pris en compte dans les réglementations (Rodier, 1984). Tous ils réduisent le sulfite de sodium en sulfure. Cette propriété est mise à profit dans le milieu de culture solide comme le TSN (Photo 10).



Photo 10: Milieu de culture TSN (ensemencement en tube profond pour garantir l'anaérobiose)

Source : *Prise de vue : Lalèyê, avril 2012*

En fait, la présence de *Clostridium* sulfito-réducteurs ne traduit pas une contamination fécale. Il peut s'agir de germes telluriques (non pathogènes). C'est pourquoi, la recherche de *Clostridium perfringens* est la meilleure solution pour constater si l'eau a bel et bien subi une contamination fécale ou pas. Sur le milieu TSN, les *Clostridium perfringens* après 24h à 48h d'incubation à 37°C en tubes profonds ou boîte de pétri avec de couche supplémentaire de milieu (anaérobiose), ils forment des colonies noires entourées d'un halo dû à la formation de sulfure de fer.

Dénombrement et identification des germes

Les germes totaux : Cet examen vise à dénombrer non spécifiquement le plus grand nombre de micro-organismes, en particulier de bactéries se développant dans les conditions aérobies habituelles de culture. Quelque soit le milieu utilisé, le développement de l'ensemble des bactéries présentes n'est jamais obtenu : certaines espèces demandent des apports nutritifs et des conditions de milieu qui sont défavorables à la prolifération d'autres espèces. Cela veut dire que deux résultats ne sont comparables que s'ils proviennent d'analyses pratiquées selon la même méthodologie et avec les mêmes milieux de culture.

Selon Rodier *et al.,* (1984), « Le dénombrement des germes aérobies mésophiles est utilisé comme indicateur de pollution : soit dans les milieux naturels, le plus souvent dans les eaux

de très bonne qualité microbiologique dont on veut éprouver la protection vis-à-vis de toute contamination ; ce sont donc essentiellement les eaux souterraines, de nappes profondes ou alluviales, qui sont soumises à cet examen, mais aussi les eaux de surface comme celles de certains lacs loin des rives ».

Les dénombrements sont effectués après incubation soit à 36°C en 48 heures, soit à 22°C en 72 heures. Traditionnellement, le dénombrement à 37°C est estimé plus péjoratif du point de vue signification sanitaire de celui à 20°C ; cette distinction est assez fréquemment controversée actuellement. Cependant, pour effectuer un inventaire global de la population bactérienne dans les milieux naturels, l'incubation à 20°C devrait être préférée.

Ils sont ensemencés par incorporation dans un milieu strictement défini et non sélectif (Plate Count Agar). La lecture est faite après 48 heures d'incubation à 36°C ou après 72 heures d'incubation à 22°C. Cette méthode fait cependant subir un choc thermique aux micro-organismes au moment de l'incorporation de la gélose en surfusion (à 45°C). Cette méthode est la plus employée pour les analyses à but sanitaire. Avec le mode opératoire type, elle donne des résultats de précision correcte pour les échantillons contenant plus de 30 germes par mL. De plus en plus actuellement, on remplace cette expression « nombre de germes » par celle de « nombre d'unités formant colonie » (en abréviation UFC). Cette dernière expression tient compte du fait qu'une seule colonie visible, et comptée, peut provenir en réalité d'un germe ou de plusieurs germes agglutinés. Le protocole d'analyse bactériologique des eaux de forages et de sources artésiens prélevées dans les deux communes est résumé dans le tableau VIII

Tableau VIII: Protocole d'analyse bactériologique des eaux de forages et de sources artésiens prélevées dans les deux communes

Milieu	**Mode d'utilisation**	**Température d'incubation et temps**	**Colonies identifiées**
Gélose nutritive pour le dénombrement des **germes totaux** de la flore totale	- Mélange soigneux et chauffage doux avec agitation continue sur agitateur magnétique - Ebullition pendant une à deux minutes - Répartition et stérilisation à l'autoclave à 121°C pendant 15 minutes. La gélose est coulée par incorporation.	37°C pendant 24 à 48 heures	Toutes les colonies sans distinction.
Gélose Nutritive Rapid'E.coli pour le dénombrement des **Coliformes**	- Dissoudre la poudre du REC dans l'eau distillée ; - Porter à ébullition lentement sous agitation magnétique ; Autoclaver ou pas à 121°c pendant 15 mn ; - Appliquer la technique de filtration sur membrane cellulosique de porosité 0,45µm.	37°C pendant 24 à 48 heures pour les Coliformes totaux et 44°C pour les thermo tolérants	Colonies bleues sont des Coliformes et les violettes sont les *E. coli*
Gélose SLANETZ et BARTLEY pour les **Streptocoques**	- Dissoudre la poudre du SLANETZ dans l'eau distillée et chauffer pendant 20 minutes à l'autoclave (sans pression) ; - Refroidir entre 45 et 50 °C. - Répartir dans des boîtes de pétri pour solidification. - Appliquer la technique de filtration sur membrane cellulosique de porosité 0,45µm.	36±2°C pendant 44 ± 4 heures	Colonies convexes rouges, roses ou marron, avec ou sans auréole blanche. Si le résultat est positif, il faut faire la conformation sur le milieu BEA
TSC (Tryptone-Sulfite-Cyclosérine) pour les **sulfitoréducteurs (*Clostridium perfringens*)**	- Dissoudre la poudre du TSC dans l'eau distillée ; Porter à ébullition lentement sous agitation magnétique ; - Stériliser à l'autoclave à 121 °C pendant 15 Minutes ; - Faire un ensemencement profond en tubes ou dans des boîtes de pétri.	37°C pendant 24h en anaérobiose	Colonies noires entourées de halo clair.

Source : Laboratoire de Contrôle de Qualité des Eaux et Aliment (LCQEA) 2012

3.3. Méthode d'analyse de la cartographie des linéaments par télédétection

La cartographie des linéaments peut se faire par analyse des cartes topographiques, des réseaux hydrographiques ou par interprétation des photographies aériennes (Yaméogo, 2008). Ces dernières années, les hydrogéologues utilisent de plus en plus les supports numériques tels le MNT (Modèle numérique de terrain) Durand, (2005) et les images satellitaires (Gronayes *et al.* 2003 ; Saley, 2005 ; Jourda, 2005) pour l'extraction des linéaments. Dans cette étude, nous avons utilisé les images satellitaires pour cartographier les linéaments dans la région de Zagnanado et de Zogbodomey. La méthodologie développée dans cette partie, a permis d'accentuer et d'extraire les linéaments structuraux identiques à partir des images satellitaires.

3.3.1. Matériels et données

Dans le but de produire une carte de linéaments qui soit reproductible, Mabee *et al.* (1994) conseillent l'utilisation de plusieurs supports visuels. Ces supports sont accessibles gratuitement et ont offert de bons résultats dans des études similaires (Desjardins *et al.* 2000 ; Gleeson et Novakowski, 2009).

- MNA : Le modèle numérique d'altitude a été élaboré sur base des courbes de niveau au 1:20000 de la Base de Données Topographiques de la région d'étude. Le MNA est ensuite importé dans un SIG avec une résolution de 10 x 10 m.

- Images Landsat : Les feuillets Landsat peuvent être téléchargés. Les images peuvent être prises à partir du satellite Landsat 7 avec une couverture nuageuse inférieure à 10%. Certains auteurs recommandent d'utiliser une bande spectrale dans le proche infrarouge par exemple TM4 (Lévesque et Sharma, 1993 ; Singhal et Gupta, 2010) car l'influence atmosphérique y est réduite. Plusieurs auteurs conseillent l'utilisation de « false colours composite » (i.e. une composition d'images acquises dans différentes bandes spectrales) sur base de cette bande spectrale TM4 (Solomon et Ghebreab, 2007 ; Gleeson et Novakowski, 2009). Ces deux supports ont leurs avantages et leurs inconvénients. Certains auteurs (Mallast *et al.* 2011) mettent en avant l'absence d'artefacts d'origine anthropique sur le MNA, qui ne tient compte que du relief. Pourtant, les linéaments peuvent se signaler autrement par un contraste topographique. Une différence dans le couvert pédologique ou végétal peut également indiquer une structure géologique sous la surface (Singhal et Gupta, 2010). Dans cette étude, les linéaments ont été extraits à partir d'images Landsat et du modèle numérique d'altitude (MNA). En ce qui concerne les données cartographiques, elles intéressent les cartes topographique et géologique à l'échelle 1/500 000 (source : Atalas cartographie du Sud-

Bénin, (1992)). Du point de vue imagerie, les images Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) fournies par le site américain ftp://easrp01u.ecs.nasa.gov/ssrtm/version1/Africa ont été utilisées. Les images du satellite Landsat TM de la scène OLI du 08/12/2013 ont été téléchargées via le site « *Earth Science Data Interface* ». Les données des différentes cartes ont été traitées sous Arc Gis 9.3 et l'image avec le logiciel Envi 4.7 pour le traitement du champ de fracturation (nombre et orientation des fractures) issues de l'image SRTM, 2013.

3.3.1.1. Filtre directionnel

Pour accentuer les contrastes entre les structures de l'image, nous lui avons appliqué le filtre directionnel de convolution de matrice 3x3 selon les orientations N-S, NE-SW, EW et NW-SE. Ainsi pour chaque direction utilisée, le filtre accentue la direction qui lui est perpendiculaire. Les figures 21 A et 21 B ci-dessous présentent l'image brute SRTM brute et son aspect après passage sous le filtre de convolution-directionnel.

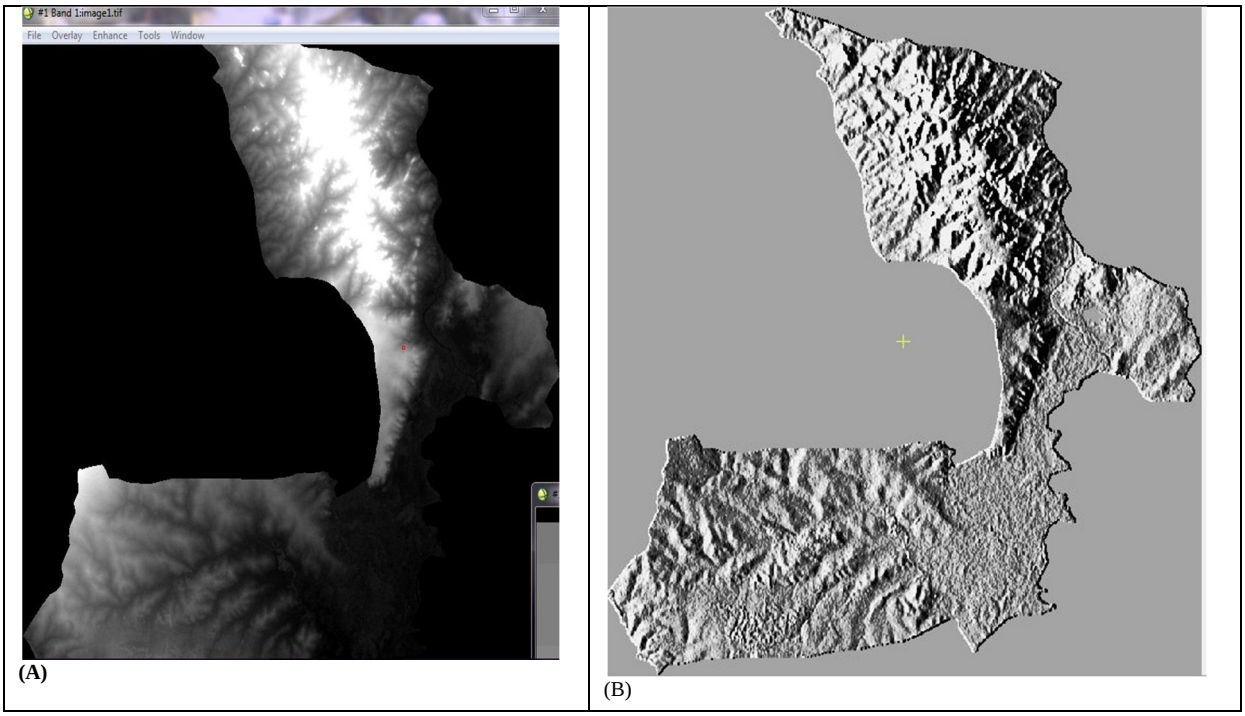


Figure 21: Type d'image Image brute (A) et Image filtrée (B) de la région de Zagnanado-Zogbodomey

L'extraction des linéaments peut se faire automatiquement par utilisation d'un algorithme mathématique (Hung *et al.*2005). L'utilisation de telles fonctions est facile et rapide ; celles-ci offrent par ailleurs un haut degré de reproductibilité, contrairement aux méthodes manuelles classiques subjectives (Mallast *et al.* 2011). Dans cette étude, l'extraction des linéaments a été faite automatiquement par utilisation d'un algorithme mathématique. A la fin des filtrages les images résultantes sont importées sous le fichier type du logiciel PCI Géomatica. A l'aide de ce dernier, nous passons une à une les images sous l'outil regroupant les algorithmes des

divers traitements. Ce traitement a permis d'extraire autant de linéaments que d'images filtrées selon les différentes directions. Pour cartographier les linéaments, il a été procédé à une vectorisation de chaque extraction. Après les vecteurs ont été exportés sous le fichier type d'Arc Gis. Enfin leur affichage a précédé la mise en page et l'impression. La carte de linéament obtenue a une importance appréciable en hydrogéologie du milieu du bassin sédimentaire côtier. Elle permet de mettre en évidence les nœuds de fractures d'une part et d'autre part les couloirs potentiels d'écoulement souterrain. La validation de la carte des linéaments par la carte géologique permet d'avoir une carte de réseaux de fractures certes pas exhaustives, mais représentatives de la fracturation de la région de Zagnanado et de Zogbodomey.

3.3.2. Contrôle et validation

La phase de contrôle et de validation des structures linéaires extraites à partir du traitement des images est nécessaire pour préciser leur signification structurale (Razack, 1984 ; Babaye, 2012).

Une fois la carte de linéaments réalisée, il faut la valider et donc montrer que les linéaments majeurs repérés sur l'image radar sont en accord avec la fracturation (relevée à l'affleurement et sur carte géologique) des formations géologiques du site d'étude. Cette validation est basée sur la comparaison des directions des grandes familles de linéaments (issus du traitement de l'image radar) avec les directions de fracturation relevées sur carte géologique. La superposition de la carte des linéaments aux données géologiques montre qu'il a une corrélation entre ces deux types de données. L'orientation préférentielle NE-SW des linéaments, qui apparaît sur les cartes au 1/250.000 de la région d'étude, correspond en fait à l'orientation des failles majeures au Bénin, qui sont représentées sur la figure 22.

Les linéaments majeurs correspondent aux failles d'envergure régionale. En plus de cette similitude, la carte des linéaments est plus dense que celle des failles. Cette carte a une importance appréciable en hydrogéologie. Elle permet de mettre en évidence les nœuds de fractures d'une part, et d'autre part les couloirs potentiels d'écoulement souterrain.

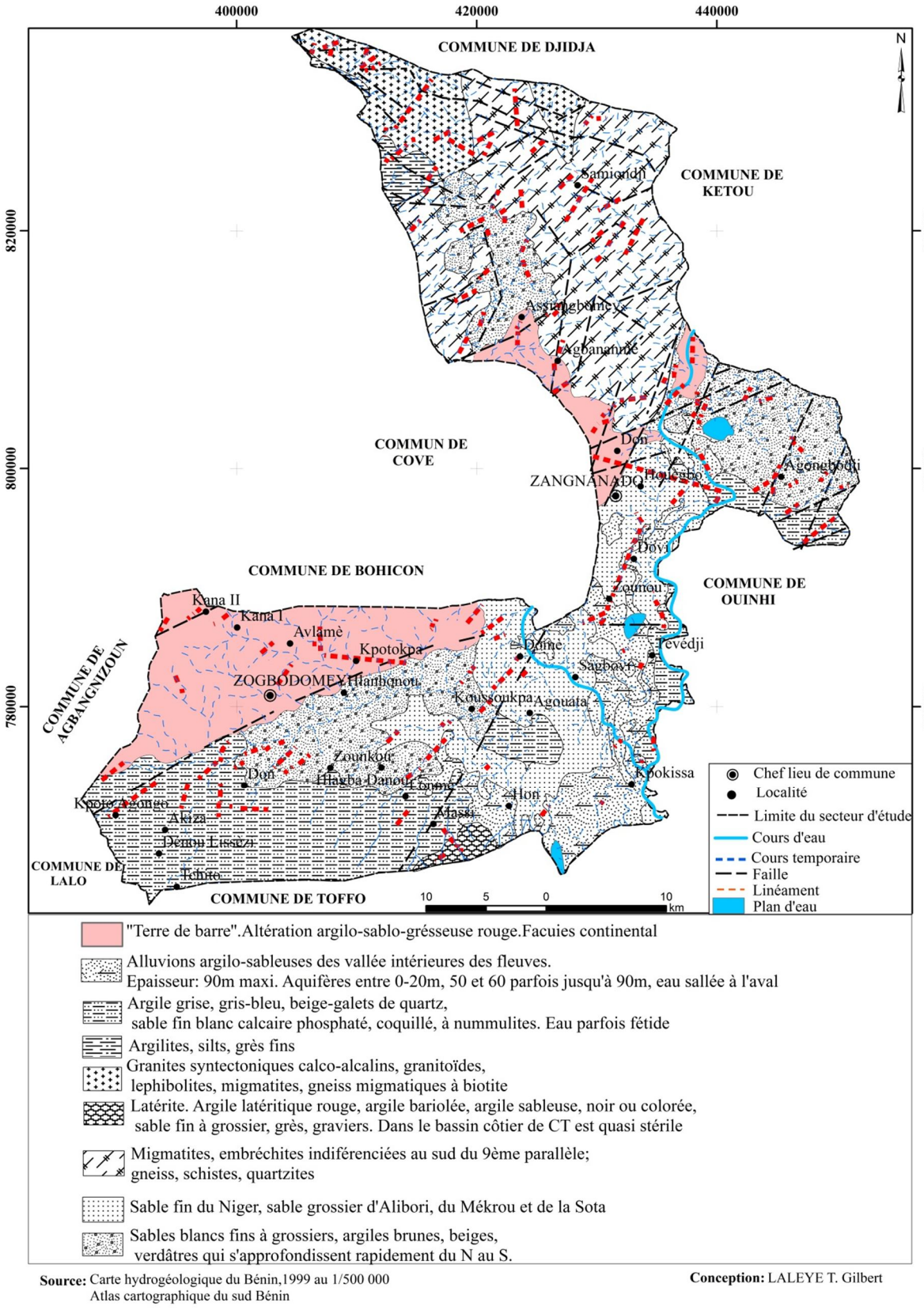


Figure 22: Carte Hydrogéologique des communes de Zagnanado et de Zogbodomey

3.4. Démarche d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque

Dans le cadre de la présente étude, deux méthodes paramètriques d'évaluation intrinsèque ont été appliquées :

- la méthode GOD (Foster et Hirate, 1988);
- la méthode BRGM (BRGM/RP-55874-FR, 2007 ; BRGM/RP-63311FR, 2014).

L'évaluation de la vulnérabilité a été faite à partir de deux méthodes BRGM, 2007 et GOD. L'utilisation de ces méthodes se justifie par leur complémentarité. L'importance de GOD réside dans le fait qu'il tient seulement compte des facteurs les plus significatifs pour évaluer la vulnérabilité. Les données relatives à ces paramètres sont facilement accessibles contrairement à la méthode (BRGM, 2007) où les paramètres tels que l'infiltration, les pluies efficaces et la perméabilité qui jouent un rôle prépondérant dans la migration d'un polluant sont évalués avec beaucoup d'approximations.

3.4.1. Evaluation de la vulnérabilité par la méthode GOD

La méthode GOD developpée par Foster *et al.* (1998) est une approche empirique où la vulnérabilité des aquifères est définie en fonction de l'inaccessibilité de la zone saturée, au sens de la pénétration du polluant, et de la capacité d'atténuation que présente la couche sus-jacente à la zone saturée (Ake, 2009). L'approche employée pour ce modèle a recours à trois paramètres. Le premier concerne dans l'identification du type d'aquifère en fonction de son degré de confinement (Ci). Le deuxième correspond à la profondeur de la nappe (Cp) et le troisième est défini par la lithologie de l'aquifère (Ca) (Murat *et al.* 2003). Les cotes attribuées aux classes des différents paramètres sont inférieures ou égales à " 1 ". L'Indice GOD (IG) qui permet d'évaluer la vulnérabilité de l'aquifère à la pollution est obtenu par la multiplication de ces trois paramètres.

La cartographie de la vulnérabilité à la pollution des aquifères par la méthode GOD a été faite par le calcul de l'Indice GOD (IG) selon l'équation suivante :

$IG = Ca \times Cl \times Cd$ (2) avec Ca : Type d'aquifère ; Cl : Lithologie de l'aquifère ; Cd : Profondeur de la nappe.

Les différentes plages d'IG obtenues ont été mises en parallèle avec les classes de vulnérabilité. L'Indice GOD a pour valeur minimum " 0 " et " 1 " comme valeur maximum. D'une manière générale, les indices GOD sont répartis en cinq classes de vulnérabilité allant du "très faible" à "extrême" (tableau IX). Le degré de vulnérabilité augmente avec l'indice GOD (IG).

Tableau IX: Intervalles des valeurs de l'Indice GOD et classes correspondantes (Murat et *al.*, 2003)

Intervalle	**Classe GOD**
0 – 0,1	Vulnérabilité très faible
0,1 – 0,3	Vulnérabilité faible
0,3 – 0,5	Vulnérabilité modérée
0,5 – 0,7	Vulnérabilité forte
0,7 – 1	Vulnérabilité extrême

3.4.2. Evaluation de la vulnérabilité intrinsèque par la méthode du BRGM

Pour les aquifères continus, la délimitation de l'AAC (Aire d'Alimentation de Captage) passe tout d'abord par la délimitation de la portion de nappe alimentant le captage (PNAC) (Vernoux, 2007**)**. On peut définir plusieurs types de limite :

- lithologique : changement de faciès avec passage à une formation peu perméable ;
- structurale : présence d'une faille isolant le compartiment aquifère ;
- hydrodynamique : zone d'appel du captage, crête piézométrique.

D'une manière générale, l'utilisation d'un modèle hydrodynamique maillé est le meilleur moyen de délimiter le plus précisément possible l'AAC par rapport à des approches plus simples qui auront tendance à surestimer la surface de l'AAC (en se basant uniquement sur une carte piézométrique par exemple) ou à la sous-estimer (en se basant uniquement sur un bilan hydrologique ou sur le calcul d'une zone d'appel avec une formule analytique par exemple). Pour la cartographie de vulnérabilité d'une AAC d'un aquifère continu, les paramètres pris en compte sont :

- la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol (S) ;
- la capacité d'infiltration de l'eau dans la zone non-saturée (ZNS) ;
- l'épaisseur de la ZNS (H) ;
- la pluie efficace (P) ;
- la perméabilité de l'aquifère (K).

La formule de calcul proposée est la suivante : $V = 0.1\ P + 0.25\ ISOL + 0.3\ IZNS + 0.2\ H + 0.15\ K$

La capacité d'infiltration de l'eau dans le sol est évaluée en croisant la pierrosité, la texture et l'épaisseur totale des horizons de sol. La capacité d'infiltration de l'eau dans la zone non-saturée permet de rendre compte de façon indirecte de la capacité intrinsèque des formations géologiques présentes en surface ou subsurface à laisser infiltrer ou ruisseler les eaux de

pluie. Les poids les plus forts sont attachés aux critères d'infiltration dans le sol et la ZNS (55 % au total) ; c'est la capacité du milieu naturel à empêcher le polluant d'atteindre la nappe.

La valeur finale de vulnérabilité varie donc entre 0 (vulnérabilité minimale) et 4 (vulnérabilité maximale). En l'absence d'éléments permettant de cartographier un paramètre, un poids nul lui sera affecté et les autres poids seront recalculés au prorata de leur importance dans le calcul de la vulnérabilité (Vernoux, 2012).

3.4.3. Matériel

Le matériel utilisé est composé d'une sonde lumineuse pour mesurer les niveaux statiques dans les puits à grands diamètres. Il faut signaler que par manque de matériel de pompage, il n'a pas été possible de purger les puits à grand diamètre avant l'échantillonnage. Mais la plupart des échantillons ont été prélevés dans des puits intensément exploités par les populations.

Un GPS, pour relever les coordonnées des différents points et leur altitude. Un conductimètre de type WTW 340i pour mesurer les paramètres physiques de ces eaux de puits. Les mesures ont été effectuées sur 24 puits biens repartis dans la région.

L'environnement de travail a bénéficié des données multi sources. Il s'agit des mesures des niveaux hydrostatiques pour la caractérisation préliminaire de la piézométrie de l'aquifère superficiel à partir des puits à grand diamètre dans ces localités.

Des fiches techniques de forages disponibles fournies par la DG-Eau, sur la lithologie et le milieu aquifère de la région de Zagnanado-Zogbodomey.

Des données chronologiques de pluviométrie et de l'évapotranspiration potentielle (ETP) dans la zone d'étude. A ces données s'ajoutent des informations cartographiques comportant les cartes géologique, pédologique et topographique de la région.

3.4.4. Détermination et analyse critique des différents paramètres et cartographie thématique

3.4.4.1. Profondeur de la nappe (D°)

Le paramètre profondeur de la nappe est un paramètre très important dans l'évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère. Il représente la distance verticale traversée par un polluant depuis la surface du sol pour atteindre la nappe d'eau. Généralement, la protection potentielle de l'aquifère augmente avec la profondeur. Il est défini dans le cas d'une nappe confinée comme la distance séparant la surface du sol du toit de l'aquifère (Aller *et al.* 1987). La profondeur de la nappe joue un rôle déterminant dans le temps de transfert du polluant.

3.4.4.2. Sol, S (couverture pédologique et géologique)

Les différents types de sols de notre zone d'étude ont été décrits en détail au chapitre 2, paragraphe 2.1.4. Le critère S représente la partie supérieure de la couche du terrain qui contribue à la protection de la ressource vis-à-vis d'une infiltration diffuse ou accidentelle de pollution. Cette couche protectrice de surface est donc représentée, soit par la couverture pédologique (sol au sens strict), soit par les formations superficielles.

La nature et les caractéristiques physico-chimiques du sol sont intimement liées à sa genèse (altération de la roche) et son histoire (épisodes climatiques, colonisation végétale, exploitations agricoles…). Au contraire, d'un sol mince, un sol épais pourra contribuer à la protection de l'aquifère vis-à-vis de l'infiltration des eaux de surface. Le pouvoir protecteur du sol est fonction de sa perméabilité, et de sa capacité à stocker l'eau et les fluides polluants créant ainsi un effet retard à l'infiltration ou de diffusion dans l'espace et/ou le temps, et la dégradation potentielle du contaminant. Les notions de vitesse d'infiltration ou de perméabilité (K) et de capacité de stockage (CS) en eau du sol sont des notions permettant de qualifier le pouvoir protecteur des sols. Ces notions dépendent d'une part, de l'épaisseur du sol et d'autre part, de la texture et de la structure de ce dernier, auxquelles il faut rajouter la teneur en éléments grossiers. D'autres paramètres tels que la battance et l'hydromorphie jouent un rôle dans le fonctionnement hydrique des sols et le partitionnement des eaux entre les écoulements vers les eaux de surface et l'infiltration vers les eaux souterraines. Ces paramètres n'ont pas été pris en compte en raison de la difficulté de les quantifier. Il existe néanmoins des règles de pédotransferts permettant d'estimer la sensibilité des sols à la formation d'une croûte de battance. A noter que la battance et l'hydromorphie ont été prises en compte pour déterminer la vulnérabilité de l'aire d'alimentation d'un captage d'eau de surface (Le Henaff, 2012). Au final, nous avons retenu une approche simplifiée, avec trois classes de textures: dominante d'argiles, dominante de limons, dominante de sables pour la méthode proposée par BRGM (tableau X). De la même façon une classe de pierrosité a été identifiée : 0 - 15 % de cailloux. Ces deux paramètres ont été croisés pour déterminer la nature du sol qui est ensuite croisée avec l'épaisseur des sols (tableau 3.7). Le renseignement de ce critère S repose sur l'analyse des propriétés physiques et hydrauliques des sols au Bénin faite par Azontonde (1991) décrite au paragraphe **2.1.4.** , et la carte pédologique du département du Zou.

Tableau X: Détermination de la nature d'un sol en fonction de sa texture et de sa proportion de cailloux.

TEXTURE			
	Argile	Limons	Sable
	A > 12%	A< 12% et S< 60%	S>= 60%
Cailloux			
0-15%	1	1	2

Tableau XI: Détermination du critère S par croisement de la nature du sol et de son épaisseur

		Nature du sol				
		Inconnue (Se)	1	2	3	4
		Zones imperméabilisées				
Epaisseur	> 5m	S_1	S_1	S_1	S_2	S_3
	1-5m	S_1	S_1	S_2	S_3	S_3

3.4.4.3. Impact de la zone non saturée (méthode GOD)

Dans la méthode GOD, il s'agit de décrire ce milieu en fonction de son degré de consolidation c'est-à-dire, les caractéristiques des couches surmontant la zone saturée de l'aquifère en ce qui a trait à leur degré de porosité relative, à leur perméabilité et à leur contenu en eau (Murat *et al.* 2003). Il s'agit de la constitution lithologique et des caractéristiques granulométriques du réservoir qui conditionnent la propagation du polluant dans l'aquifère. Les cotations numériques de ce paramètre qui concerne la méthode GOD (tableau XII) ont été possibles grâce à la description des logs lithostratigraphiques des forages installés dans la zone d'étude par la DG_{eau}.

Tableau XII: Cotation du milieu aquifère selon la méthode GOD

Composition de la zone non saturée	Cote
Sable argileux à argile	0,5
Roches métamorphiques	0,6
Sable, gravier et grès	0,7

3.4.4.4. Type d'aquifère dans la méthode GOD : Milieu aquifère (A)

L'identification du type d'aquifère se fait en fonction de son degré de confinement. Il sert à déterminer si l'aquifère est libre, semi-captif ou captif. Pour ce faire, on classe les dépôts quaternaires (Bolduc et Ross, 2001a, b) en fonction de leur capacité à produire un confinement (Murat *et al.* 2003). Les données utilisées pour évaluer ce paramètre ont été déduites de l'analyse des logs lithostratigraphiques des principaux forages de la Direction Générale Des Eaux (DG_{eau}) implantés dans la zone (tableau XIII).La description des différents ouvrages et les cotes attribuées selon la méthode GOD est présentée à **l'annexe 4.2**.

Tableau XIII: Cote attribuée au paramètre " type d'aquifère " selon la méthode GOD

Type d'aquifère	**Cote**
Captif	0,2
Semi-captif	0,3
Libre avec couverture	0,5 – 0,6
Libre	0,7 - 1

3.4.4.5. Pluie efficace P, exprimée en mm/an (moyenne interannuelle)

Ce paramètre représente le « moteur » de l'infiltration, sans préjuger de la part constituée par cette dernière (la pluie efficace regroupant le ruissellement et l'infiltration) : plus le volume d'eau disponible pour l'écoulement est important, plus l'infiltration peut s'avérer importante, sous réserve que la nature des terrains présents le permette (Vernoux, 2014). Classiquement, on calcule une pluie efficace sur la base d'une pluie, d'une évapotranspiration (ETP) et de la capacité maximale de stockage du sol. En l'absence de prélèvements importants et dans les cas d'une bonne cohérence entre bassins versants hydrogéologique et topographique, le module du cours d'eau exprimé en mm peut aussi permettre de fixer l'ordre de grandeur de la pluie efficace moyenne sur ce territoire. Il parait peu réaliste de vouloir discréditer ce critère à l'échelle d'un territoire de quelques km², voire quelques dizaines de km², d'autant plus, si ce dernier présente une altimétrie relativement homogène. L'ETP et probablement aussi la pluviométrie sont dans ce cas peu sujets à variabilité significative lorsque l'on calcule une moyenne interannuelle de la pluie efficace. En l'absence d'éléments permettant une discrétisation de la pluie efficace, on pourra considérer sa valeur constante sur l'ensemble de la zone et la calculer à partir des données disponibles aux stations Météo les plus

représentatives du secteur (BRGM/RP-63311-FR, 2014). La pluie efficace à Zagnanado et Zogbodomey sont respectivement de l'ordre de 14,9 et 56,9 mm (**annexe 4.4).**

3.4.4.6. Capacité d'infiltration (I) de l'eau dans la zone non saturée (ZNS)

Ce paramètre vise à représenter l'impact, dans la partition des pluies efficaces, des formations géologiques présentes dans la zone non saturée, exception faite des aspects liés à la couverture pédologique. Par exemple, un sol perméable peut reposer sur une formation géologique imperméable : l'absence d'une protection de la nappe assurée par le sol peut être contrebalancée par une protection assurée par la nature de la zone non saturée (ZNS). C'est donc l'effet de la zone non saturée que l'on cherche à estimer au travers de ce paramètre (Vernoux, 2014). Pour mémoire, un bilan hydrique conduirait à l'estimer de la façon suivante :

$$Ii = Pbi – Ri - ETRi \text{ [m/s]}$$

Ii : Infiltration moyenne sur la cellule i

Pbi : Précipitations brutes annuelles moyennes sur la cellule i [m/s].

Ri : Ruissellement annuel moyen sur la cellule i [m/s].

ETRi : Evapotranspiration annuelle moyenne réelle sur la cellule i [m/s].

3.4.4.6.1. Ruissellement

La zone d'étude montre l'existence des marécages et des vallées de cours d'eau qui cumulent l'eau de ruissellement. C'est donc un facteur important dans son bilan hydrologique. L'estimation du ruissellement est faite par la formule de Tixéront-Berkaloff (Maliki, 1993) qui utilise la pluviométrie et l'Evapotranspiration potentielle calculée par la méthode de Thornthwaite **(annexe 4.6).**

$$R = \frac{P^3}{3ETP^2}$$

3.4.4.6.2. Déduction de l'infiltration (I)

L'infiltration est déduite de la relation P = ETR + R + I, en supposant que les autres éléments de l'équation sont connus avec exactitude. L'infiltration I comprend théoriquement deux membres: l'infiltration efficace (Iw) et l'eau du sol (Ew). La relation devient:

$$P = ETR + R + Iw + LW$$

Mais l'eau du sol est en réalité une partie de l'ETR si on considère une année moyenne puisque selon Thornthwaite (1948), lorsque la pluviométrie devient insuffisante pendant la saison sèche, l'eau du sol est mobilisée pour compenser les pertes par évapotranspiration. Nous annulons donc l'eau du sol de l'équation considérant qu'elle est déjà incluse dans l'ETR et nous obtenons comme nouvelle relation:

P = ETR + R + Iw, où Iw, est l'infiltration qui atteint la nappe, donc la recharge efficace, ou pluie utile.

La pluie utile (PU = P – ETP – R)

On remarque que parmi les trois méthodes d'évaluation de l'ETR, seule la méthode de Coutagne permet de déduire l'infiltration (tableau 3.9). Les ETR de Turc et de Thornthwaite sont trop élevées pour donner une place à l'infiltration (**annexes 4.6 et 4.7**). Maliki (1993) a abouti aux mêmes observations dans la région de Cotonou. Après avoir appliqué trois méthodes à savoir Turc, Coutagne, Thorntwaite, seule la méthode de Coutagne a donné l'infiltration efficace. Le tableau XIV ci-après montre les valeurs de l'infiltration déduite de l'équation ci-dessus énumérée.

Tableau XIV: Infiltration (I) moyenne annuelle (1980-2012)

Station / Facteur	Bohicon	Zagnanado
P (mm)	1132,92	1064,14
R (mm)	214,65	177,88
ETR (mm) de Coutagne	869,43	831,68
Iw (mm)	48,84	54,59

Les valeurs des infiltrations obtenues sont respectivement à Zagnanado et Bohicon (Zogbodomey) de l'ordre de 54,59 mm et 48,84 mm. D'après Totin (2010), la recharge varie de 42 à 171 mm en juin, 12 à 42 mm en juillet lorsque la RU = 100 mm ; de 4 à 48 mm et 12 à 42 mm pour RU > 100 mm pour des pluies annuelles de 1000 à 1300 mm dans le bassin sédimentaire côtier.

3.4.4.7. Perméabilité de l'aquifère, K, exprimée en m/s

Ce paramètre K est pris en compte pour caractériser les écoulements horizontaux ou sub-horizontaux dans l'aquifère. La conductivité hydraulique décrit les caractéristiques des terrains aquifères. Il s'agit d'une mesure de la vitesse de déplacement du polluant dans la zone saturée. Ainsi, les vitesses d'écoulement souterrain (vitesse de Darcy) fortes sont caractérisées par une grande vulnérabilité. En supposant un écoulement dans l'aquifère (on ne s'intéresse donc pas uniquement à la capacité d'un polluant à atteindre la ressource) (Murat *et al.* 2003). Les valeurs de perméabilité sont disponibles sur la zone d'étude, grâce aux données techniques des forages réalisés par la Direction Générale de l'Eau. Les données d'entrée dans

le SIG pour la codification de la perméabilité des aquifères proviennent des essais de pompages réalisés par les travaux antérieurs de la DG_{eau} (**annexe 4.8**).

3.4.5. Validation des cartes de vulnérabilité

Toute carte de vulnérabilité élaborée est testée et validée par des mesures et l'analyse de données chimiques des eaux souterraines. En effet, plusieurs auteurs (Isabel et *al*. 1990; Champagne et Chapuis1993; Mohamed 2001; Jourda *et al.* 2006; Hamza *et al.*, 2007 et Kouamé 2007) ont vérifié la validité des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité à la pollution en se basant sur des données chimiques des eaux souterraines.

La validité de l'évaluation de la vulnérabilité à la pollution par les méthodes BRGM et GOD, dans le cas de cette étude, a été testée par la pollution des nitrates dans les eaux. Cette activité a été réalisée en établissant une comparaison entre la répartition des nitrates dans les eaux de la nappe et la distribution des classes de vulnérabilité.

3.5. Analyse des données

Un dépouillement des fiches d'enquètes a été fait manuellement. Les résultats issus du dépouillement constituent une partie de la basse de données exploitées. Les données statistiques recueillies au niveau des institutions spécialisées (INSAE, ASECNA), la DGeau et sur le terrain ont complèté ces données traitées aux plan qualitatif et quantitatif.

Une fois la collecte des données achevée, à l'aide du logiciel Excel, elles ont été saisies. La base de données ainsi obtenue a généré les tableaux et graphes pertinents qui permettront d'atteindre les objectifs. Ces procédés de traitement et analyse des données ont généré des indicateurs qui ont servi de base à l'interprètation des résultats. Les courbes et histogrammes ont été réalisés avec les logiciels R core Team (2014), XL STAT version 2012. Pour l'extration des linéaments, les données des différentes cartes ont été traitées sous « Arcview 3.2 » avec son extension « Spatial analyst ». et l'image avec le logiciel Envi 4.7. En ce qui concerne l'évaluation de la vulnérabilité**,** les cartes élaborées pour les différents paramètres sont traitées avec le logiciel Arc Gis 9.2. L'analyse des données en vue de déterminer les processus et sources de la minéralisation des eaux souterraines est fortement basée sur les techniques statistiques (Güler *et al.* 2002), précisement celle de l'analyse en composantes principales (ACP). L'ACP est une des techniques statistiques de plus en plus employées, pour traiter plusieurs variables, dans le but d'identifier les facteurs contrôlant la variabilité des données mesurées (les données géochimiques dans notre cas). L'avantage de l'ACP est que toutes les variables d'une série de données peuvent être interprétées simultanément, et beaucoup plus facilement que ne le permettent les méthodes classiques traditionnelles de

comparaisons des variables dans les diagrammes à deux dimensions (x, y) ou à trois dimensions (x, y, z). La plupart des techniques statistiques nécessite une distribution normale des données, mais cette exigence ne concerne pas sur l'ACP, car celle-ci est basée exclusivement sur les matrices de corrélation ou les covariances. Les données portant sur les eaux souterraines présentent rarement une distribution normale. Le but de cette ACP est d'identifier les variables qui déterminent le plus la minéralisation des eaux, la manière dont les ions se regroupent et les différents groupes qui s'en dégagent. La projection des individus sur un plan factoriel offre l'avantage d'appréhender la simulitude ou l'opposition entre les caractéritiques des individus et les sources de leur variabilité (Canceill et Landreau, 1978). L'applicabilité de cette technique exploratoire repose sur le choix du nombre d'axes représentant le maximum d'inertie conservée avec le minimum possible de facteurs. En général, l'ACP d'une region n'est valable, que lorsque les plans factoriels étudiés retiennent au moins 70% d'informations (Faillat, 1986 ; Biemi, 1992). En dessous de cette limite, on considère que l'étude de la région n'a pas tenu compte d'une grande quantité d'informations. L'analyse multivariée a été réalisée à l'aide des logiciels : SPSS 17.0, XL STAT. Version 2012 et R version 2014. Les résultats de l'étude sont présentés à travers les diagrammes binaires, les analyses spatio-temporelles et les traitements statistiques.

L'ACP centré réduite a été réalisée à partir de 11 paramètres à savoir : le calcium, le magnésium, le sodium le potassium, les chlorures, les sulfates, les nitrates, les bicarbonates, la conductivité électrique, le pH, et la température.

CHAPITRE IV : VARIABILITE SAISONNIERE DE LA QUALITE DES EAUX DES SOURCES ET FORAGES ARTESIENS DANS LES COMMUNES DE ZAGNANADO ET DE ZOGBODOMEY

Une eau potable est définie par son usage de boisson. Pour définir une eau potable 5 types de paramètres sont utilisés : les éléments microbiologiques (les organismes pathogènes doivent être absents) ; les substances chimiques, chaque élément possède une norme de concentration suivant sa nocivité ; les éléments toxiques, pour lesquels les concentrations acceptées sont très faibles (de l'ordre du µg/l) ; les oligo-éléments (une eau pure n'est pas potable) ; les paramètres organoleptique (couleur, odeur) (Laurent *et al.*, 2011). Les normes varient au cours du temps en fonction des connaissances scientifiques et de la présence de nouveaux éléments dans l'eau (pesticides par exemple). L'OMS établit des valeurs guides qui sont ensuite adaptées par chaque pays. Pour les pays européens, les normes sont fixées par la commission européenne (63 paramètres) (Laurent *et al.* 2011).

Au Bénin, les normes sont fixées par le décret décret 2001-094 du 20 février 2001 pour la protection des eaux destinées à la consommation avec (55 paramètres). La qualité naturelle des eaux souterraines peut être altérée par l'activité humaine. La détérioration de la qualité de l'eau est appréciée par mesures des paramètres physico-chimiques et bactériologiques. Dans le cas d'une détérioration jugée importante, l'eau ne sera plus considérée comme potable pour la consommation humaine. Elle pourra être utilisée à d'autres fins (irrigation...), ou devra subir un traitement approprié pour retrouver sa potabilité. L'eau des nappes n'est donc pas à l'abri de la pollution et l'auto-épuration naturelle n'est pas complète dans toutes les nappes et vis-à-vis de certaines substances

4.1. Paramètres physico-chimiques et microbiologiques dans les eaux des sources

4.1.1. Description interprètation des paramètres

Les résultats des analyses des paramètres physico-chimiques mesurées dans les différents échantillons d'eau prélevés dans les deux communes ont été comparés aux seuils des différentes normes utilisées. Les tableaux 4.1 et 4.2 présentent les résultats des élements chimiques des eaux prélevées des sources et forages artésiens pendant les 4 campagnes d'échantillonnage.

Ces résultats révèlent que les températures des eaux de toutes les sources et forages sont plus élevées que la norme OMS (25°C). Si le pH qui détermine le niveau d'acidité des eaux est

proche des valeurs seuils, pour l'ensemble des sources, il est cependant, pour les forages à un niveau d'acidité élevé. L'autre paramètre physique, dont la valeur est critique, est la couleur qui est 33,7 ptco et 30,5 ptco respectivement en saison pluvieuse et en saison sèche à la source de Tovè (contre une norme OMS à 15 ptco). Cette variation de couleur est due à la présence du fer dans le sol. Pour ce qui est des paramètres chimiques, les valeurs enregistrées sont pour la plupart conformes aux normes admises pour l'eau de boisson, en dehors du fer, dont la concentration est de 0,685 mg/l et de 0,517 mg/l, respectivement en saison pluvieuse et en saison sèche à la source de Tovè (contre une valeur recommandée par les directives de qualité de l'Organisation Mondiale de la Santé pour l'eau de boisson de 0,3 mg/l). Le fer étant d'origine minérale, sa forte concentration à cette source peut s'expliquer par le lessivage des sols ferrugineux avant la sortie des eaux de la source. La précipitation du fer en excès donne à l'eau une couleur rouge brun et un goût désagréable.

4.2. Caractéristiques hydrochimiques générales des eaux souterraines.

Les données obtenues dans la zone d'étude, sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et les ions majeurs sont présentées et discutées dans les lignes qui suivent. Les campagnes d'échantillonnage ont été essentiellement réalisées en saison sèche, ou en début de saison pluvieuse. Les données traitées ont été groupées en fonction du type d'ouvrage (forage et source) tableaux XV et XVI.

Tableau XV: Qualité physico-chimique, chimique et organo-leptique des eaux des sources de la commune de Zagnanado

Paramètres	Unité	Normes OMS	Saison pluvieuse							Saison Sèche						
			Massavi	Wakpa	N'gbèdè	Ahandatin	Kahodji	Dowè	Tovè	Massavi	Wakpa	N'gbèdè	Ahandatin	Kahodji	Dowè	Tovè
T°c	°C	*25*	29,1	30,1	29,7	29,2	25,5	30,1	26,9	29,6	28,9	29,7	28,9	25,2	30,0	27,3
pH		*6,5 -9,5*	5,82	5,89	5,85	5,98	6,16	5,95	6,02	5,6	5,8	6,0	6,1	6,05	6,1	6,5
Conductivité	µS/cm	*2000*	92,6	38,0	51,8	150,8	26,6	33,1	32,6	95,8	35,8	52	157,5	27,0	35,9	31,5
TDS	mg/L	*1000*	46,2	19,0	25,9	75,4	13,2	16,4	16,4	95	36	51	155	26	355	31
$O_{2\ dissous}$	mg/L	5	4,51	5,98	5,85	6,44	7,05	5,45	5,31	3,03	3,41	3,52	3,65	9,44	3,83	3,14
Ca^{2+}	mg/L	400	13,5	3,4	7,2	24	2,65	4,2	2,85	24,4	6,2	12,8	40,6	4,4	7,4	5,80
Mg^{2+}	mg/L	50	7,66	2,72	3,06	11,60	0,289	2,90	2,50	12,30	4,6	6,80	19,30	2,47	5,70	4,47
Na^{+}	mg/L	200	6,41	4,17	3,75	8,23	4,51	3,07	4,03	11,80	8,34	6,50	17,90	10,90	7,06	8,90
K^{+}	mg/L	12	1,4	0,7	1,3	6,9	0,6	1,3	0,7	3,10	1,90	2,75	14,08	2,34	3,40	2,10
HCO_3^{-}	mg/L	-	69	26	34	121	11	28	23	73	57	79	109	47,40	65	57
F^{-}	mg/L	1,5	<0,01	<0,01	<0,01	0,05	0,05	<0,01	<0,01	0,09	0,016	0,08	0,02	0,02	0,09	0,14
Cl^{-}	mg/L	250	4,7	0,6	2,28	8,1	2,6	1,7	2,6	7,9	2,1	3,3	9,7	4,6	1,7	2,7
SO_4^{2-}	mg/L	500	1	1	1	4	<1	1	<1		< 1	< 1	2	<1	< 1	2
No_3^{-}	mg/L	50	21,8	7,1	10,5	31,4	2,1	7,4	2,5	15,9	6,1	8,9	23,7	3,7	6,1	2,8
NO_2^{-}	mg/L	3	0,015	0,018	0,025	0,030	<0,001	0,029	0,011	0,015	0,011	0,011	0,012	<0,001	0,012	0,02
NH_4^{+}	mg/L	0,5	0,04	<0,01	<0,01	0,02	0,10	<0,01	0,14	0,03	0,03	0,01	0,03	0,14	0,03	0,16
PO_4^{3-}	mg/L	5	0,14	0,04	0,13	0,15	0,57	0,10	0,14	0,43	0,47	0,39	0,18	0,66	0,34	0,46
S_2	mg/L	70	3	2	3	< 1	1	2	6	5	5	4	< 1	2	3	9
$KMnO_4$	mg/L d'O_2	< = 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	4,8
Cr_6^{+}	mg/L	0,05	0,021	0,017	0,015	0,018	0,015	0,018	0,025	0,013	0,01	0,017	0,014	0,10	0,01	0,024
Mn	mg/L	0,4	0,011	0,004	0,004	0,006	0,017	0,002	0,022	0,005	0,001	< 0,001	0,003	0,,008	<0,001	0,009
Fe	mg/L	< 0,5	<0,001	0,003	<0,001	0,089	0,251	<0,001	0,685	0,001	0,013	0,012	0,,001	0,287	0,001	0,517
Salinité	g/L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Turbidité	NTU	5	3,18	2,08	0,08	0,80	6,29	0,47	10,77	2,58	1,97	0,88	0,31	5,10	0,85	2,51
Couleur	PtCo	15	14,2	9,90	7,96	2,97	10	3,58	45,8	1,32	<0,01	<0,01	<0,01	12	<0,01	30,5
MES	mg/L	0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	4	2	1	<1	<1	1	4

Tableau XVI: Qualité physico-chimique, chimique et organo-leptique des eaux des forages artésiens de la commune de Zogbodomey

Paramètres	Unité	Normes OMS	Saison Pluvieuse					Saison sèche				
			Hon	Zoukou	Gbata	Samionta	Kpokissa	Hon	Hlanhonou	Gbata	Samionta	Kpokissa
T°c	°C	*25*	36,9	29,2	28,4	29,1	39	40,3	29,9	28,50	29,50	38,7
pH		*6,5 -9,5*	6,55	5,66	5,95	5,73	6,0	6,04	5,54	5,30	4,48	5,89
Conductivité	µS/cm	*2000*	226	62	46	40	100	142	60	51	45	148
TDS	mg/L	*1000*	100	31	23	20	50	21	30	25	22	73
$O_{2\ dissous}$	mg/L	5	3,93	5,54	5,35	4,73	4,54	2,55	3,69	3,45	3,70	3,20
Ca^{2+}	mg/L	400	51,31	1,038	1,96	1,44	28,14	13,86	7,63	4,73	4,64	6,74
Mg^{2+}	mg/L	50	16,77	0,93	1,08	0,46	9,16	2,54	1,77	0,47	0,56	0,66
Na^{+}	mg/L	200	62,32	5,50	42,23	40,34	56,86	28,94	6,77	4,2	3,36	10,74
K^{+}	mg/L	12	15,03	0,66	0,49	8,40	3,61	3,8	0,6	0,6	0,5	2,0
HCO_3^{-}	mg/L	-	140	22	93	110	118	65	22	11	8	14
Cl^{-}	mg/L	250	23,8	2,2	2,2	2,1	5,7	38,69	8,52	8,52	9,23	21,3
SO_4^{2-}	mg/L	500	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
No_3^{-}	mg/L	50	1,9	15,2	7,2	5,2	2,1	6,3	14,8	7,7	7,4	4,7
NO_2^{-}	mg/L	3	<0,001	0,002	0,001	0,005	0,001	0,006	0,01	0,01	0,007	0,008
F^{-}	mg/L	1,5	0,08	0,02	<0,01	0,02	0,12	0,19	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
NH_4^{+}	mg/L	0,5	0,19	<0,01	<0,01	0,01	0,06	0,24	<0,01	0,01	0,08	0,10
PO_4^{3-}	mg/L	5	0,18	0,12	0,06	0,10	0,24	0,30	0,26	0,24	0,67	0,40
$KMnO_4$	mg/L d'O_2	< = 5	0,7	1,0	0,5	0,9	1 ;0	1,42	1,33	1,07	1,07	1,5
Cr_6^{+}	mg/L	0,05	0,024	0,018	0,013	0,028	0,034	0,017	0,016	0,012	0,010	0,015
Mn	mg/L	0,4	0,029	0,011	0,006	0,012	0,046	0,013	<1	<1	<1	0,087
Fe	mg/L	0,5-50	0,022	<0,001	0,024	0,002	0,144	0,089	0,015	0,007	0,015	0,089
Salinité	°/oo	0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0	0	0	0	0
Turbidité	NTU	5	0,39	<0,01	0,76	0,03	1,29	0,30	0,31	0,39	0,34	0,51
Couleur	PtCo	15	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,021	<0,01	0,362	<0,01
MES	mg/L	0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

4.2.1. Température de l'eau

Les figures 23 (A) et 23 (B) présentent l'évolution de la température selon la saison en fonction du lieu du prélèvement. Il en résulte que les températures sont plus élevées et plus stables dans les forages artésiens (28,5° à 40,3 °C) que dans les sources naturelles (25,2°C à 30,1°C). Les forages artésiens ont présenté une température moyenne (32,95°C±1,59°C) supérieure à celle des sources artésiennes (28,58°C±0,45°C) d'après le test de Student Newmann et Keuls. Cette situation est soulignée par Babaye (2012), qui affirme que les plus fortes valeurs de température sont rencontrées dans les nappes profondes, et les plus faibles valeurs dans les nappes superficielles. Ces données, proches de la température moyenne atmosphérique de la zone d'étude (32,8°C), indiquent un équilibre thermique entre l'aquifère et l'atmosphère.

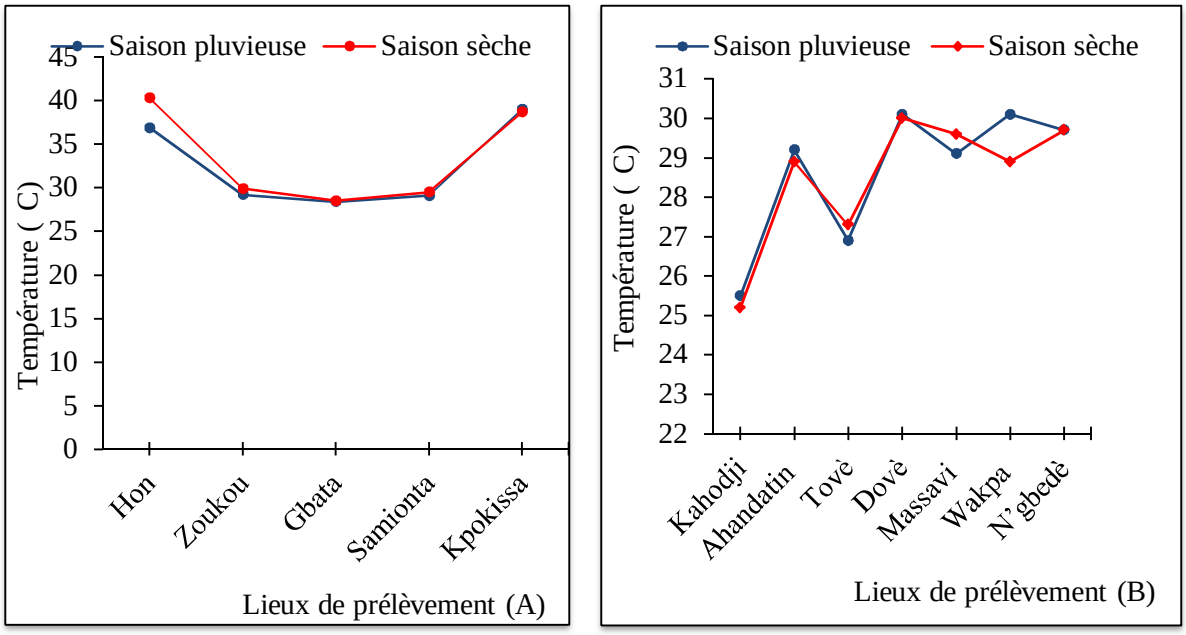


Figure 23: Variation saisonnière de la température au niveau des forages (A) et au niveau des sources (B)

4.2.2. p H de l'eau

Au niveau des forages artésiens le pH est plus faible en saison sèche qu'en saison pluvieuse (Figure 4.3). Cette même tendance est observée au niveau des sources artésiennes de Kahodji et de Massavi. Par contre, au niveau des autres sources artésiennes, le pH est plus faible en saison pluvieuse qu'en saison sèche (figure 4.4). Le pH des forages artésiens s'inscrit dans la gamme de 4,4 à 6,5 avec unemoyenne de 5,4 ± 0,6 et dans la gamme de 5,6 et 6,5 pour les sources artésiennes avec une moyenne de 6,0 ± 0,2. Les pH les plus faibles ont été mesurés dans les eaux des forages artésiens. Les plus fortes valeurs du pH s'observent dans les eaux

des sources artésiennes. Ainsi, les eaux des forages ont un pH relativement acide avec une moyenne de 5,4. Par contre, les sources ont un pH dont la moyenne est proche de la neutralité. Cette tendance à la neutralité dans les eaux des sources naturelles est due à la consommation du CO_2 suite à l'hydrolyse des silicatés entrainant l'augmentation de l'alcalinité (HCO_3^-) des eaux (Faillat et Drogue, 1993 ; Babaye, 2012). Les pH acides ont été déjà mesurés dans les eaux du bassin côtier du Bénin (Totin, 2010). L'auteur a montré que les écarts saisonniers ne montrent pas de grandes variations. Les valeurs enregistrées sont de 3,9 à 8,6 en saison pluvieuse et 3,7 à 8,6 en saison sèche avec une moyenne respective de 5,9 et 6,0. Les résultats sont également conformes à ceux de Boukari (1998), et de Alassane (2004), pour qui la nature silicatée des réservoirs ou la dissolution de l'acide carbonique issu du CO_2 atmosphérique peut expliquer ce caractère acide des eaux souterraines. Les expériences de Fritz et Tardy (1973) ont montré que l'introduction d'une pression partielle constante en gaz carbonique, fixe le pH initial d'une solution. Les conclusions qui découlent de ces expériences renseignent que, pour des pCO_2 10 ou 100 fois plus grandes que la pression partielle du CO_2 dans l'atmosphère normale (pCO_2 = 10-3,5 atm), le pH d'une eau déminéralisée est respectivement égal à 4,5 et 3,5. Les protons dérivent de la formation de l'acide carbonique par le CO_2 dissocié dans l'eau selon le processus suivant :

$$H_2O + CO_2 <===> H_2CO_3 <===> HCO_3^- + H^+ <===> 2H^+ + CO_3^{2-}$$

Les eaux d'infiltration sont le vecteur de transport du CO_2 dissous dans la zone non saturée. Les pH les plus faibles ont été mesurés dans l'aquifère du crétacé (Turonien-Coniacien ou Unité I) où cette unité argilo-sableux affleure et l'aquifère est captif sous les argilites et marnes du Maestrichtien. Les plus fortes valeurs du pH s'observent dans la nappe de l'aquifère du crétacé (Turonien-Coniacien ou Unité I) au nord de la dépression de la Lama, où cette unité sableux affleure, et l'aquifère est captive sous les argilites et marnes du Maestrichtien et de l'Eocène vers le sud, où le Coniacien s'enfonce rapidement. Ces différentes observations montrent que les eaux des formations du Crétacé du plateau de Zagnanado caractérisées par des dépôts alluviaux constitués de sables, argiles avec graviers sont légèrement basiques ou neutres. Par contre, les eaux de la nappe de l'aquifère Crétacé (Turonien-Coniacien) de la commune de Zogbodomey caractérisées par des formations de l'époque Maestrichien et qui sont composées de sables, argiles, marnes et calcaires sont majoritairement à tendance acide. Ces différents résultats sont en accord avec la nature géologique des formations aquifères à dominantes acide dont le faciès dominant est en effet, représenté par de sable et grès quartzeux fins et des argiles gris verdâtres, feuilletées

kaoliniques. Les formations aquifères sont à dominance neutres ou légèrement basiques et leur faciès dominant est constitué par des sables quartzeux, des grès à ciment siliceux ou ferrugineux avec de l'argile kaolinique et des graviers siliceux anguleux à arrondi, témoignant d'une origine commune (Hassane, 2010).

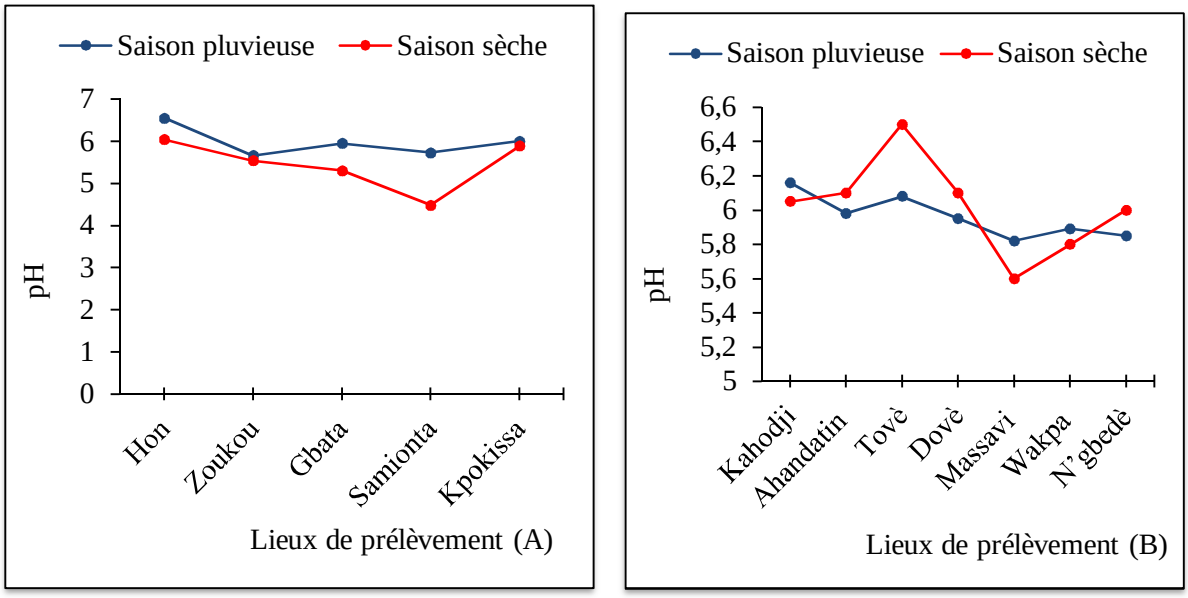


Figure 24: Variation saisonnière du pH au niveau des forages (a) et au niveau des sources (B)

4.2.3. Conductivité électrique

Les résultats de l'analyse de la variance ont montré qu'il n'existe aucune différence significative entre la conductivité électrique des sources et celle des forages artésiens ($p > 0,01$). De même, aucune différence significative n'a été observée entre la conductivité des deux saisons ($p > 0,01$) ; ce qui traduit une stabilité de la minéralisation. Toutefois, au niveau des forages artésiens de Hon et de Kpokissa, une différence respective de 184 µS/cm et 48 µS/cm a été observée entre la saison sèche et la saison pluvieuse. En effet, la minéralisation reste forte par rapport à la saison pluvieuse dans les eaux du forage de Hon (figure 25 (B)). L'action de la minéralisation dans les eaux du forage de Hon en période de recharge peut être due à la dissolution des minéraux localisés à certains endroits des formations géologiques. Par contre, elle est plus élevée pendant la saison sèche que la saison pluvieuse dans les eaux du forage de Kpokissa (figure 25 (B)). Il y a eu une augmentation de la minéralisation pendant la saison sèche. La stabilité de la minéralisation observée au niveau de la plus part des ouvrages peut se traduire par l'absence des phénomènes de dilution ou de dissolution des mineraux en saison pluvieuse et de la non augmentation de la minéralisation pendant la saison sèche (figure 25 (A)). Cette particularité s'explique par le fait que les forages et les sources artésiens sont situés dans des secteurs où la recharge atteint souvent tardivement la nappe,

(Nappe captive) et de la présence d'une couche d'argile qui empêche l'infiltration verticale. Ces particularités ont été observées aussi par Boukari (1998) ; Alassane (2004) ; Totin (2010), qui ont classé en deux catégories les ouvrages : Il s'agit : (1) - des ouvrages situés dans des secteurs où la recharge atteint tardivement la nappe, du fait de sa très grande profondeur ou de la présence d'une couche d'argile qui empêche l'infiltration verticale ; tout ceci se traduit par l'absence de phénomènes de dilution et d'augmentation de la minéralisation ; (2) – des ouvrages dans lesquels l'augmentation de la minéralisation en période de recharge peut être due soit à la dissolution des minéraux localisés à certains endroits des formations géologiques, soit, à l'arrivée d'eaux usées dans ces secteurs de la nappe. Les formations aquifères du Crétacé des communes de Zogbodomey et de Zagnanado sont à dominante sableuse et argilo-sableuse. Ces formations à dominante siliceuse sont peu minéralisées. La nature géologique des formations du sol et de la ZNS sont des facteurs qui influencent les variations de la conductivité électrique (Hassane, 2010). La baisse de la conductivité est due au processus de mélange entre les eaux de recharge récente et les eaux de l'aquifère. La hausse de la conductivité observée après la saison des pluies s'explique par les apports d'eaux de surface plus minéralisées (Hassane, 2010). Selon Babaye, (2012) dans une étude sur le bassin de Dargol au Niger, les valeurs de pH et celles de la conductivité électriques sont élevées en saison sèche (basses eaux), et s'abaissent après la saison pluvieuse (hautes eaux). En revanche, certains forages contaminés présentent une situation du fait de l'apport de l'ion NO_3^- par les eaux d'infiltration, ce qui entraine une augmentation de la minéralisation des eaux. Quant à Adiaffi (2009), dans une étude sur l'apport de la géochimie isotopique, de l'hydrochimie et de la télédétection à la connaissance des aquifères de la zone de contact "socle-bassin sédimentaire" du sud est de la côte d'ivoire, il affirme que les nappes du bassin sédimentaire (notamment celle du Continental Terminal) sont faiblement minéralisées et que la tendance montre que les eaux souterraines semblent évoluer dans le temps. Elles deviennent de plus en plus acides et moins minéralisées. Cette affirmation est le résultat de collecte des données sur la température, le pH, la conductivité électrique pendant trois années. Nos observations sur ces trois paramètres sont faites seulement durant une ou deux saisons. Il n'est donc pas possible de parler de leur évolution.

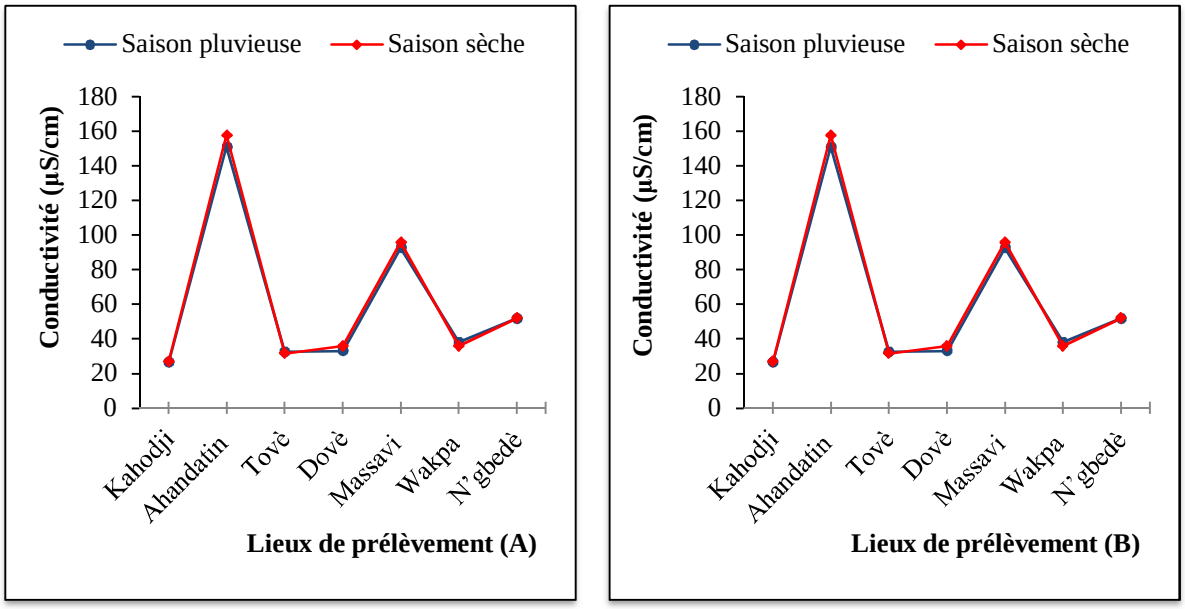


Figure 25: Variation saisonnière de la conductivité électrique au niveau des forages (A) et au niveau des sources (B)

4.2.4. Eléments chimiques majeurs

4.2.4.1. Teneurs des anions

Les bicarbonates dominent largement tous les anions aussi bien dans les eaux des sources, que dans les forages artésiens, elles sont suivies des nitrates au niveau des sources artésiennes et des chlorures au niveau des forages (figure 26). Les sulfates ne sont pas observés au niveau des forages et sont presque inexistants au niveau des sources. Les valeurs minimales et maximales des nitrates, des chlorures et des sulfates sont représentées sur la figure 26 et sont respectivement :

-les nitrates : de 2,1 à 31,4 mg/l pour les sources et 1,9 à 15,2 mg/l pour les forages. Les nitrates prennent une part importante à la minéralisation de la nappe ;

-les chlorures de 0,6 à 9,7 mg/l pour les sources et de 2,1 à 38,69 mg/l pour les forages. C'est l'un des éléments majeurs du milieu qui détermine le faciès chimique de l'eau dans la région ;

-les sulfates de 0 à 4 mg/l pour les sources.

La teneur en sulfates est acceptable selon les normes OMS (400 mg/l) de même pour la teneur en nitrate, les valeurs sont nettement en dessous des normes de potabilité acceptée par l'OMS (< 50 mg/l).

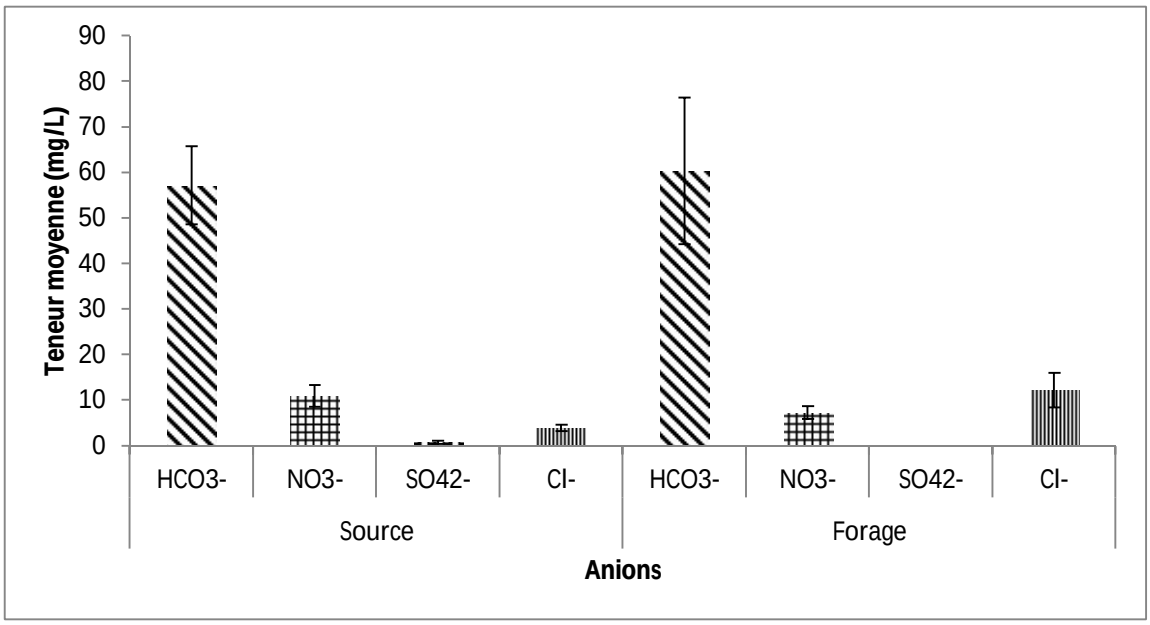


Figure 26: Concentrations des anions dans les eaux de forages et de sources artésiens

HCO_3^- = ion bicarbonate NO_3^- = ion nitrate SO_4^{2-} = ion sulfate Cl^- = ion chlorure

4.2.4.2. Teneurs des cations

Le calcium, le magnésium et le sodium sont prédominants dans les eaux des sources artésiennes comparativement au potassium (figure 27). Le sodium est prédominant dans les eaux de forages comparativement aux autres cations, il est suivi respectivement du calcium, du magnésium et du potassium. Les valeurs minimales et maximales du calcium, du magnésium, du potassium et du sodium sont représentées sur la figure 4.8 et sont respectivement :

-le calcium : de 2,65 à 40,6 mg/l pour les sources et 1 à 51,31 mg/l pour les forages ;
-le magnésium : de 0,3 à 19,3 mg/l pour les sources et de 0,46 à 16,77 mg/l pour les forages ;
-le potassium : de 0,6 à 17,9 mg/l pour les sources et de 0,5 à 15,03 mg/l pour les forages ;
-le sodium : de 1,9 à 14,08 mg/l pour les sources et de 3,36 à 62,32 mg/l pour les forages.

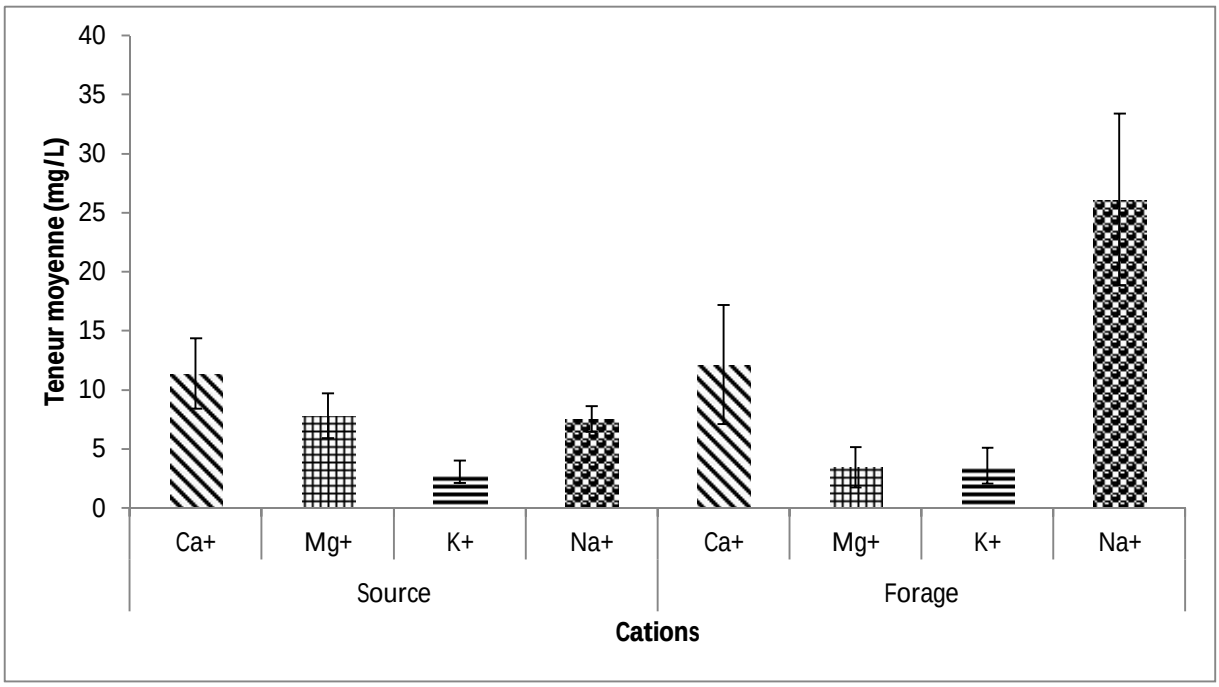


Figure 27: Concentrations des cations dans les eaux de forages et de sources artésiens

Ca^{+} = ion calcium Mg^{2+} = ion magnésium K^{+} = ion potassium Na^{+} = ion sodium

Les teneurs en calcium, magnésium, potassium et en sodium sont acceptables selon les normes OMS.

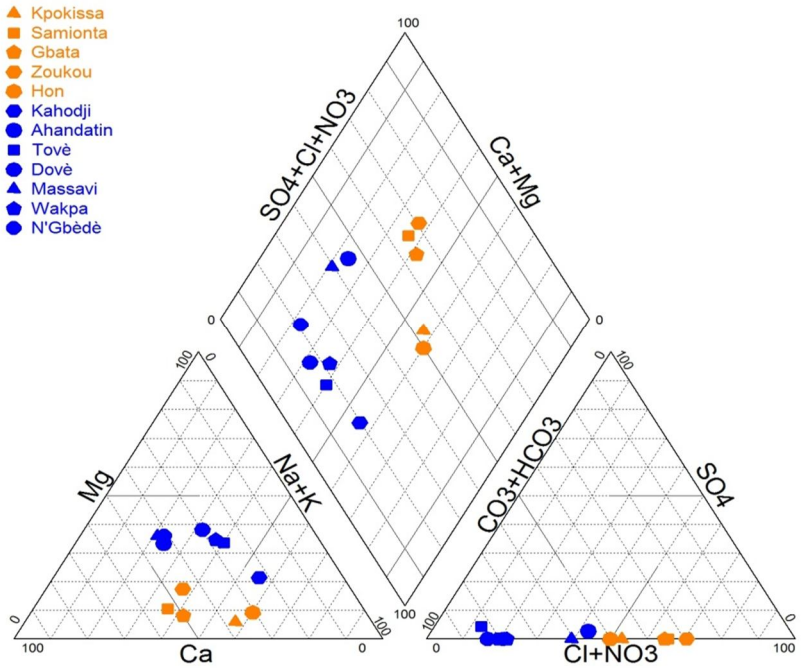
4.2.5. Faciès chimique des eaux

En ce qui concerne les données traitées dans le cadre de cette étude, la balance ionique présente un déséquilibre pour 20% d'échantillons. Trois (03) points d'eau ne sont pas conformes aux conditions de la balance ionique. Le calcul de la balance ionique permet généralement de vérifier la fiabilité des résultats des analyses chimiques. Cependant, les incertitudes sur les résultats, variables selon les techniques d'analyse, peuvent expliquer les erreurs parfois élevées sur les balances ioniques, à cause de la présence éventuelle d'anions organiques non pris en compte dans les calculs (Favreau, 2000). Dans ces mêmes conditions, Longo (2009) a recherché la cohérence des résultats obtenus au niveau d'au moins deux laboratoires. Cette démarche a montré la cohérence des résultats obtenus au niveau du laboratoire de la DGeau. Ainsi, sur la base des résultats de ce test d'assurance qualité et, en accord avec Favreau (2000) qui rapporte que pour les échantillons peu minéralisés, la précision des analyses pour des balances ioniques supérieures à 10% ne permet pas de considérer comme fausses les résultats des analyses dont les balances ne sont pas équilibrées ; alors aucun résultat des analyses obtenues n'a été rejeté.

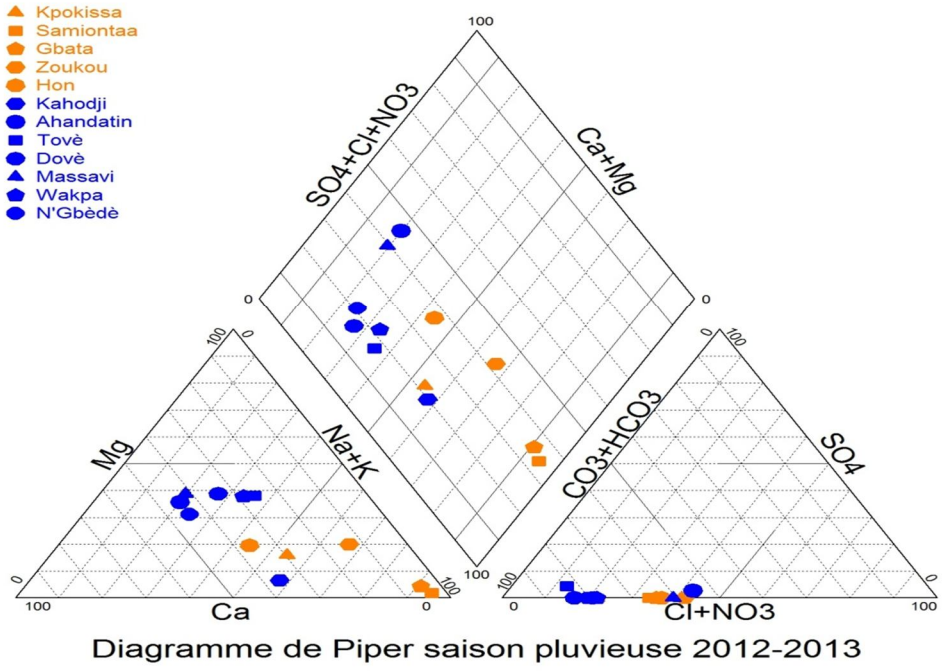
Le faciès chimique des eaux a été déterminé classiquement à l'aide du diagramme de Piper, en ayant recours au logiciel Diagramme du Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon (Simler, 2007). Les données des ions majeurs, reportées sur ce diagramme (figure 28), ont permis d'identifier quatre types de faciès chimiques pour les eaux souterraines de la région d'étude.

La typologie est basée sur les teneurs en ions majeurs contenus dans les eaux. Les cations (Ca^{2+}, Na^{+}, Mg^{2+}, K^{+}) et les anions (HCO_3^{-}, Cl^{-}, SO_4^{2-}, $NO3^{-}$) se combinent deux à deux pour former les principaux hydrofaciès de la zone (tableau 4.5). Ces hydrofaciès sont établis à partir de l'anion dominant et le cation dominant : pour un faciès de type bicarbonaté calcique, le bicarbonate est l'anion dominant et le calcium le cation dominant dans l'eau analysée (tableau 4.3). Les eaux des sources artésiennes de Ahandatin, N'gbède, Masavi, Dovè, Tovè, Wakpa de type bicarbonaté calcique-magnésique en saison de pluie ne connaissent pas une variation en saison sèche. L'eau de la source de Kahodji de faciès chloruré calcique en saison de pluie passe au faciès bicarbonaté sodique en saison sèche.

Au niveau des forages de Samionta, Gbata, Zoukou, Kpokissa, l'eau initialement de faciès bicarbonaté sodique et potassique en saison pluvieuse, est devenue chlorurée calcique pour les forages de Samionta, de Gbata, et de Zoukou. Cependant, l'eau du forage de Kpokissa initialement de faciès bicarbonaté sodique et potassique de même que l'eau du forage de Hon de faciès bicarbonaté calcique en saison pluvieuse, passent aux faciès chlorurés sodiques en saison sèche. Cette variabilité sur des eaux relativement peu minéralisées implique des sources diverses et ponctuelles. On peut penser aux pollutions provenant de la surface et qui sont liées aux activités anthropiques. En effet, la présence des éléments comme les nitrates, les chlorures, le sodium, le potassium et les sulfates peuvent être la conséquence des activités anthropiques, et est liée au rejet de déchets de tout ordre dans la nature, à l'utilisation des engrais et à la présence de fosses septiques ou puits perdus en l'absence d'un réseau d'assainissement collectif. En général, le faciès bicarbonaté calcique domine tous les autres selon les résultats de la présente étude, 58%. Cette tendance est confirmée par les travaux antérieurs réalisés au Sénégal (Diouf, 1999), en Côte d'Ivoire (Faillat, 1986 ; Biemi, 1992 ; Adiaffi, 2008 ; Oga *et al.*, 2009) au Burkina Faso, (Yameogo, 2008), au Bénin (Kamagaté, 2006).



A



B

Figure 28: Diagrammes de Piper montrant les faciès géochimiques des eaux souterraines en saison pluvieuse (B) et saison sèche (A) dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey

Tableau XVII: Faciès géochimiques saisonniers des eaux des sources et forages artésiens dans Zogbodomey et Zagnanado.

Faciès géochimiques	Saison pluvieuse	Saison sèche
Chloruré calcique etmagnésien *(Cl-Ca-Mg)*	- Source de Kahodji	-Forage de Samionta -Forage de Gbata - Forage de zoukou
Bicarbonaté calcique et magnésien *($Ca-Mg-HCO_3$)*	- Forage de Hon -Source de Ahandadin - Source de N'gèdè -Source de Massavi -Source de Dovè -Source de Wakpa -Source de Tovè	-Source de Ahandatin -Source de Dovè -source de N'gbèdè -Source de Massavi -Source de Tovè -Source de Wakpa
Bicarbonaté sodique et potassique *($Na-K-HCO_3$)*	- Forage de Samionta -Forage de Kpokissa -Forage de Gbata -Forage de Zoukou	-Source de kahodji
Chloruré sodique *($Na-Cl-NO_3$)*		-Forage de Hon -Forage de Kpokissa

Les eaux de ce groupe montrent une dominance des ions alcalino-terreux sur les alcalins (Babaye, 2012). Les eaux bicarbonées sodiques concernent cinq ouvrages. Elles se caractérisent par la dominance des alcalins sur les alcalino-terreux et aussi par leur faible valeur de conductivité électrique (Babaye, 2012). Les forages artésiens de Samionta, Kpokissa, Gbata, Hlanhonou et la source de Kahodji ont respectivement 1,75 meq/l ; 2,47 meg/l ; 1,83 meq/ ; 0,23 meq/l ; 0,47 meq/l des teneurs en sodium contre 0,07 meq/l, 1,40 meq/l, 0,09 meq/l, 0,05 meq/l, 0,22 meq/l pour le calcium. Les eaux de ce groupe ont des teneurs en sodium de 1,75 à ving cinq fois supérieures à celles de calcium, soit Na^+ >1,75

Ca^{2+} (figure 28). La tendance obtenue dans les travaux de Babaye est de l'ordre de Na^{+}> 1,5 Ca^{2+}.

Chaque eau est unique et sa nature dépend de la composition chimique des roches qu'elle traverse et des mélanges qui peuvent se produire. Il n'existe donc pas une, mais, des qualités de l'eau. Les eaux souterraines sont plus ou moins minéralisées en fonction de la nature des roches traversées, du temps de contact de l'eau avec les minéraux des roches, donc de la vitesse de percolation de l'eau ; du temps de renouvellement de l'eau de la nappe par l'eau d'infiltration.

4.3. Corrélations entre les éléments majeurs

A partir des matrices de correlation réalisées avec les 12 variables (tableaux XVIII et XIX), on peut dégager les observations suivantes :

- les sources (tableau XVIII)

L'analyse de la matrice de corrélations du tableau 4.4, montre qu'il s'est établi une bonne corrélation négative (plus de 70 %) entre : le pH et les sulfates ; la conductivité électrique et le calcium ; la conductivité électrique, les nitrates et les bicarbonates ; les chlorures et les bicarbonates.

De même il existe une bonne corrélation positive (plus de 70 %) entre : la conductivité, le calcium et les nitrates ; les sulfates et le calcium ; les nitrates et le calcium ; le magnésium et la minéralisation totale.

La corrélation est plus faible positive (± 60%) entre : le pH, les bicarbonates, et le potassium ; la conductivité et les chlorures ; les sulfates et les nitrates ; les chlorures et le sodium.

La corrélation est plus faible négative (± 60%) entre : les sulfates et le potassium ; les bicarbonates et le calcium.

Tableau XVIII: Matrice de corrélation multiple pour les sources (Pearson (n))

Variables	T	pH	CE	SO4	NO3	Cl	HCO3	Ca	Mg	K	Na	MT
T	**1**											
pH	**0,975**	**1**										
CE	-0,847	-0,846	**1**									
SO4	-0,830	-0,844	0,471	**1**								
NO3	-0,761	-0,857	**0,804**	0,625	**1**							
Cl	-0,420	-0,260	0,567	-0,078	0,095	**1**						
HCO3	0,688	0,581	-0,741	-0,287	-0,265	**-0,788**	**1**					
Ca	-0,954	-0,953	0,911	0,714	**0,883**	0,452	-0,600	**1**				
Mg	-0,190	-0,136	-0,244	0,432	-0,324	-0,158	-0,208	-0,093	**1**			
K	0,428	0,569	-0,162	-0,652	-0,572	0,493	-0,204	-0,416	-0,293	**1**		
Na	-0,325	-0,184	0,397	0,148	0,138	0,597	-0,433	0,341	-0,304	0,584	**1**	
MT	-0,146	-0,059	-0,341	0,388	-0,373	-0,068	-0,115	-0,104	**0,941**	-0,248	-0,227	**1**

Les valeurs en gras sont significativement différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

-les forages (tableau XIX)

L'analyse de la matrice de corrélations du tableau 4.5 montre qu'il s'est établi une bonne corrélation négative (plus de 70 %) entre : le pH, la conductivité électrique, et le sodium; les sulfates, les bicarbonates et le sodium ; les nitrates et les chlorures ; les bicarbonates, le calcium, le magnésium et le potassium ; le calcium et le sodium ; le magnésium et le sodium ; le potassium et le sodium.

De même il existe une bonne corrélation positive (plus de 70 %) entre : le pH, les sulfates, nitrates et le calcium ; les sulfates, le calcium, le magnésium et le potassium ; les bicarbonates et le sodium ; le calcium, le magnésium et le potassium ; le magnésium et potassium.

La corrélation est plus faible négative (± 60%) entre : le pH et les bicarbonates ; la conductivité les sulfates, les nitrates et le calcium.

La corrélation est plus faible positive (± 60%) entre : le pH, le magnésium et le potassium ; les sulfates et bles nitrates ;les chlorures et le magnésium ; les bicarbonates et la minéralisation totale ; le sodium et la minéralisation totale.

Tableau XIX: Matrice de corrélation multiple pour les forages (Pearson (n))

Variables	T	pH	CE	SO4	NO3	Cl	HCO3	Ca	Mg	K	Na	MT
T	**1**											
pH	-0,395	**1**										
CE	0,198	-0,784	**1**									
SO4	-0,787	0,873	-0,673	**1**								
NO3	0,042	0,853	-0,695	0,536	**1**							
Cl	-0,610	-0,295	0,087	0,161	-0,709	**1**						
HCO3	**0,923**	-0,653	0,332	-0,910	-0,213	-0,379	**1**					
Ca	-0,820	0,839	-0,636	**0,995**	0,463	0,235	-0,937	**1**				
Mg	-0,972	0,560	-0,396	**0,891**	0,106	0,553	-0,959	**0,920**	**1**			
K	-0,871	0,640	-0,423	0,875	0,386	0,209	-0,844	0,860	0,873	**1**		
Na	**0,884**	-0,700	0,330	-0,909	-0,378	-0,175	**0,948**	-0,910	-0,898	-0,944	**1**	
MT	0,582	-0,156	-0,439	-0,347	0,079	-0,094	0,640	-0,378	-0,478	-0,464	0,663	**1**

Les valeurs en gras sont significativement différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

4.4. Caractéristiques des eaux des sources

L'utilisation de l'analyse en composantes principales (ACP) pour l'étude globale des eaux souterraines permet une différenciation sur leurs particularités chimiques (tableaux XX et XXI), une détermination de leurs variations d'ensemble (facteurs) suivant les axes principaux (figures 29 et 30) et surtout une caractérisation des différents pôles d'acquisition de la minéralisation (Mudry, 1991).

Tableau XX: Corrélations des variables aux deux premières composantes en saison pluvieuse

Variables	Dim.1	Dim.2
Température	0.33	**-0.89**
Potentiel d'hydrogène	-0.29	**0.87**
Conductivité	**1.00**	0.02
Sulfates	**0.93**	-0.11
Nitrates	**0.98**	-0.14
Chlorures	**0.93**	0.33
Bicarbonates	**1.00**	0.00
calcium	**1.00**	0.02
magnésium	0.16	**0.57**
Potassium	**0.94**	0.14
Sodium	**0.92**	0.24

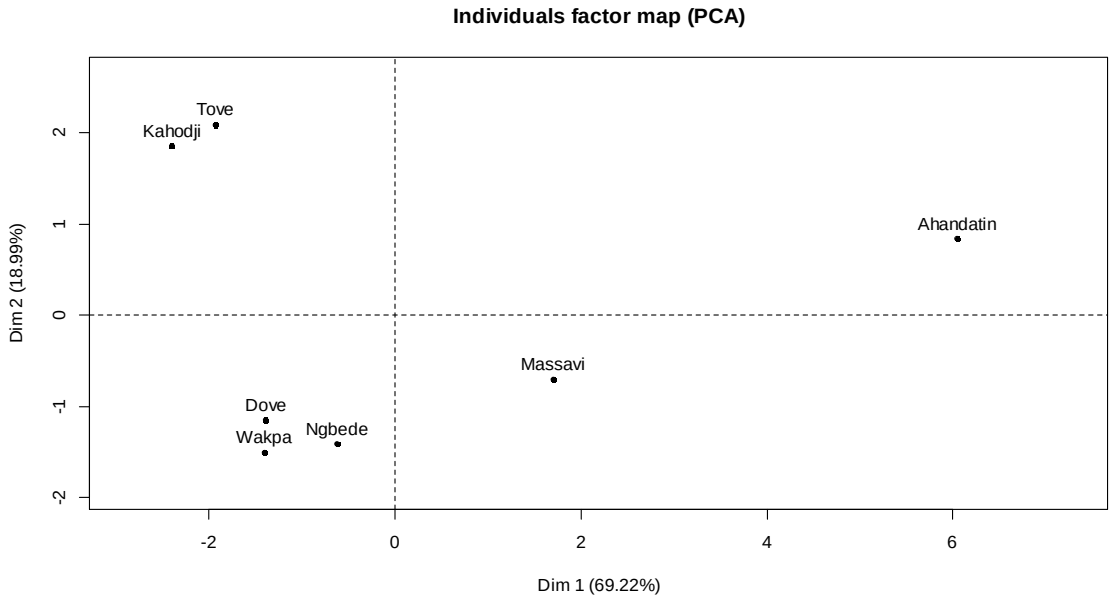


Figure 29: Projection des sites des sources sur les deux premières composantes de l'ACP en saison pluvieuse

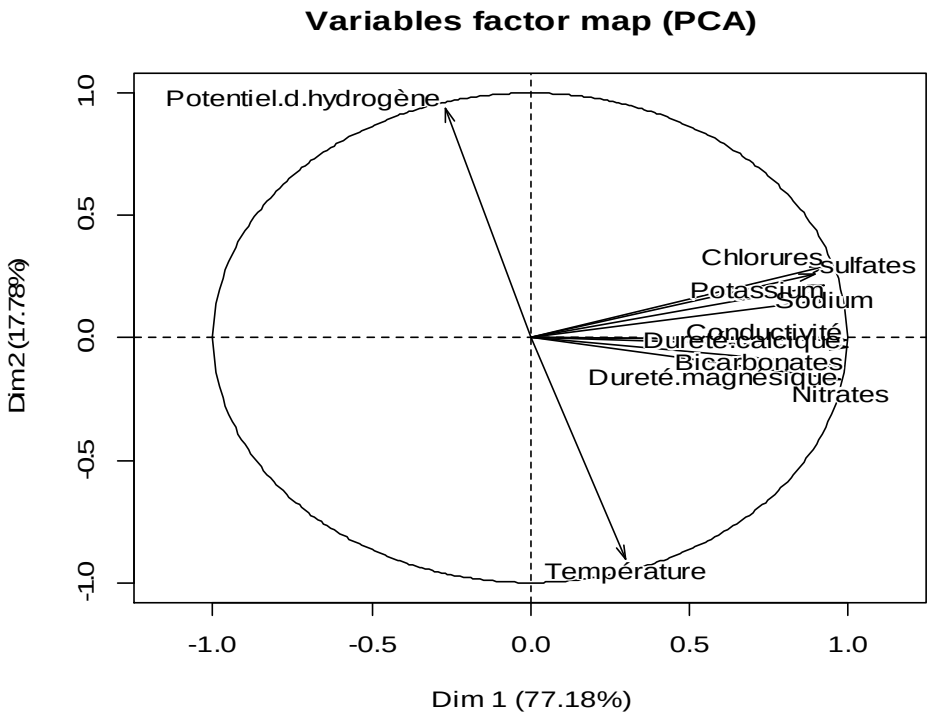


Figure 30: Projection des variables sur le plan factoriel F1 X F2 des sources en saison pluvieuse

Tableau XXI: Corrélations des variables aux deux premières composantes en saison sèche

Variables	Dim.1	Dim.2
Température	0.32	**-0.66**
Potentiel d'hydrogène	-0.17	**0.89**
Conductivité	**1.00**	-0.05
Sulfates	**0.50**	**0.79**
Nitrates	**0.97**	-0.23
Chlorures	**0.90**	0.00
Bicarbonates	**0.93**	-0.07
calcium	**1.00**	-0.07
magnésium	**0.99**	-0.08
Potassium	**0.87**	0.28
Sodium	**0.92**	0.24

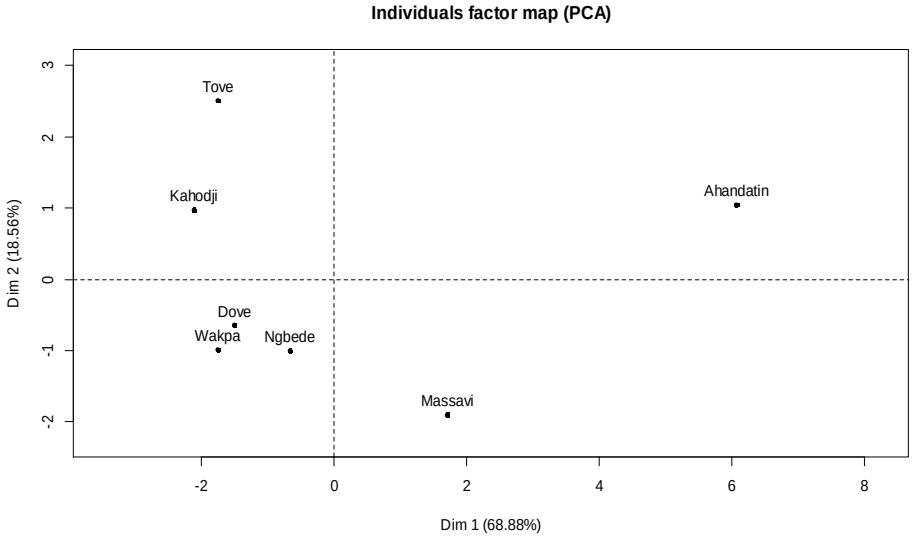


Figure 31: Projection des sites sur les deux premières composantes de l'ACP des sources en saison sèche

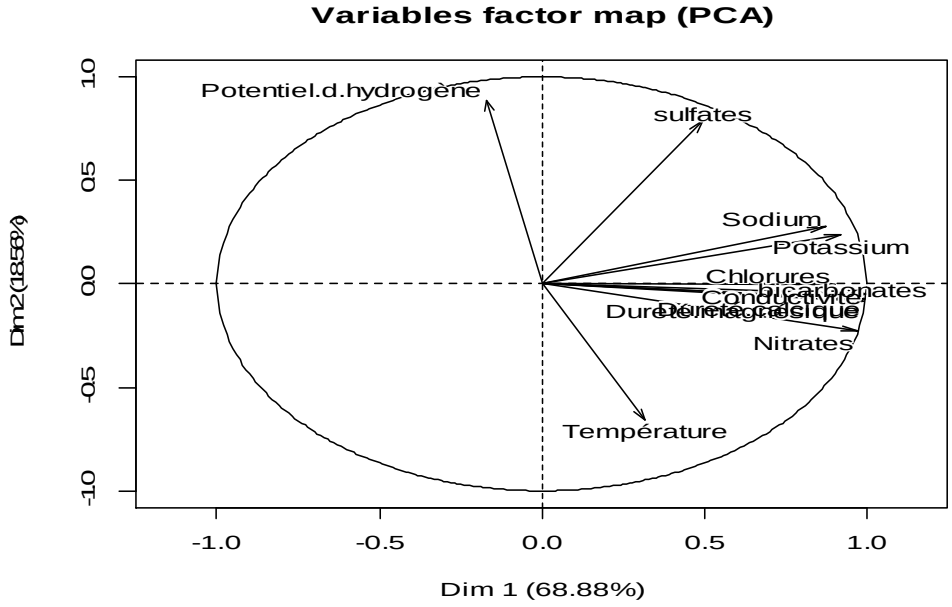


Figure 32: Projection des variables sur le plan factoriel F1 X F2 des sources en saison sèche

Tableau XXII: Comparaison des caractéristiques des eaux des sources de la saison pluvieuse et de la saison sèche

Saison / Corrélation	Saison pluvieuse	Saison sèche
corrélation positive à l'axe 1	Groupe 1(sulfates, chlorures, potassium et sodium) et groupe 2 (conductivité, nitrates, bicarbonates, calcium)	(sulfates, chlorures, potassium et sodium) et (conductivité, nitrates, bicarbonates, calcium)
corrélation négative à l'axe 2	pH et température	pH et température

Sur la base des valeurs de Eigen obtenues à l'issue de l'analyse en composantes principales (ACP), les deux premiers axes (composantes) ont été retenus car ils expliquent à eux seuls 88,21 % de l'information contenue dans la matrice de base ; ce qui est largement suffisant pour interpréter les résultats de l'ACP (Figures 30 et 32). Il ressort du Tableau 4.6 que les variables du groupe 1 (sulfates, chlorures, potassium et sodium) et du groupe 2 sont corrélées positivement (conductivité, nitrates, bicarbonates, calcium) sont corrélées positivement à l'axe 1. Par conséquent, ces variables sont corrélées positivement les unes aux autres. En d'autres termes, une augmentation de l'une de ces variables dans les eaux des sources artésiennes en saison pluvieuse induit une augmentation systématique des autres variables. En ce qui concerne l'axe 2, le pH est négativement corrélé à la température. Par conséquence, une augmentation élevée de la température induit un faible pH. L'opposition entre le pH et la température signifie qu'il s'agit d'un réservoir de plus en plus détritique (sable, grès) avec la profondeur c'est –à-dire que l'eau est de plus en plus acide avec l'augmentation de la profondeur. Les eaux des sources sont plus ou moins acides, avec un pH qui s'inscrit dans la gamme de 5,6 et 6,5, caractéristique des aquifères gréseux et des sables purement siliceux (Bakalowicz, 1997). Les figures 29 et 31 présentent, quant à elles, une projection des sites sur les deux premiers axes. Il y résulte que les sites Ahandatin, N'gbèdè, Dovè et Wakpa sont négativement corrélés à l'axe 1 tandis que les sites Dovè, N'gbèdè et Wakpa sont positivement corrélés à l'axe 1. Massavi, Kahodji et Tove sont les sites qui sont négativement corrélés à l'axe 2. Tandis que les sites tels que Massavi, Dovè, Wakpa et N'gbèdè lui sont négativement corrélés.

4.5. Caractéristiques des eaux des forages artésiens

Tableau XXIII: Corrélations des variables aux deux premières composantes de forages artésiens en saison pluvieuse

Variables	Dim.1	Dim.2	Dim.3
Température	**0.81**	-0.03	**-0.55**
Potentiel d'hydrogène	**0.94**	0.16	0.07
Conductivité	**0.91**	0.41	0.01
Sulfates	-0.24	0.40	**0.85**
Nitrates	**-0.83**	**0.56**	0.00
Chlorures	**0.91**	0.37	0.17
Bicarbonates	**0.84**	**-0.52**	0.16
Dureté calcique	**0.97**	0.20	-0.15
Dureté magnésique	**0.96**	0.23	-0.16
Potassium	**0.82**	0.09	0.48
Sodium	**0.86**	-0.49	-0.02

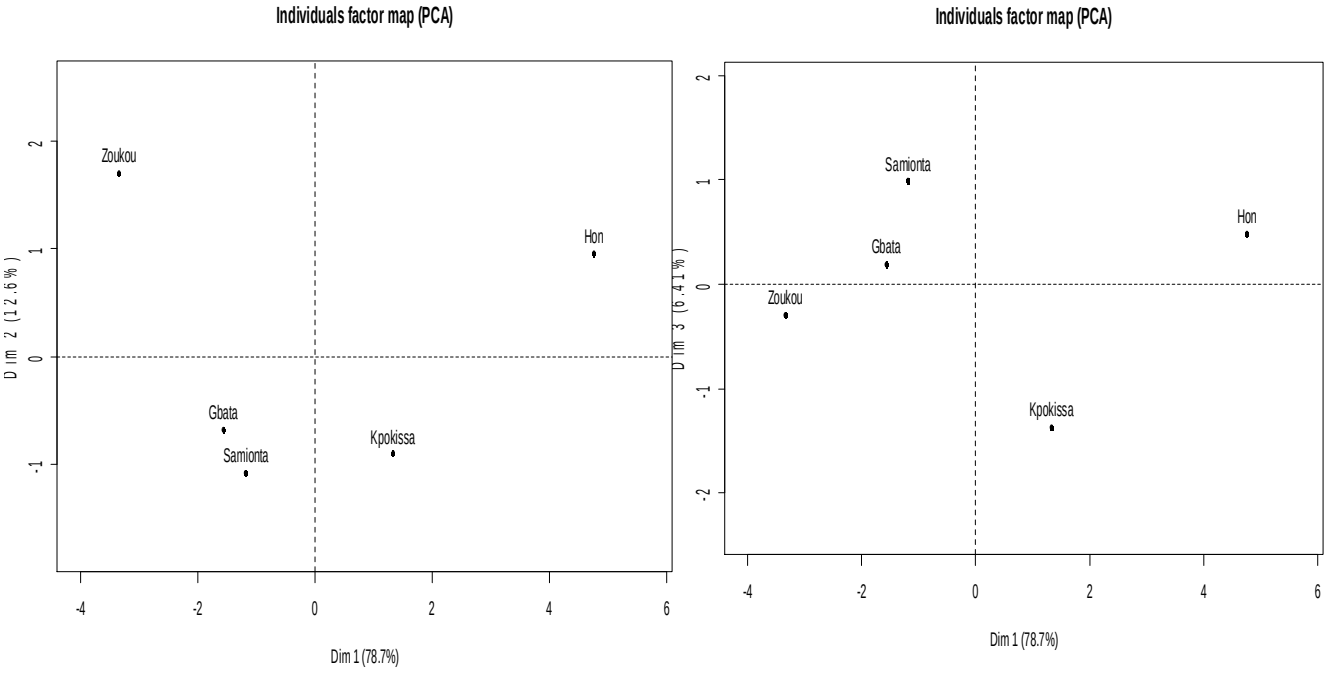


Figure 33: Projection des sites sur les deux premières composantes de l'ACP des forages artésiens en saison pluvieuse

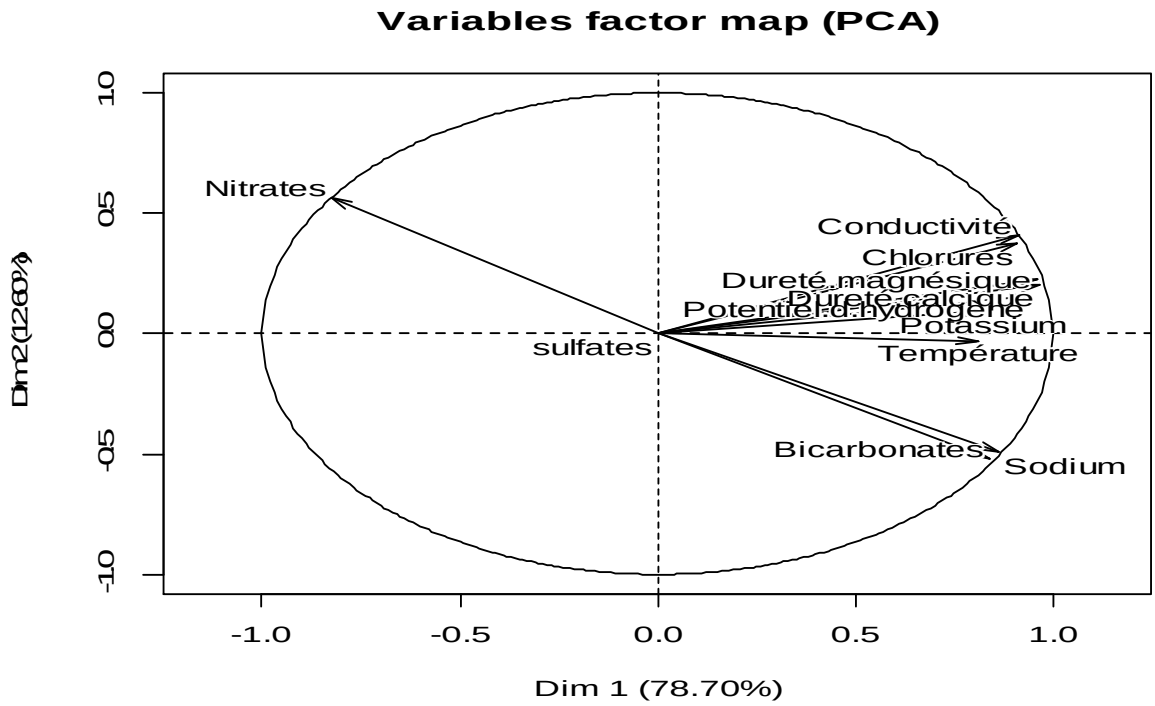


Figure 34: Projection des variables sur le plan factoriel F1 X F2 des forages artésiens en saison pluvieuse.

4.5.1. Saison pluvieuse

On a constaté que la variance exprimée par les axes F_1 et F_2 est assez significative (plus de 80 %) pour observer le comportement global des échantillons. Néanmoins, nous avons aussi considéré l'axe F_3 pour pouvoir mettre en évidence les autres tendances des échantillons et avoir des projections de bonne qualité. Les trois axes factoriels (F_1, F_2, $F_{3)}$ expriment 97,72 % de l'information contenue dans la matrice de base (figure 34).

Il ressort du Tableau 4.8 que pendant la saison pluvieuse, les variables du groupe 1 telles que potentiel d'hydrogène, conductivité, chlorures, calcium, magnésium, température, potassium et sodium_sont corrélées positivement à l'axe 1. De même les variables du groupe 2 (bicarbonates, sodium). Alors, une augmentation de l'une de ces variables dans chaque groupe en saison pluvieuse induit une augmentation systématique des autres variables. Par ailleurs, la concentration en nitrates est négativement corrélée au groupe 2 (bicarbonates et sodium) à l'axe 2. La concentration en sulfates est positivement corrélée à l'axe 3 à l'opposition de la temperature qui lui est négativement corrélée. On en déduit que les forages artésiens qui ont une forte concentration en nitrates ont en particulier une faible concentration en bicarbonates et par conséquent ceci pourrait induire de faibles concentrations de ces forages en chlorures, en potassium, en sodium, une mauvaise conductivité d'eau, un faible taux de calcium et magnésium et un faible potentiel d'hydrogène. De plus, l'analyse montre

que les forages artésiens dont les eaux ont une temperature élevée en saison pluvieuse, présentent de faibles concentrations en sulfates. Les eaux de température élevéé proviennent des nappes qui sont en profondeur par contre, les ions sulfates proviennent en général des sources superficielles.

La figure 33 présente une projection des sites sur les deux premiers axes. Il y résulte que les sites Hon, Gbata, Samionta sont négativement corrélés à l'axe 1. Zoukou et Hon sont les sites qui sont négativement corrélés à l'axe 2. Tandis que les sites tels que Gbata, Samionta et Kpokissa lui sont négativement corrélés. Au niveau de l'axe 3, les sites Samionta et Hon sont corrélés positivement. En saison pluvieuse, les eaux des forages artésiens de Kpokissa et Hon sont caractérisés par une faible conductivité électrique (100 µS/cm et 226 µS/cm), une faible concentration en calcium (28,14 mg/l et 51,31 mg/l), en magnésium (9,16 mg/l et 16,77mg/l), en chlorures (5,7mg/l et 23,8 mg/l), en potassium (3,61mg/l et 15,03mg/l), en sodium (56,86 mg/l et 62,32 mg/l), une température relativement élevée (36,9° C et 39° C), et un fort potentiel d'hydrogène (6,0 et 6,55). Par ailleurs, les forages artésiens de Zoukou, Samionta, Gbata et Hon ont une concentration en nitrates (2 à 15 mg/l). De même, les forages artésiens des sites Kpokissa, Gbata, Samionta et Hon en saison pluvieuse ont en commun une forte concentration en bicarbonates (93 à 140 mg/l). En outre, les eaux des forages artésiens de Samionta et Hon sont les seules ayant une forte concentration en sulfates en saison pluvieuse. Il est à noter donc la présence des ions ions NO_3^- et SO_4^{2-} dans les eaux de ces forages artésiens, qui exprime l'influence des artivités antropiques dans l'acquisition de la minéralisation.

Tableau XXIV: Corrélations des variables aux deux premières composantes en saison sèche

Variables	Dim.1	Dim.2
Temperature	**0,92**	-0,33
pH	**0,8**	0,02
Conductivite	**0,87**	-0,39
Sulfate	-	-
Nitrate	-0,35	**0,88**
Chlorure	**0,98**	-0,12
Bicarbonate	**0,91**	0,33
Calcium	**0,95**	0,31
Magnesium	**0,77**	**0,63**
Potassium	**0,99**	-0,12
Sodium	**0,98**	0,09

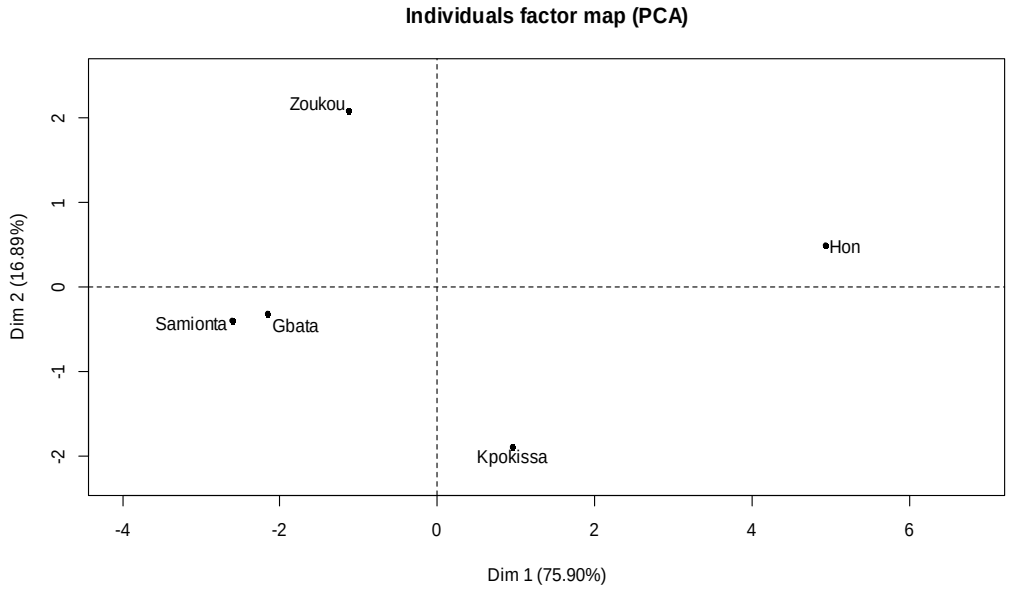


Figure 35: Projection des sites sur les deux premières composantes de l'ACP des forages artésiens en saison sèche

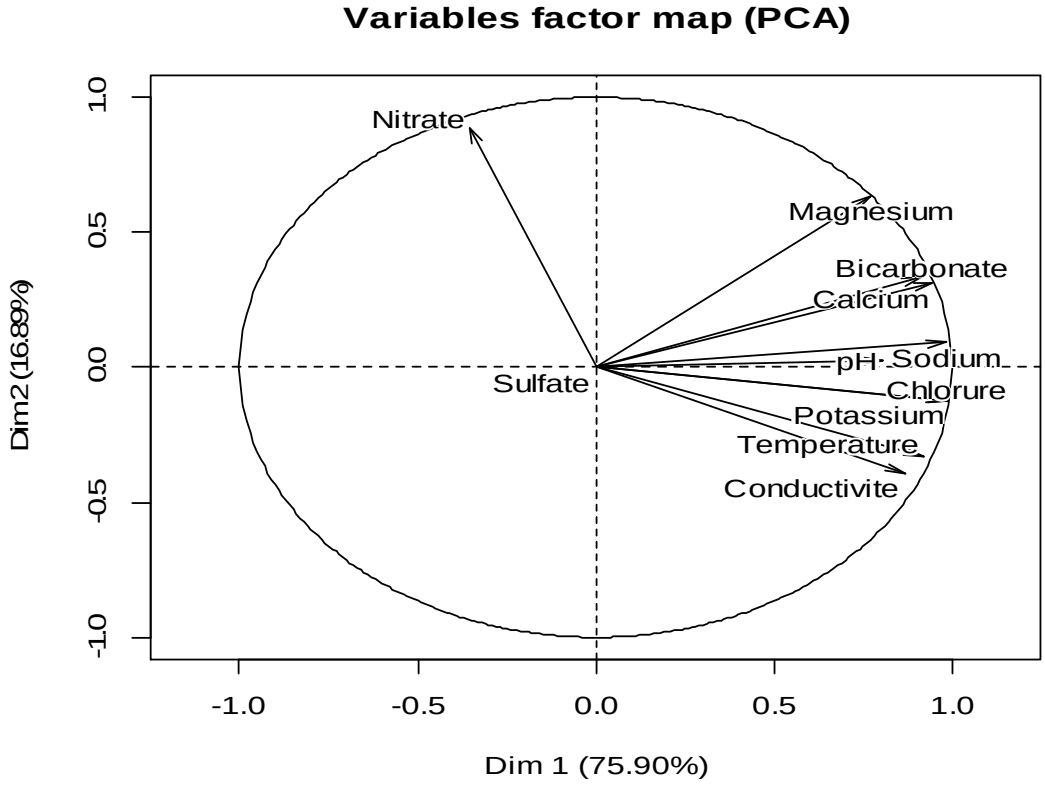


Figure 36: Projection des variables sur le plan factoriel F1 X F2 des forages artésiens en saison sèche

4.5.2. Saison sèche

Sur la base des valeurs de Eigen obtenues à l'issue de l'analyse en composantes principales (ACP), les deux premiers axes (composantes) ont été retenus car, ils expliquent à eux deux seuls , 92,79 % de l'information contenue dans la matrice de base ; ce qui est largement suffisant pour interpréter les résultats de l'ACP (Figure 36). Il ressort du Tableau 4.10 que les variables telles que température, potentiel d'hydrogène, chlorures, bicarbonates, calcium et magnésium, potassium, sodium et la conductivité électrique sont corrélées positivement à l'axe 1. Par conséquent, ces variables sont corrélées positivement les unes aux autres. Alors, une augmentation de l'une de ces variables dans les eaux des sources artésiennes en saison sèche induit une augmentation systématique des autres variables. En ce qui concerne l'axe 2, les concentrations en nitrates et en sulfates y sont positivement corrélées. Il apparait qu'une augmentation de la concentration en nitrates induit une augmentation de la concentration en sulfate. La figure 35 présente une projection des sites sur les deux premiers axes. Il en résulte que les sites Gbata, Samionta sont négativement corrélés au site de Hon par rapport l'axe 1, tandis que les sites Samionta et Gbata sont positivement corrélés à l'axe 1. Zoukou et kpokissa sont les sites qui sont négativement corrélés à l'axe 2. En saison sèche, les eaux des forages artésiens de Kpokissa et Hon sont caractérisées par un fort pH (5,54 à 589), de faibles concentrationsen chlorures (21,3mg/l et 38,69 mg/l), en bicarbonates (14 mg/l et 65 mg/l, en potassium (2 mg/l et 3,8 mg/l) en sodium (10,74 mg/l et 28,94 mg/l). De plus, les eaux des forages artésiens de Zoukou et Hon sont caractérisées par de faibles concentrations en nitrates (14,8 mg/l et 6,3 mg/l) et en sulfates inférieur à 1 mg/l. Seule, l'eau du forage artésien du site Kpokissa présente une faible conductivité électrique. Les ions Cl^- et NO_3^- proviennent en générale des sources superficielles.

Tableau XXV: Comparaison des caractéristiques des eaux des forages pendant la saison pluvieuse et de la saison sèche

Saison / Corrélation	Saison pluvieuse	Saison sèche
Corrélation positive à l'axe 1	Groupe 1(potentiel d'hydrogène, conductivité, chlorures, calcium, magnésium, température, potassium) et groupe 2 (bicarbonates et sodium)	Groupe 1(calcium, bicarbonates, pH, et sodium) et groupe 2 (conductivité, potassium Chlorures, température)
Corrélation négative à l'axe 2	(bicarbonates, sodium) et nitrate	

Le tableau XXV exprime une correlation de HCO_3^- avec le pH des eaux des forages en saison sèche. Ceci montre que cet ion provient en majorité par l'hydrolyse (silicates et alimino-silicates), mais aussi de la diffusion et de la dissolution du CO_2 atmophérique et du sol (Babaye, 2012). Dans les zones géologiquement stables, sans activité volcanique, le CO_2 est produit dans la zone non saturée par la respiration de la couverture végétale et de la dégradation de la matière organique du sol (Affek *et al.* 1998 ; Adiaffi, 2008 ; Adiaffi *et al.*, 2009 ; Babaye, 2012), puis entraîné en profondeur par les eaux d'infiltration. Ce qui fait que les eaux d'infiltration riches en CO_2 contrôlent les équilibres calco-carboniques de la solution. L'évolution positive entre l'ion HCO_3^- et la minéralisatin confirment la provenance principale de cet élement par la dissolution des minéraux silicatés. Ainsi plus, l'eau reste longtemps en contact avec les roches plus l'hydrolyse a le temps de s'accomplir normalement et par conséquent, plus l'eau sera minéralisée. Les bicarbonates (HCO_3^-) ont leur origine dans la dissolution des minéraux carbonatés selon Boukari, (1998) et sont présents dans les eaux souterraines par suite d'une réduction des ions sulfates (SO_4^{2-}) (Hounslow, 1995). La proportion des carbonates dans l'eau est régie en grande partie par les réactions de dissolution de la calcite, de la calcite magnésienne et de la dolomite, elles-mêmes dépendantes de l'incorporation du CO_2 atmosphérique dans l'eau (Appelo *et al.* 1999). L'abondance des ions bicarbonates indique que l'acidité nécessaire à la progression des réactions d'hydrolyse est assurée essentiellement par la dissolution de l'acide carbonique (H_2CO_3) formé à partir du CO_2 aqueuse présent au contact de la solution. Au fur et à mesure que H_2CO_3 diminue, les ions HCO_3^- vont croître avec le pH jusqu'à une valeur seuil de 8 (Babaye, 2012).

4.6. Relation des ions majeurs avec les bicarbonates

Les figures 4.18 et 4.19 mettent en évidence les relations existantes entre les teneurs en cations majeurs pris individuellement et les bicarbonates dans les eaux des sources et forages artésiens. On observe une corrélation linéaire entre les ions Mg^{2+}, Na^+, et surtout l'ion Ca^{2+} avec les bicarbonates dans les eaux des sources artésiennes. Cette tendance à l'augmentation est moins significative avec le potassium. Par contre, la tendance à l'augmentation avec le potassium est significative dans les eaux des forages artésiens. Selon Schöeller (1962) les eaux circulant dans les roches basiques seront plus riches en alcano-terreux, alors que celles des roches acides sont à dominance alcalins. Les ions Mg^{2+}, Ca^{2+}, Na^+, K^+proviennent en majorité de l'altération des minéraux silicatés ferro-magnésiens (Babaye, 2012). Les silicates sont les éléments minéraux les plus répandus de l'écorce terrestre. Du fait de cette abondance, leur altération constitue la source la plus importante d'approvisionnement d'éléments dissous

des eaux. L'hydrolyse des silicates est facilitée par les eaux d'infiltration riche en CO_2 dissous. Le contact de ces eaux agressives avec les minéraux silicatés va entraîner la libération des cations les plus mobiles (Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}). Les bicarbonates sont produits suite à l'apport du CO_2 par l'eau d'infiltration, qui par réaction d'hydrolyse permet d'une part, la formation du HCO_3^- et d'autre part, l'augmentation du pH en supposant une évolution en milieu fermé. Ce type de relation est utilisé par les hydrogéologues pour mettre en relation le contact eau-roche, et la production d'ion dans l'eau (Babaye, 2012). Ainsi, lorsque l'eau reste longtemps en contact avec les roches, plus l'hydrolyse a le temps de s'accomplir normalement et par conséquent, plus l'eau sera plus minéralisée. Le processus de la formation du bicarbonate est illustré par les équations suivantes :

$$pCO_{2\,(gaz)} \rightarrow CO_{2\,(aqueux)}$$

$$CO_{2\,aq} + H_2O \rightarrow H_2\,CO_3$$

$$H_2\,CO_3 \rightarrow \; H\,CO_3^- + H^+$$

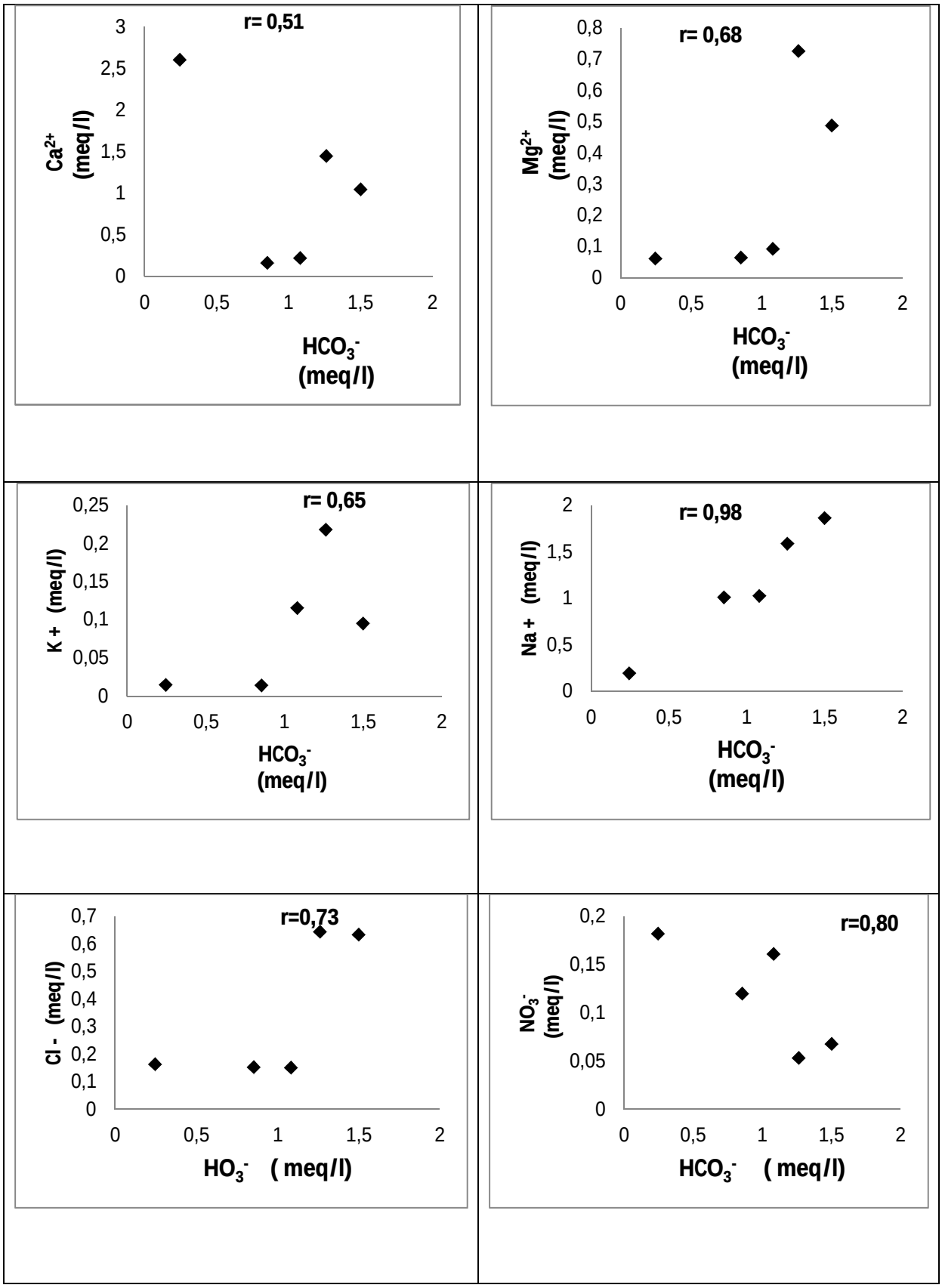


Figure 37: Correlation bicarbonates et les ions majeurs au niveau des forages artésiens

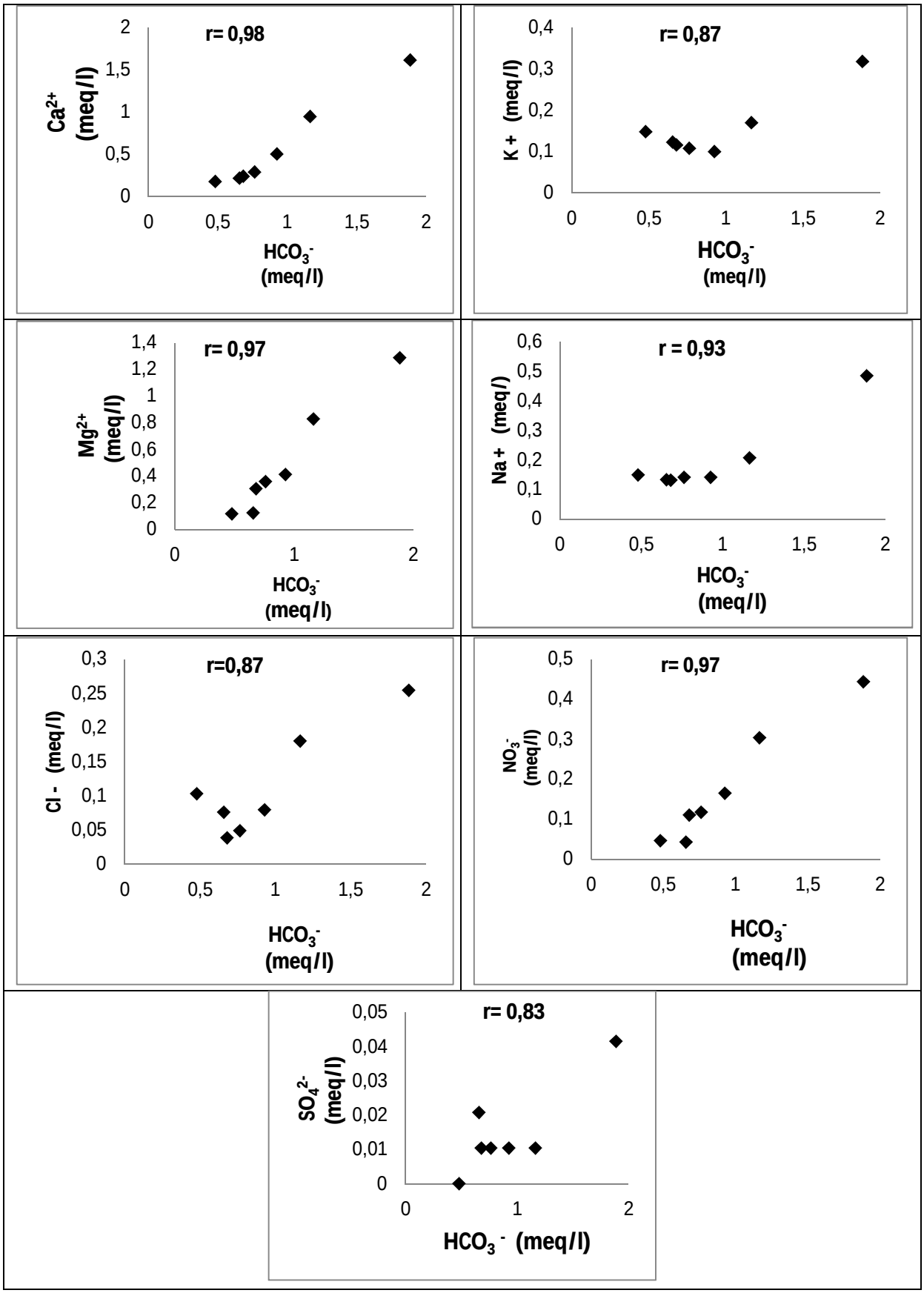


Figure 38: Correlation bicarbonates et les ions majeurs au niveau des sources

4.7. Relations binaires entre le sodium et le chlorure

Les éléments les plus importants des eaux des forages artésiens sont entre autres, les chlorures et le sodium. Comme on observe souvent dans les eaux naturelles, les deux éléments sont très bien corrélés et possède donc une origine commune (Salem, 2012). En supposant que les ions chlorures et sodium proviendraient de l'eau de mer grâce aux apports des pluies (la région d'étude étant à environ 150 km de la côte atlantique), le rapport d'ions Cl^-/Na^+ (rapport ionique en mg/l sur mg/l) devrait être identique à celui de l'eau de mer, donc proche de 1,8 (Longo, 2012). Ces rapports d'ions Na^+/Cl^- sont nettement en dessous de cette valeur pour tous les sources et forages artésiens en saison pluvieuse et sont au-dessus de 1,8 pour les forages suivants Hon (1,98), Zoukou (2,74) et Gbata (2,02) en saison sèche (tableau 4.12). Au niveau des sources artésiennes, toujours en saison sèche, le résultat donne à Kahodji (1,96) et à Massavi (2,55) (tableau 4.12). Dans ces cas, les ions Cl^- et Na^+ ont une origine commune, qui est soit la dissolution de sel, soit le mélange avec l'eau de mer (solution marine). Les échantillons dont lesrapports Na^+/Cl^- sont supérieurs à 1 montre un excès de Na^+ pouvant être lié à l'altération des silicates. Si l'altération des silicates est la source probable du Na^+, HCO^-_3 sera l'anion dominant dans les eaux souterraines. Ceci est dû à la réaction chimique s'effectuant entre les minéraux feldspathiques et l'acide carbonique en présence d'eau, et qui aboutit à la mise en solution de HCO^-_3 (Lloyd et Heathcote, 1985). HCO^-_3 étant l'anion dominant des eaux des formations du crétacé, l'altération des silicates est donc la source des teneurs en Na+ des eaux des forages artésiens (Hassane, 2010). Néanmoins, les échantillons présentant des rapports Na^+/Cl^- inférieurs à 1 indique que d'autres processus peuvent avoir lieu, comme les échanges ioniques (Hassane, 2010). Si le rapport Na^+/Cl^- est égal à 1, ceci est généralement attribué à la dissolution de la halite (Hassane, 2010).

Tableau XXVI: Evolution saisonnière des teneurs en chlorure en fonction des teneurs en sodium.

Forages

Param	Hon	Zoukou	Gbata	Samionta	Kpokissa
S Pluvieuse					
Cl^-	23,8	2,2	2,2	2,1	5,7
Na^+	62,32	5,5	42,23	40,34	56,86
cl^-/Na^+	0,38	0,40	0,05	0,05	0,10
S Sèche					
Cl^-	21,30	9,23	8,52	8,52	38,69
Na^+	10,74	3,36	4,2	6,77	28,94
cl^-/Na^+	1,98	2,74	2,03	1,26	1,34

Sources

Param	Kahodji	Ahandatin	Tovè	Dovè	Massavi	Wakpa	N'gbedè
S Pluvieuse							
Cl^-	2,60	8,10	2,60	1,70	4,70	0,60	2,28
Na^+	4,51	8,23	4,03	3,07	6,41	4,17	3,75
Cl^-/Na^+	0,57	0,98	0,64	0,55	0,73	0,14	0,61
S Sèche							
Cl^-	4,6	9,7	2,7	1,7	7,9	2,1	3,3
K^+	2,34	14,08	2,1	3,4	3,1	1,9	2,75
Cl^-/Na^+	1,96	0,68	1,28	0,50	2,55	1,10	1,20

Cette particularité suivant laquelle ce n'est qu'en saison sèche qu'on observe des rapports d'ions Cl^-/Na^+ au-dessus de 1,8 s'explique par le fait que les forages et les sources artésiens sont situés dans des secteurs où la recharge atteint souvent tardivement la nappe (nappe captive) et de la présence d'une couche d'argile qui empêche l'infiltration verticale. Concernant les échanges de bases (eau de ruissellement- eau souterraine), les apports d'origines anthropiques constituent un facteur prépondérant d'acquisition de la minéralisation de l'eau. Toutes les données en saison sèche qui sont situées en dessous de la valeur 1,8 et révèlent plutôt des comportements liés à l'effet de la pollution anthropique et, dans une moindre mesure, aux apports de sodium par interaction eau-roche.

Cependant les ions chlorures et sodium n'ont pas seulement pour origine l'eau de mer grâce aux apports des pluies mais aussi des comportements liés à l'effet de la pollution anthropique et, dans une moindre mesure, aux apports de sodium par interaction eau-roche (l'altération des silicates). La fréquence de l'ion NO_3^- est dominante sur les ions Cl^-, SO_4^{2-} , et par conséquent affecte de façon notable la minéralisation de l'eau des sources artésiennes. De manière générale, les nitrates, les sulfates, les chlorures font partie du cortège d'éléments permettant d'identifier une pollution diffuse d'origine anthropique.

4.4. Influence des activités humaines et impact sur la santé de différents niveaux de nitrates dans l'eau des sources et forages de la région de Zagnanado-Zogbodomey

Les concentrations de nitrates sous forme d'azote dans les eaux des forages et sources artésiens sont dans la très grande majorité des cas, très faibles dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Figures 37 et 38). Ainsi, les niveaux de nitrates et nitrites en dessous de 3 mg-N/l ont été observés dans la plus part des prélèvements réalisés entre 2012 et 2013, sauf dans les eaux des sources artésiennes de Massavi et de Ahandatin et l'eau du forage de Zoukou. Au niveau de ces sources et forage, l'impact des activités humaines est certaine et modéré. Par contre, au niveau des autres sources et forages, l'influence des activités humaines est possible avec un impact mineur. Il apparaît donc que l'influence des activités humaines est possible et certaine selon les cas avec un impact mineur ou modéré.

La concentration de nitrates dans l'eau potable peut être classée selon quatre catégories (tableau 4.13) : inférieure à 0,2 mg-N/l (aucune influence humaine), entre 0,21 et 3,0 mg-N/l (influence possible des activités humaines), entre 3,1 et 10 mg-N/l (influence très nette des activités humaines mais sans impact apparent sur la santé), supérieure à 10 mg-N/l (impact majeur des activités humaines et effets possibles sur la santé) (Madison et Brunett, 1985 ; INSP Québec, 2003).

Tableau XXVII: Influence des activités humaines et impact sur la santé de différents niveaux de nitrates dans l'eau

Concentration de nitrates dans l'eau potable (mg-N/l)	**< 0,2**	**0,21 – 3,0**	**3,1 – 10**	**> 10**
Influence des activités humaines	Non	Possible mais Impact mineur	Certaine mais avec impact modéré	Certaine avec impact majeur
Impact sur la santé	Non	Non	Non démontré	Possible

Source: *INSP Québec, 2003*

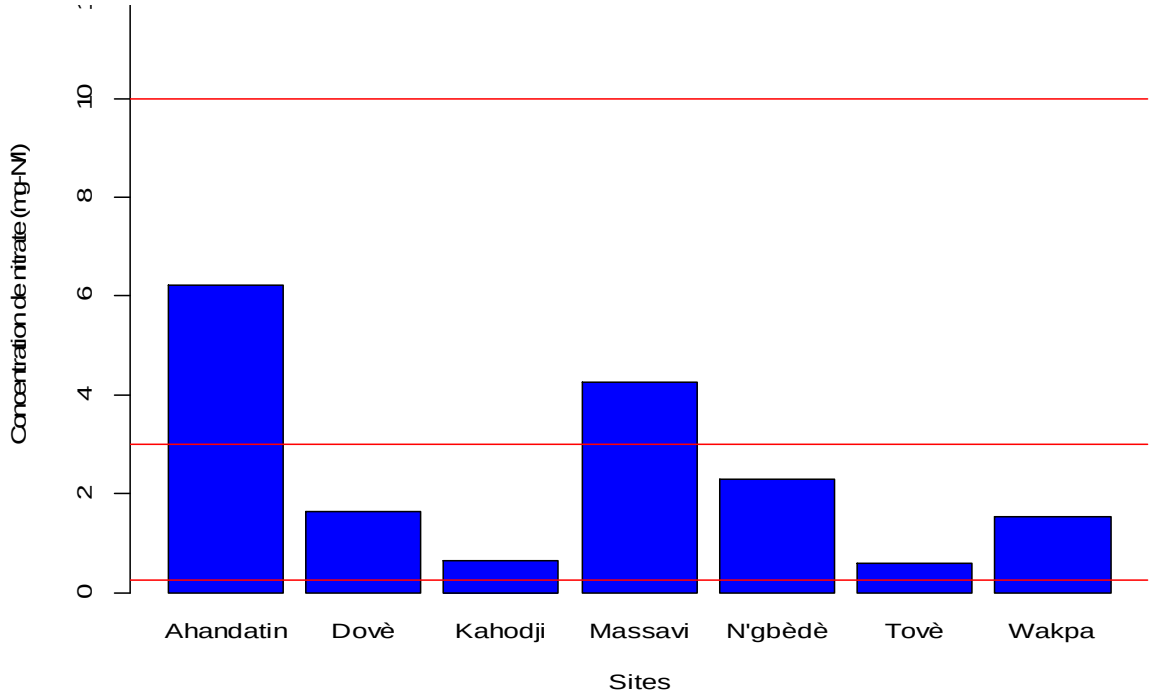


Figure 39: Teneur en nitrate des eaux des sources de Zagnanado

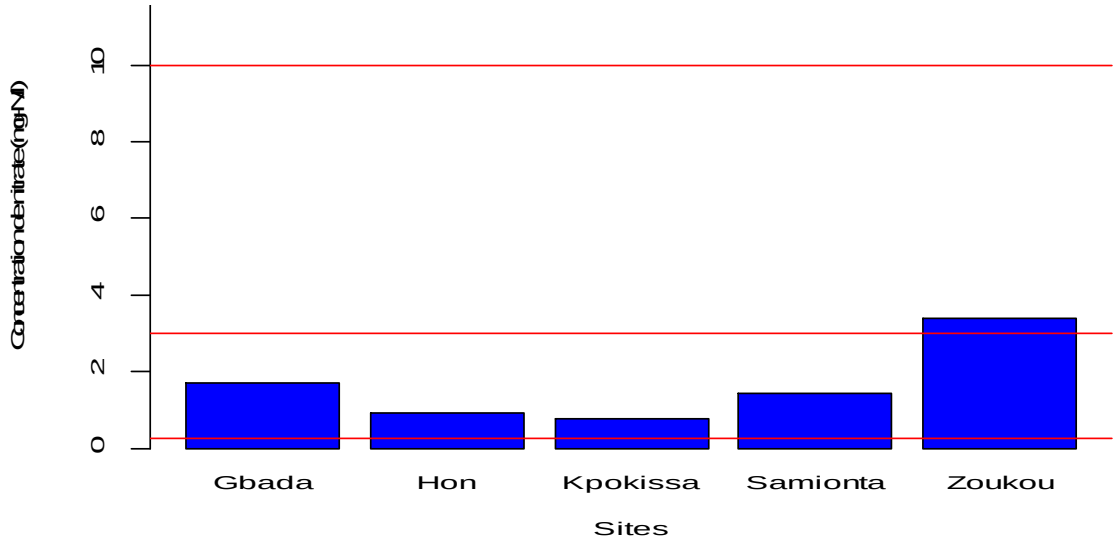
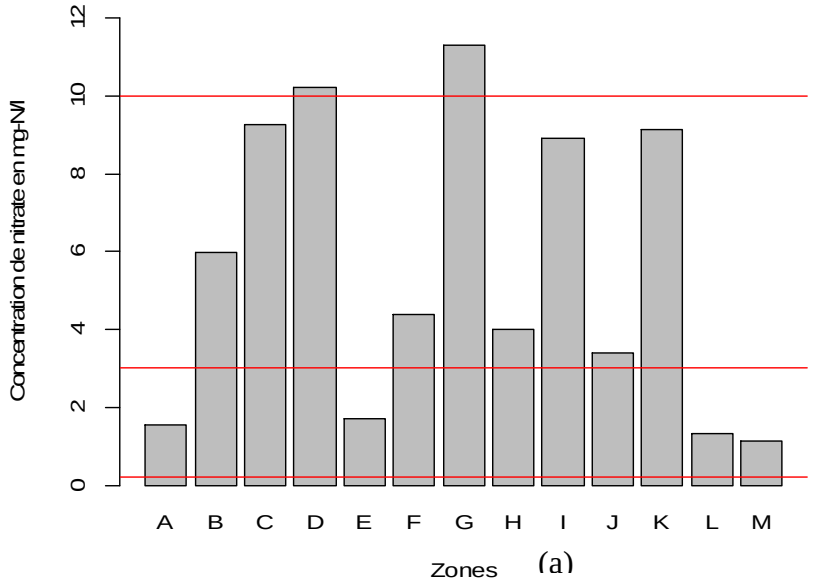
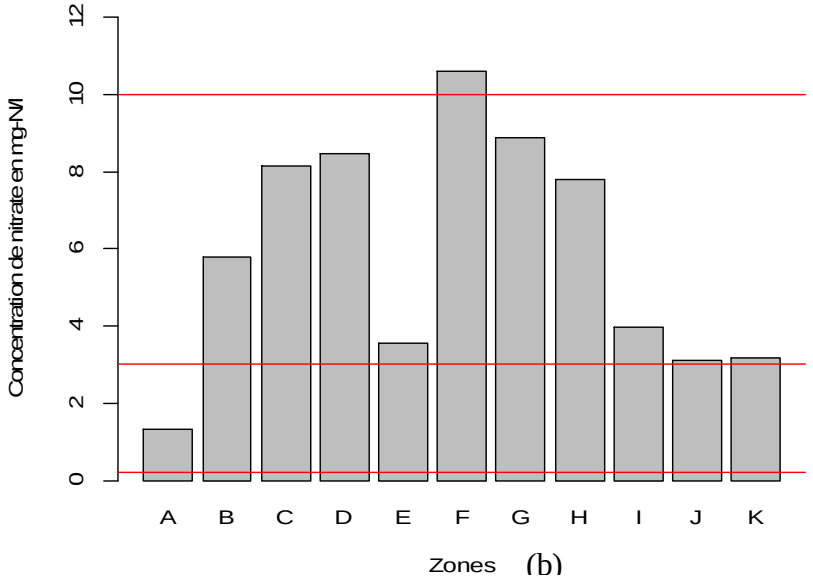


Figure 40: Teneur en nitrate des eaux des forages artésiens de Zogbodomey

4.5. Influence des activités humaines et impact sur la santé de différents niveaux de nitrates dans l'eau de la nappe phréatique de la région de Zagnanado-Zogbodomey

A partir des observations, il ressort que les concentrations de nitrates et de nitrites dans les eaux des nappes phréatiques des deux communes (figures 4.22 et 4.23) sont, dans la très grande majorité des cas, très moyennes 3,1 mg-N/l à 10 mg-N/l. Ainsi, les niveaux de nitrates et nitrites supérieurs à 3 mg-N/l ont été observés dans 90,90% des prélèvements réalisés au niveau de la nappe phréatique à Zogbodomey et 69,23% des prélèvements réalisés au niveau de la nappe phréatique à Zagnanado en 2013. L'influence des activités est donc certaine, modérée mais sans impact apparent sur la santé. Les résultats permettent d'affirmer que les concentrations supérieures à 10 mg-N/l représentent respectivement à Zagnanado et Zogbodomey pour la même période, 15,38% et 9,00%. Il apparait donc que l'influence des activités a un impact majeur avec des effets possibles sur la santé des populations. Des observations du terrain, il apparaît que les teneurs les plus élevées se retrouvent généralement dans les régions où les activités agricoles sont plus intenses (Assiangbome) ou des zones à forte densité de population (Dohounmè) dans la commune de Zagnanado.





A= Kpedekpo B= Dovi-Dovè C= Zonmon D=Dohounme E=Sowe F=Doga G=Assiangbome H= Batezoume I=Tan J=Zagnanado K=Don L=Gbonou M=Vidokpo

A= Tanwe-Hessou B= Zogbodomey C=Massi centre D=Avlame kotopka 1 E=Koussoukpa F= Dohounve G=Massi Hlagba H= Akiza TenouI=DomeJ=cana 1 Togoudo K=Cana 2

Figure 41: Teneur en nitrate de l'eau de la nappe phréatique à Zagnanado (a) et à Zogbodomey (b)

4.6. Impact de l'emploie d'engrais azoté

Les terres en agriculture pluviale se retrouvent dans toutes les deux communes (SDAC, 2012). Elles correspondent aux secteurs équipés ou non, à protéger en raison de leurs potentialités de production agricole, animale, biologique et économique. Elles peuvent comprendre : la zone d'agriculture pluviale, la zone de pâturages, la zone de maraîchage, la zone des plantations agro forestières, de pépinières, d'exploitations ou de périmètres agricoles modernes, les zones d'activités de pêche, etc. Cette zone peut accueillir également une affectation industrielle de nature agricole (transformation agroalimentaire). De façon globale, l'aptitude des sols à soutenir le développement agricole (exploitations de cultures vivrières et de rente, sous pluie et sans aménagement) montre que près de la moitié des sols des deux communes présentent des aptitudes agricoles acceptables [(les terres agricoles représentant 60 % de la superficie de la commune de Zogbodomey, la superficie des terres en agriculture est évaluée à 49500 ha (PDC, 2012-2016)]. Au niveau de Zagnanado les terres agricoles représentent 55% de la superficie de la commune, la superficie des terres en agriculture est évaluée à 26097 ha. Seuls les arrondissements de Banamè et de Don-Tan disposent de réserves de terres non encore exploitées (SDAC, 2012). Les zones humides sont soumises à une mauvaise exploitation agricole qui les dégrade, les comble et compromet leur capacité hydrodynamique. La quantité de fertilisant pour toutes les cultures à Zogbodomey et à Zagnanado s'élève respectivement à 600 tonnes et à 350 tonnes par an. Les superficies emblavées pour le coton pour la production 2013-2014, s'élèvent respectivement à 2650,64 ha et à 1350 ha à Zogbodomey et à Zagnanado. Les cultures céréalières et de rentes reçoivent des apports importants de fertilisants azotés (tableau 4.14).

L'agriculture génère des impacts sur les écoulements (modification du bilan hydrique, réduction de perméabilité des sols) et sur la qualité de l'eau (nitrates, phosphore et pesticides). Les impacts ne sont pas seulement fonction de la proportion d'occupation du sol en surfaces agricoles, mais aussi de la nature des cultures et des pratiques agricoles. L'intensification a rimé jusqu'à présent avec la dégradation des ressources en eau. Les produits phytosanitaires offrent un moyen de lutte contre le développement des adventices, l'invasion des insectes, ou la dissémination des maladies des végétaux, les produits phytosanitaires sont notamment utilisés par les collectivités territoriales (entretien des espaces verts), les particuliers (entretien des jardins), les agriculteurs (protection des cultures) et les services gestionnaires des voies de communication (entretien des réseaux ferrés et routiers). La quantité de pesticides pour toutes les cultures dans les communes de Zogbodomey et de Zagnanado s'élève respectivement à

600000 litres et à 450000 litres (CeCPA, 2013). Les risques de ces produits phytosanitaires sur la santé et les milieux naturels sont importants. Un objectif secondaire est d'étudier l'influence des activités agricoles, la composition des sols sur la contamination des sources et forages artésiens, et la nappe phréatique par les nitrates. Pour ce faire, nous avons évalué la présence des nitrates dans l'eau souterraine utilisée pour l'alimentation en eau potable dans des zones à risque de contamination et nous avons vérifié l'association avec la culture du coton, l'utilisation de fertilisants (engrais chimiques).

Tableau XXVIII: Contamination des sols par la fertilisation azotée des champs de la région Zagnanado et Zogbodomey:

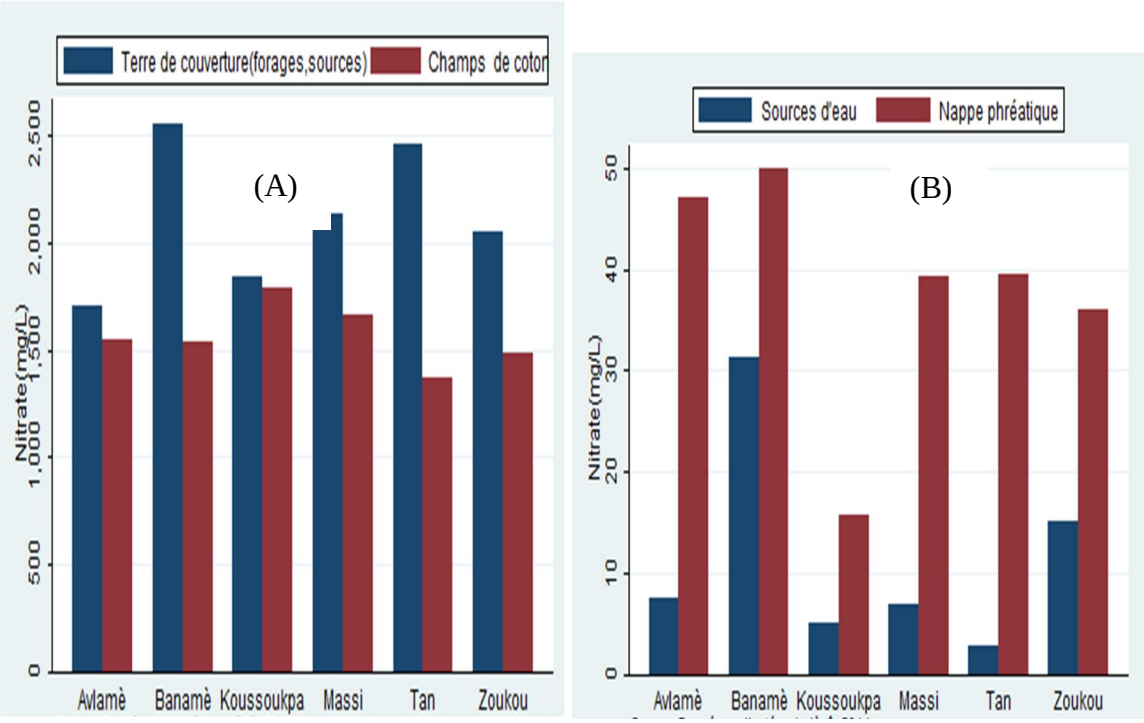
Champs de coton	**Baname**	**Tan**	**Gbata-Avivi**	**Hlanhonou**	**Koussoukpa Samionta**	**Massi**
Quantité						
Nitrate NO3- (mg/kg)	1 535,87	1 370,30	1 546,26	1 486,21	1 792,62	1665,37
Azote N-NO3- (mg/kg)	349,06	281,09	353,96	338,63	413,68	384,31

Source : *Résultats d'analyses des nitrates, Lalèyê, DHAB 2014*

Plusieurs études ont montré que le type d'activités agricoles avait un impact sur la concentration de nitrates mesurée dans l'eau souterraine (Landreau, 1984; Banton *et al.*1992; Asselin, 1993; et Gangbazo *et al*., 1995). En général, le taux de lessivage sera croissant si on est en présence d'un couvert forestier, de cultures herbagères et enfin de cultures sarclées (céréales, maïs et culture de coton).

Une (01) unité d'azote est égale à 1 kg d'azote/ha (Viennot, 2009). Selon le même auteur, l'apport d'azote en grande culture est compris entre 150 et 300 unités. Dans ces conditions la quasi –totalité des données statistiques des mesures d'azote sont au-dessus desdites valeurs.

Cet enrichissement généralisé des écosystèmes par l'azote réactif s'accompagnerait de nombreux problèmes environnementaux entre autres (contamination nitrique des eaux) (figure 4.24 A). Qu'ils soient d'origine naturelle ou humaine, les nitrates en excès vont être entraînés dans les sols par les pluies. L'infiltration de la teneur en nirates des eaux souterraines augmente en moyenne de 1 mg/l par an (Viennot, 2009).



Norme: $NO_3^- \leq 1000$ kg-N/ha **Norme**: $NO_3^- \leq 50$ mg/L

Figure 42: Teneur en nitrate dans les terres fermes (A) et en zones humides (B)

La teneur en nitrate est, en général plus importante au niveau des terres exondées qu'au niveau des zones humides (figures 42 A et B). Le site de Banamè est celui qui présente la teneur en nitrates la plus élevée quelle que soit la zone considérée. L'arrondissement de Banamè a plus de terres agricoles que les autres arrondissements des communes de Zagnanado et de Covè. Une partie de l'arrondissement de Banamè est occupée par les fermiers venant de la commune de Covè. La superficie des terres en agriculture est élevée à Banamè. La figure 42 A montre que les valeurs de nitrates sont plus élevées dans les terres de couvertures des points d'eau que dans les champs de coton. En outre, la figure 42 B montre que les teneurs en nitrates dans les nappes phréatiques sont plus importantes que dans les eaux des sources et forages artésiens. On observe dans plusieurs régions du monde, une augmentation des contaminations des eaux souterraines par les nitrates, particulièrement en Europe et aux États-Unis (Champagne, 1993).4.7. Contamination de l'eau des sources et forages artésiens par les métaux lourds

Quelques métaux lourds ont été dosés dans le sol et les eaux des sources et forages artésiens en occurrence le Plomb, le Cadmium et le Mercure. Les résultats des analyses de ces trois métaux lourds (Plomb, Cadmium, Mercure) effectuées sur les 12 échantillons provenant des sources et forages artésiens de la région de Zagnanado et Zogbodomey (figures 39 à 42) ont montré, que seul le taux de mercure est élevé en saison pluvieuse dans les eaux de 02 forages. Il s'agit des forages de Hon (1,5 µg/l) et de Gbata (1,3µg/l). **).** Cette situation s'explique par le

fait que les sources et les forages se retrouvent dans des dépressions (pour les sources) et dans des vallées pour les forages. La production métallique des activités agricoles et celle des activités domestiques et artisanales sont toutes convergées dans les terres de couverture des sources et forages à cause de la pente topographique du fait que les sources et forages artésiens sont dans de grandes dépressions. Ce travail a permis la mise en évidence d'un taux élevé de mercure au niveau des terres de couverture dans les arrondissements de Massi et de Gbata, cette situation a entrainé probablement une contamination métallique en mercure des forages de Hon et de Gbata de la zone de Zogbodomey en saison pluvieuse. Il justifie, par conséquent, la nécessité de la préservation et de la mise en place des moyens de lutte contre la pollution métallique des eaux en général, et de celle des eaux souterraines en particulier.

Tous les sols contiennent naturellement des éléments traces métalliques. On parle de contamination d'un sol lorsque sa teneur en élément trace est supérieure à la concentration naturelle, mais sans influence sur la qualité du sol. La concentration naturelle de l'élément trace dans le sol résulte de son évolution à partir de la roche initiale. On parle de pollution des sols par un élément trace lorsque l'élément trace est présent à une dose constituant une menace pour l'activité biologique ou les fonctions du sol. Les contaminations diffuses, qui affectent les niveaux superficiels des sols, résultent de phénomènes naturels tels que les retombées atmosphériques d'aérosols d'origine volcanique, ou d'actions anthropiques intentionnelles ou non : poussières et dépôts atmosphériques, fertilisants minéraux (cuivre contenu dans les phosphates), pesticides, lisiers et fumiers, boues de stations d'épuration, activités minières, déchets industriels (bâtiments) ou urbains, transports, etc.

Les précipitations et l'irrigation sont les principales sources d'eau des sols. Une partie est évacuée par évaporation ou ruissellement de surface. Une partie pénètre dans le sol et se dirige alors soit vers les racines des plantes, soit, par gravité, vers les horizons profonds et les nappes phréatiques. Au cours de ces transports, l'eau se charge en éléments en traces dissous.

Les métaux lourds qui entrent dans l'environnement aquatique proviennent de sources naturelles et de sources anthropogènes. Leur entrée peut être le résultat soit de déversements effectués directement dans les écosystèmes marins et dans les eaux douces, soit d'un cheminement indirect comme dans le cas des décharges sèches et humides et du ruissellement agricole (Biney *et al.* 1994). Puisqu'il s'agit dans ce cadre d'étude des forages, la présence du mercure dans les eaux de ces forages artésiens n'est possible que par un cheminement indirect. La cause plausible serait la présence d'une quantité élevée de mercure à la surface (figure 30 à 32) et du rôle que joueraient les linéaments que nous allons arborder dans le chapitre suivant.

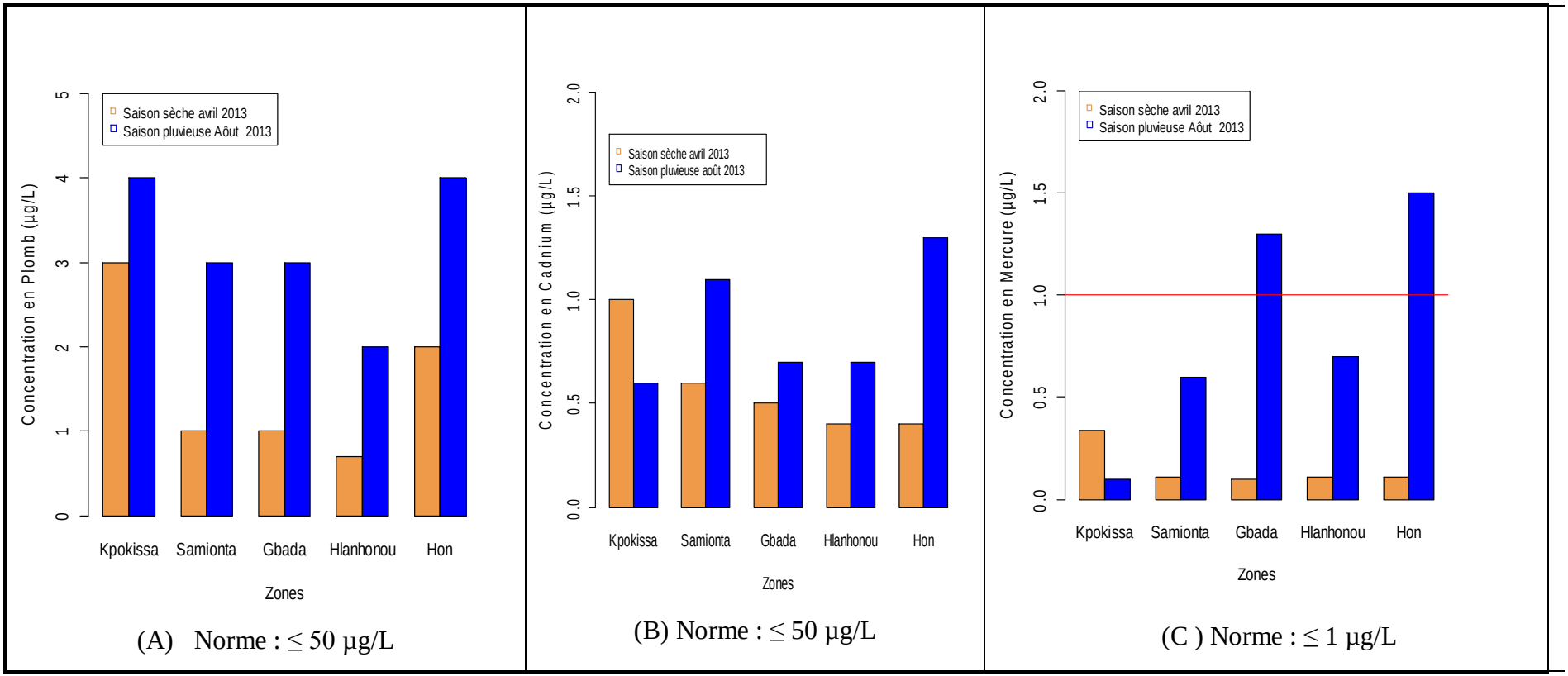
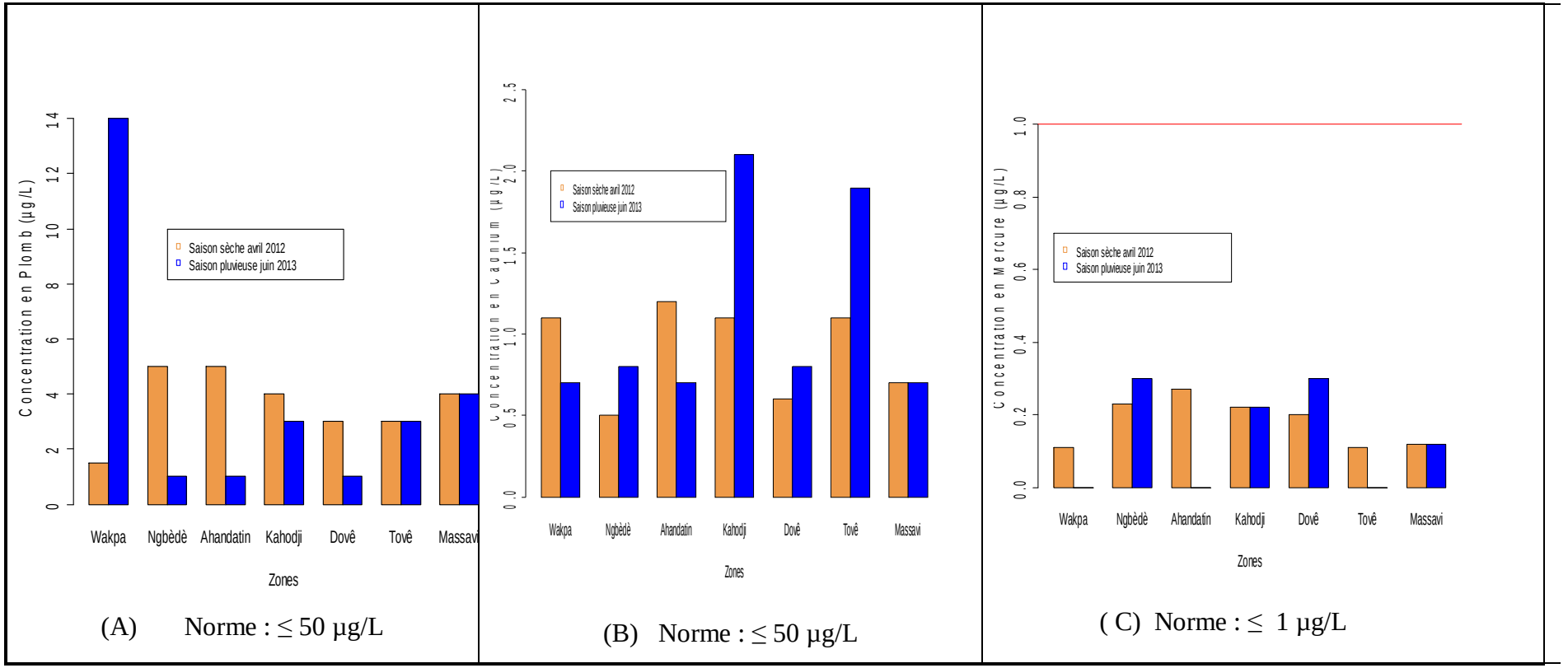
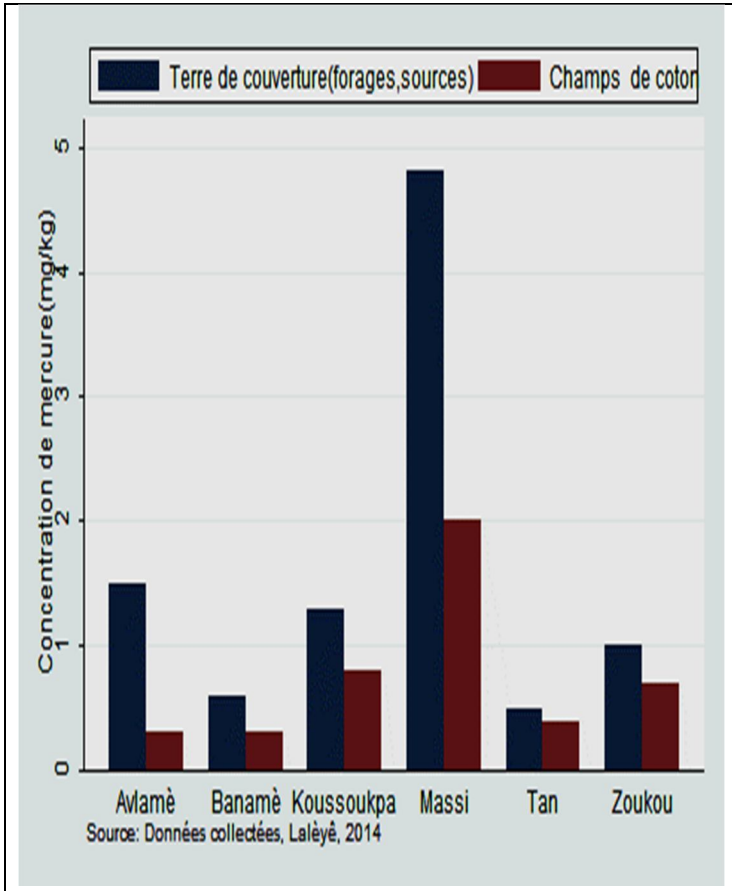


Figure 43: Teneur en plomb (A), en cadmium et en mercure (C) des eaux des forages artésiens de Zogbodomey

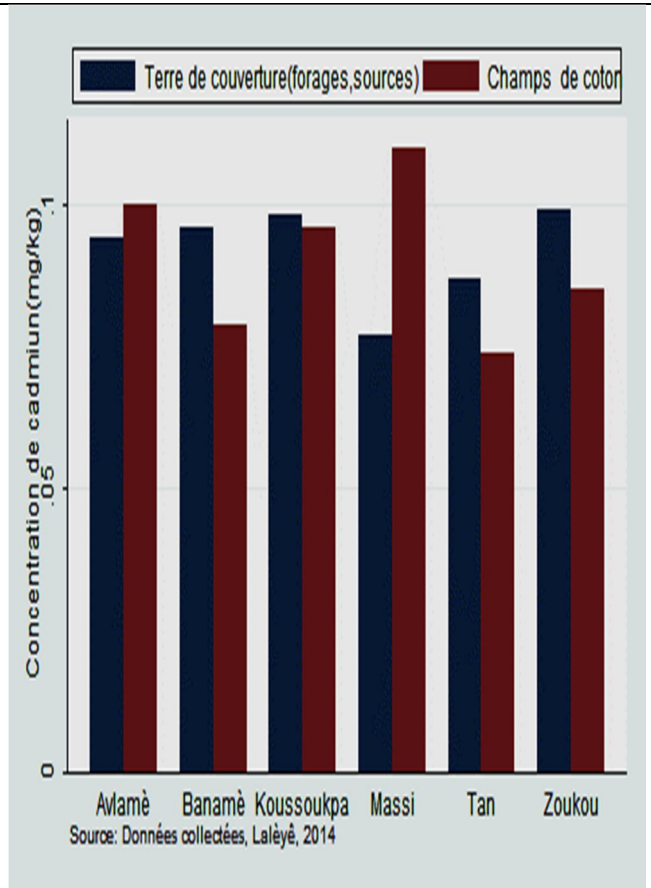


Norme/OMS : 2000

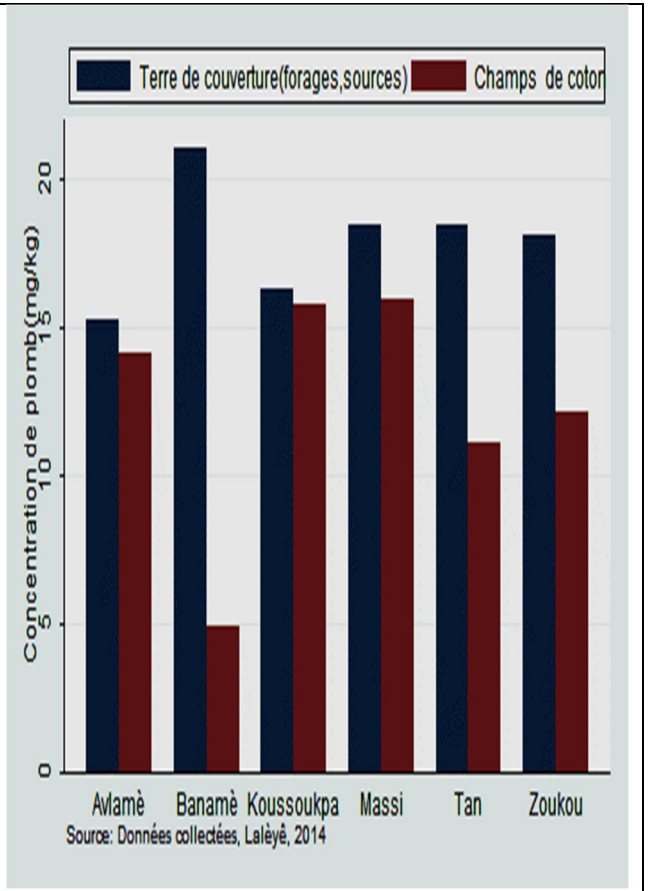
Figure 44: Teneur en plomb (A), en cadmium et en mercure (C) des eaux des forages artésiens de Zagnanado



(A) **Norme : ≤ 80 mg/kg**



(B) Norme : 1 - 3 mg/kg



(C) Norme : 50 - **300 mg/kg**

Figure 43: Teneur en mercure (A), en cadmium (B) et en plomb (C) dans les terres de couverture des sources et forage de champs de coton

Source : *Courrier de l'environnement de l'INRA - février 2000*

4.8. Contamination bactériologique des eaux des sources et forages artésiens

Le nombre de germes bactériens présents dans les eaux de forages et de sources artésiens ont largement dépassé les normes OMS (WHO, 2008), tant en saison pluvieuse qu'en saison sèche. Le nombre d'Escherichia coli excède aussi les normes de l'OMS et sont de 16 à 260 UFC/100 ml et 00 à 400 UFC/100 ml, voire innombrables, respectivement en saison pluvieuse et en saison sèche. Les streptocoques fécaux sont de 5 à 268 UFC/100 ml en saison pluvieuse et 20 à 2200 UFC/100 ml en saison sèche. Il est à souligné que la pollution microbienne ne s'observe surtout pour les forages qu'en saison pluvieuse. Le chapitre 5 traitera en détail cette problématique de contamination bactériologique des eaux des sources et forages artésiens dans la région de Zagnanado et Zogbodomey.

Conclusion partielle

La qualité physico-chimique et métallique des eaux souterraines varie en fonction des saisons et surtout des points d'eau. Les eaux des forages artésiens échantillonnées sont dominées sur le plan chimique par dans l'ordre par les cations [sodium (Na^+), calcium (Ca^{2+})] et dans l'ordre par les anions [bicarbonates (HCO_3^-), chlorures (Cl^-) et nitrates (NO_3^-)] tandis que les eaux des sources échantillonnées sont dominées sur le plan chimique dans l'ordre par les cations

[Calcium (Ca^{2+}), sodium (Na^+)] et dans l'ordre par les anions [bicarbonates (HCO_3^-), nitrates (NO_3^-), chlorures (Cl^-)]. De la saison pluvieuse à la saison sèche, s'observe une dynamique de faciès géochimique au niveau des eaux (de forages artésiens) alors qu'il reste inchangé pour la quasi-totalité des eaux des sources artésiennes, sauf l'eau de la source de Kahodji. La présence des éléments comme les nitrates, les chlorures, les sulfates et, dans une moindre mesure, le sodium, peuvent être la conséquence des activités anthropiques, et est liée au rejet de déchets de tout ordre dans la nature, à l'utilisation des engrais et à la présence de fosses septiques ou puits perdus parfois comblés avec les ordures en l'absence d'un réseau d'assainissement collectif.

CHAPITRE V : RÔLE DES LINÉAMENTS DANS LA POLLUTION DE EAUX SOUTERRAINES PAR LE RUISSELLEMENT

La plupart des nappes aquifères souterraines sont réalimentées par les eaux de ruissellement. Toutefois, dans le cas d'une source souterraine salubre, les eaux de ruissellement s'infiltrent à travers les terres de couverture (généralement formées d'un mélange de sable, de limon ou d'argile), puis dans le substratum rocheux. L'étude de linéaments est réalisée depuis longtemps dans plusieurs domaines des sciences de la Terre que ce soit pour le pétrole (Anderson, 2009) pour l'évolution géodynamique (Leech, 2003) ou pour les applications hydrogéologiques (Lee, 2003). L'hypothèse utilisée dans cette étude est que les linéaments représentent le système de fractures que l'on retrouve dans la roche. Avec ces expressions linéaires, les informations que l'on peut obtenir sont nombreuses. Les images Landsat TM de la scène Landsat OLI du 08/12/2013 ont été traitées pour étudier les linéaments. Ainsi, une carte de linéament est obtenue (Figure 46). Pour répondre à la problématique, des données cartographiques, des analyses bactériologiques des échantillons d'eaux des forages et sources artésiens, pendant la saison sèche et la saison pluvieuse, ont été réalisées.

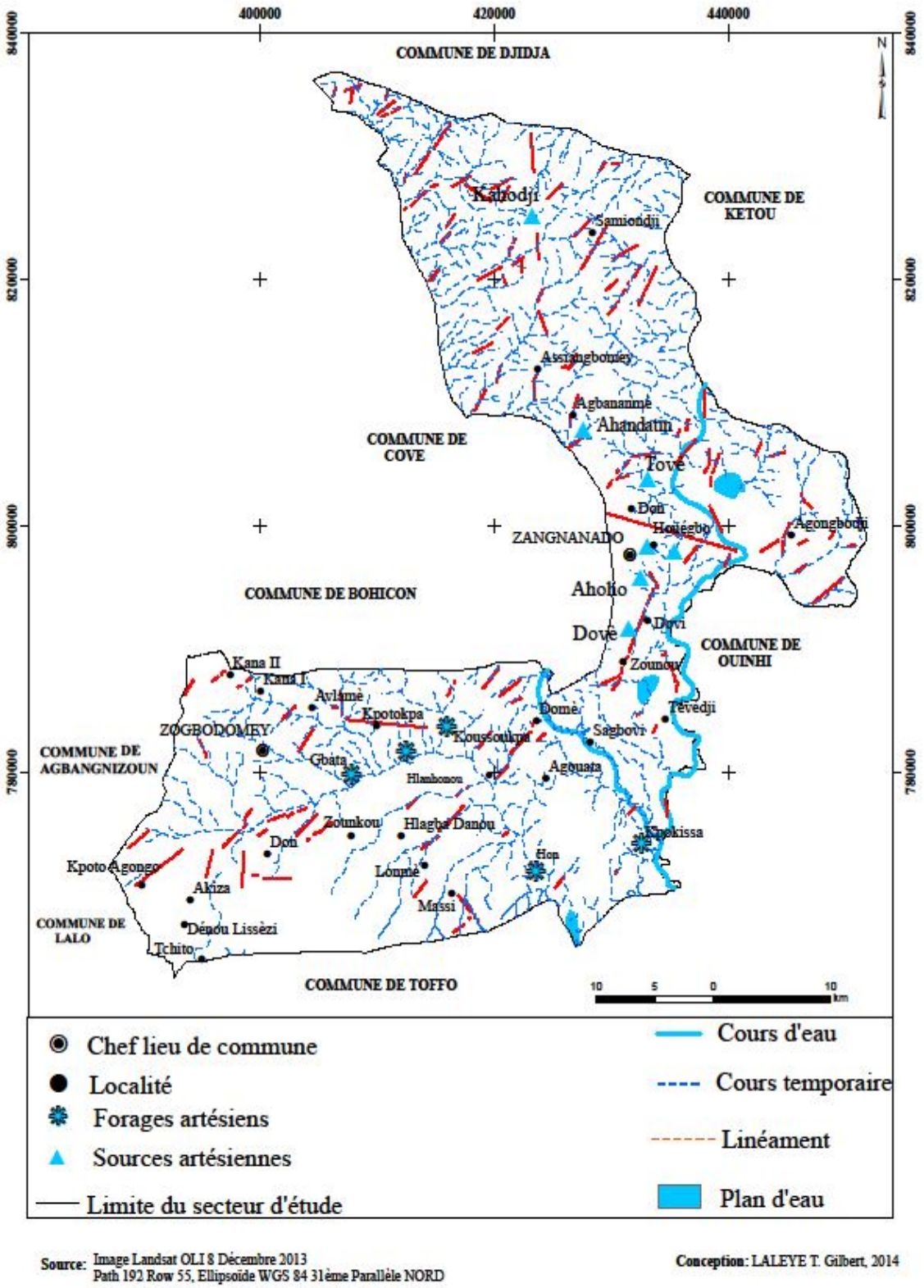


Figure 44: Linéaments de la région de Zagnanado et Zogbodomey

5.1. Pollution Biologique

5.1.1. Analyse microbiologique des terres de couverture des sources et forages artésiens

Il est à remarquer que les sources artésiennes étant dans de grandes dépressions et les forages dans de vallées, ils sont susceptibles de subir l'influence directe des eaux de ruissellement et sont donc vulnérables.

Les terres de couverture aux environs de ces sources et forages ont été prelevées. Les échantillons ont porté sur quatre sources et quatre forages. Les résultats de l'analyse bactériologique des échantillons de terre, sont récapitulés dans le tableau 5.1. Ces résultats ont révélé la présence dans le sol de coliformes fécaux, de *E. coli*, Streptoccoques fécaux, *Clostrium perfringens,* les mêmes germes qui se retrouvent dans les eaux des sources et forages. Les terres de couverture, c'est-à-dire, la zone comprise entre le substratum rocheux et la surface du sol, étant très peu profondes (pente à moins de 5%) (Figure 47), les caractéristiques géologiques attestent qu'une brèche ponctuelle se produisant dans les terres de couverture est susceptible de rejoindre un couloir de fracture lié à l'aquifère. Dans de telles conditions, la filtration naturelle pourraît être minime.

5.1.2. Analyse bactériologique des eaux des sources et forages artésiens

Les résultats des analyses bactériologiques, obtenus après deux campagnes, sont présentés dans les tableaux (47 et 48). Ces analyses portent sur les échantillons d'eaux de 7 sources artésiennes à Zagnanado (où existent des sources artésiennes) et de 5 forages artésiens à Zogbodomey (où existent uniquement des forages), captant les aquifères des sables du Crétacé supérieur, répartis sur l'ensemble de la zone d'étude.

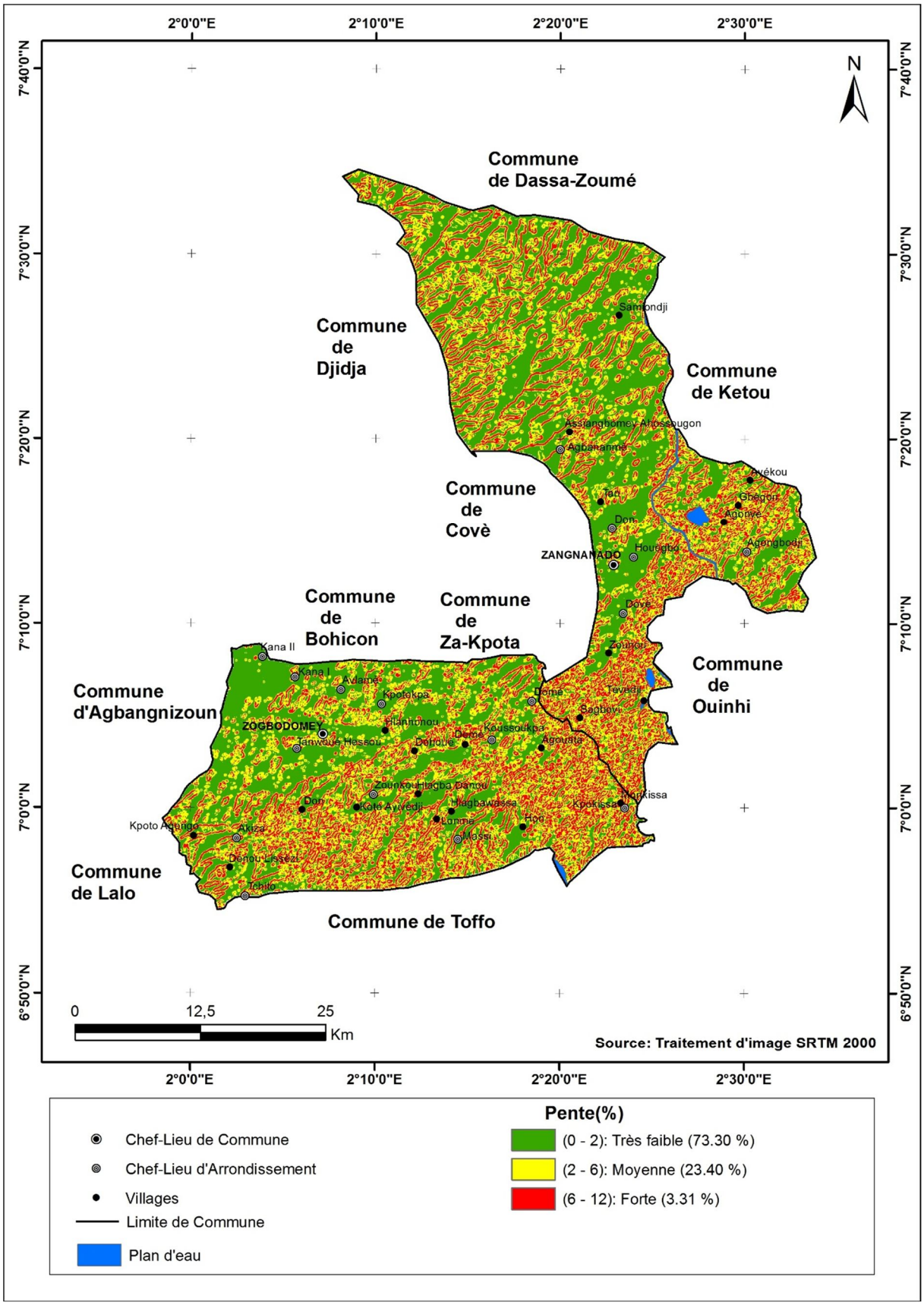


Figure 45: Pentes dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey

Tableau XXIX: Résultats des analyses microbiologiques sur les échantillons de terre

Arrondissement	**Banamè**	**Don-Tan**	**Houégbo**	**Dovi-Dovè**	**Avlamè**	**Zoukou**	**Koussoukpa**	**Massi**
Lieu de prélèvement	Source Ahandatin	Source Tovè	Source N'gbèdè	Source Dovè	Forage de Gbata	Forage de Hlanhonou	Forage de Samionta	Forage de Hon
Date	5 /9/2014	5/9/2014	5 /9/2014	5 /9/2014	6/9/2014	6/9/2014	6/9/2014	6/9/2014
Coliformes fécaux par g	1320	750	1700	920	2120	15000	1380	1320
***E. coli* par g**	160	20	150	10	1640	500	0	80
Streptoccoques fécaux par g	130	70	150	200	40	230	30	490
***Clostrium perfringens* par g**	210	80	290	170	100	50	40	160

L'analyse des résultats du tableau XXIX montre que la quasi-totalité des eaux des forages artésiens sont polluées du point de vue microbiologique en saison pluvieuse. Cependant, les Coliformes fécaux, les streptocoques fécaux, et les *E. coli* qui sont considérés comme plus appropriés à révéler des contaminations fécales sont absents dans les eaux des forages artésiens en saison sèche. S'il existe un passage direct entre l'aquifère et les eaux de ruissellement, les bactéries vivantes à la surface du sol ont pénétré directement dans la source d'eau souterraine. Une liaison assez directe entre les eaux de ruissellement et la nappe à contribué à l'apparition des germes dans l'eau des forages artésiens. On peut craindre qu'une activité se déroulant hors ou sur les terres de couverture des aquifères de la zone d'étude (les décharges sauvages, latrines inadéquates et centre d'enfouissement) contribue à la pollution des eaux de la nappe.

Les résultats du tableau 48 montrent que la totalité des eaux des sources artésiennes sont polluées du point de vue microbiologique. D'une manière générale, les valeurs des coliformes totaux, des streptocoques fécaux, et des coliformes fécaux sont largement au-dessus de la norme de l'OMS (WHO, 2008) dans tous les échantillons d'eau des sources artésiennes, aussi bien en saison pluvieuse qu'en saison sèche. Cette pollution est d'autant plus élevée avec les activités de baignade, de lessive et de vaisselle qui sont menées dans l'eau de ces sources.Dans la commune de Zagnanado, le résultat des analyses microbiologiques indique qu'au niveau des sources artésiennes, les germes sont présents et nombreux. Les germes banaux et les coliformes totaux sont innombrables dans la totalité des eaux. Le nombre d'*Escherichia coli* excède aussi les normes de l'OMS et sont de 16 à 260 UFC/100 ml et 00 à 400 UFC/100 ml, respectivement en saison pluvieuse et en saison sèche. Les streptocoques fécaux sont de 5 à 268 UFC/100 ml en saison pluvieuse et 20 à 220 UFC/100 ml en saison sèche. Les *Clostridium perfringens* sont aussi présents et varient de 0 à160 UFC/100 ml et de 0 à 60 UFC/100 ml respectivement en saison pluvieuse et en saison sèche. En effet pendant la saison pluvieuse, une augmentation des eaux usées est enregistée. Les fortes pluies créent des ruissellements en surface qui alimentent les sources (situées dans les dépressions) et par conséquent une augmentation des polluants microbiens venant des eaux usées et des décharges des ordures ménagères est drainés vers les sources.

Les résultats similaires ont été trouvés par Totin (2010) dans le bassin sédimentaire côtier du Bénin. La présence de coliformes totaux et de coliformes fécaux dans l'eau des échantillons des sources artésiennes révèle que la contamination provient de la surface. En ce qui concerne les eaux des forages dans la commune de Zogbodomey, ils sont aussi affectés par la présence de germes bactériologiques tels que les Coliformes totaux, les Coliformes fécaux, etles

Streptocoques *fécaux* pendant la saison pluvieuse. Les *streptocoques fécaux* sont détectés et leur nombre varie dans les eaux des forages (0 à 96 UFC/100 ml). Le nombre des Coliformes fécaux excède aussi les normes de l'OMS et sont de 0 à 71 UFC/100 ml. Le forage de Hon est le plus affecté par la présence de germes bactériologiques. A ce forage, la concentration d'*Escherichia coli* est de 26 UFC/100 ml.

Tableau XXXI: Caractéristiques microbiologiques des eaux des forages artésiens en saisons pluvieuse et sèche

Arrondissement	**VMA**	**Période**	Kpokissa	**Avlame**	**Koussoukpa**	**Zoukou**	**Massi**
Lieu de prélèvement			Kpokissa	Avlame	Samionta	Hlanhonou	Hon
Echantillon			Kpokissa Centre	Gbata	EPP Samionta	Hlanhonou	Hon
Date		**Saison pluvieuse**	**10/09/2013**	**10/09/2013**	**10/09/2013**	**10/09/2013**	**10/09/2013**
		Saison sèche	**08/04/2013**	**08/04/2013**	**08/04/2013**	**08/04/2013**	**08/04/2013**
Dénombrement total des germes banaux par mL	50	**Saison pluvieuse**	**152**	**230**	**1400**	**500**	**216**
		Saison sèche	00	01	00	00	00
Colimétrie par 100 mL : Coliformes totaux	**0**	**Saison pluvieuse**	**01**	**57**	**119**	**76**	**125**
		Saison sèche	00	02	03	00	00
Colimétrie par 100 mL : Coliformes fécaux	**0**	**Saison pluvieuse**	**00**	**03**	**27**	**09**	**71**
		Saison sèche	00	00	00	00	00
Colimétrie par 100 mL : *Escherichia coli*	**0**	**Saison pluvieuse**	**00**	**00**	**00**	**00**	**26**
		Saison sèche	**00**	**00**	**00**	**00**	**00**
Streptocoques fécaux par 100 mL	**0**	**Saison pluvieuse**	**12**	**96**	**34**	**00**	**33**
		Saison sèche	**00**	**00**	**00**	**00**	**00**
***Clostridium perfringens* par 20 mL**	**02**	**Saison pluvieuse**	**00**	**00**	**00**	**00**	**00**
		Saison sèche	**00**	**00**	**00**	**00**	**00**

Tableau XXX: Caractéristiques microbiologiques des eaux des sources en saisons pluvieuse et sèche

Arrondissement	**VMA**	**Période**	**Zagnanado**	**Agonlin**		**Banamè**		**Dovi**	**Don-Tan**
Lieu de prélèvement Echantillon			Doga Massavi	Dohounmè Wakpa	Houégbo N'gbèdè	Ahandatin Ahandatin	Kahodji	Dovi-dovè Dovè	Don Tovè
Date		**Saison pluvieuse**	**17/06/2013**	**17/06/2013**	**17/06/2013**	**17/06/2013**	**17/06/2013**	**17/06/2013**	**17/06/2013**
		Saison sèche	**08/04/2012**	**08/04/2012**	**08/04/2012**	**08/04/2012**	**08/04/2012**	**08/04/2012**	**08/04/2012**
Dénombrement total des germes banals par mL	50	**Saison pluvieuse**	**214**	**900**	**24**	**7200**	**3040**	**8300**	**1250**
		Saison sèche	21	4510	92	532	260	2125	2300
Colimétrie par 100 mL : Coliformes totaux	**0**	**Saison pluvieuse**	**1220**	**1960**	**140**	**24000**	**4800**	**6400**	**5600**
		Saison sèche	60	5640	440	6800	2960	2860	3040
Colimétrie par 100 mL : Coliformes fécaux	**0**	**Saison pluvieuse**	**420**	**198**	**36**	**380**	**900**	**1000**	**700**
		Saison sèche	00	980	00	220	340	740	480
Colimétrie par 100 mL : *Escherichia coli*	**0**	**Saison pluvieuse**	**16**	**64**	**00**	**220**	**300**	**200**	**260**
		Saison sèche	**00**	**40**	**00**	**100**	**110**	**180**	**400**
Streptocoques fécaux par 100 mL	**0**	**Saison pluvieuse**	**05**	**70**	**06**	**52**	**236**	**98**	**268**
		Saison sèche	**20**	**140**	**00**	**40**	**70**	**40**	**220**
***Clostridium perfringens* par 20 mL**	**02**	**Saison pluvieuse**	**00**	**04**	**00**	**16**	**72**	**00**	**16**
		Saison sèche	**00**	**20**	**00**	**16**	**20**	**08**	**60**

5.2. Rôle des linéaments dans la contamination des eaux souterraine

Les résultats obtenus de l'étude des linéaments sur la zone d'étude tendent donc à expliquer la présence des germes bactériologiques uniquement en saison des pluies et attestent l'influence des eaux de ruissellement sur la qualité des eaux des forages artésiens. De même la présence des Coliformes fécaux révèle que la contamination provient de la surface. Les bactéries fécales, y compris E. coli, sont présentes dans l'eau brute. Étant donné que les bactéries, et E. Coli principalement sont retenus dans les premiers centimètres d'un sol (Guangming et al. 2007), la présence de bactéries fécales dans une nappe souterraine signale l'existence, en surface, d'un point de contamination fécale à une distance pouvant être parcourue rapidement, ainsi qu'une filtration naturelle inadéquate par les matières souterraines entourant la grille d'entrée du point d'eau. Toutefois, dans le cas d'une source souterraine salubre, les eaux de ruissellement s'infiltrent à travers les terres de couverture (généralement formées d'un mélange de sable, de limon ou d'argile), puis dans le substratum rocheux. Cette filtration naturelle peut prendre des années. Cependant, l'efficacité du processus de filtration naturelle peut dépendre de plusieurs facteurs, dont une liaison assez directe entre les eaux de ruissellement et la nappe aquifère. S'il existe un passage direct entre un puits ou un aquifère et les eaux de ruissellement, les bactéries vivantes peuvent pénétrer directement dans la source d'eau souterraine. Les résultats obtenus toujours de l'étude des linéaments sur la zone d'étude tendent donc à démontrer qu'il y a une hétérogénéité dans la densité des linéaments dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Figure 46). La relation entre l'observation des linéaments et la pollution microbienne pendant la saison pluvieuse est sans ambiguïté. Beaucoup d'études ont mis en évidence la bonne corrélation entre la productivité des puits et les discontinuités détectées par les linéaments (Fernandes et Rudolph, 2001; Naik et al., 2001; Neves et Morales, 2007; Kouamé et al., 2010). Parmi ces études, un bon nombre se concentre sur la variation de la productivité des puits avec l'orientation des linéaments, l'idée étant d'établir un lien entre des événements tectoniques et la productivité (Fernandes et Rudolph, 2001; Neves et Morales, 2007). La position des linéaments étant ainsi perçue comme un des indicateurs de la ressource en eau, elle est classiquement intégrée dans le processus de création de cartes de productivité potentielle (Masoud et Koike, 2005 ; Elewa et Qaddah, 2011; Oh et al. 2011 ; Lee et al. 2012). Selon Braathen et Gabrielsen (1998) et Babaye (2012), un grand linéament peut améliorer la fracturation jusqu'à 300 m tandis que Clark (1985) a suggéré que la zone d'influence pourrait être moins de 150 m. Fernandes et Rudolph (2001) ont réduit celle-ci à 70 m dans leurs études. Les aquifères de la zone d'étude

sont à moins de 150 m et peuvent être considérés comme ciblant un linéament. En utilisant l'hypothèse que les linéaments correspondent à des structures cassantes dans le socle rocheux, l'intersection apporte de l'information importante. Une plus forte intersection de linéaments et une plus forte densité indiquent donc des endroits où l'eau souterraine pourrait circuler davantage. La commune de Zagnanado est donc considérée comme une zone plus fracturée et donc plus perméable. La singularité des forages de Gbata et d'EPP Samionta (Photo 11) a permis d'enregistrer la présence peu élevée de coliformes totaux pendant la saison sèche et celle-ci serait en réalité liée à la dégradation de la dalle anti bourbier des ouvrages.



(A) Absence de la dalle anti bourbier



(B) Dégration de la dalle anti bourbier

Photo 11: Dégradation ou absence de la dalle au niveau des forages à Samionta (A) et à Gbata (B)

Source ***:*** *Prise de vue : Lalèyê, avril 2013*

Le phénomène entraîne une érosion en dessous de la dalle. La stabilité des tubages internes et de la protection de surface n'est plus assurée. Les activités autour du point d'eau réalisées par les hommes (baignade) et les femmes (lessive et parfois vaisselle) polluent l'eau avec l'effet de mousse. Par ailleurs, les sources ont été captées sans être aménagées. L'eau est canalisée par gravité vers le lieu d'utilisation. La plupart de ces sources artésiennes très importantes dans la commune de Zagnanado ne sont pas aménagées. Elles se situent dans de grandes dépressions (4 %) du territoire caractérisé par des versants avec une déclivité supérieure à 15 %. Dans la nappe, l'eau circule jusqu'à des exutoires qui sont dans les points bas de la topographie. La pente topographique qui influence l'écoulement superficiel des eaux (ruissellement de surface et écoulement hypodermique), accélère le ruissellement sur les versants jusqu'aux points bas (sources, rivières) et détermine en partie le temps de réponse du cours d'eau aux impulsions pluviométriques. Ces sources sont de véritables lieux d'activités domestiques de toutes sortes comme la lessive, la vaisselle et aussi de baignade. En effet, les substances toxiques naturelles et celles produites par les activités domestiques sur les sites polluent l'eau de ces sources. Les déchets issus de la lessive, de la baignade, de la vaisselle et autres activités contribuent ainsi à l'augmentation de la concentration des matières en

suspension dans l'eau donc à sa pollution. La température et la pluie, en l'occurrence l'eau de ruissellement, interviennent directement dans le processus bactériologique, de développement des agents pathogènes qui, par infiltration à travers les linéaments (un passage direct entre un aquifère et les eaux de ruissellement) en saison pluvieuse, affectent les eaux des forages et sources artésiens. Les organismes se trouvant dans l'eau des sources et forages artésiens peuvent provenir des couches de protection partielles contaminées par des déchets (excréments d'oiseaux et de mammifères en particulier) ou par des personnes ou des animaux infectés. Sur le plan topographique, les sources se retrouvent dans les vallées ou les dépressions. Dans ces conditions, l'eau de ruissellement est probablement à l'origine de la pollution de l'aquifère par le mécanisme de migration, à travers une zone fracturée et érodée et aussi vers l'exutoire des sources. L'infiltration ponctuelle à cause de brèches dans les terres de couverture protectrices, suivie d'une migration rapide vers le substratum rocheux – semble être une explication plausible de la présence des germes fécaux dans les eaux des forages et sources artésiens.

La présence de *Clostridium perfringens* dans les eaux des sources artésiennes hormis les sources Massavi et N'gbèdè est une preuve pour constater qu'elles ont bel et bien subi une contamination fécale. De même, la présence des Streptocoques fécaux au niveau des mêmes sources et des forages témoigne d'une contamination fécale ancienne. Par ailleurs, la présence des *Escherichia coli* dans l'eau des sources artésiennes prélevées hormis les sources de Massavi et N'gbèdè, et du forage de Hon indique, non seulement, une contamination récente par les matières fécales, mais aussi la présence possible de bactéries, virus et de protozoaires pathogènes. En plus de la corrélation établie entre les linéaments et la productivité des puits, la nature même des linéaments liés à la surface les rend facilement accessibles et justifie la systématisation de leur exploration. L'emploi des méthodes de télédétection est prépondérant dans l'approche classique d'exploration de la ressource en eau qui consiste donc à répérer les accidents affleurant en surface, issus majoritairement de zones sub-verticales (Greenbaum, 1992 ; Wright et Burgess, 1992 ; Mayer et Sharp, 1998; Sander, 2007; Singhal et Gupta, 2010). Ces linéaments jouent un rôle de drain (fonction conductrice). Elle est aussi très variable et il est très courant de rencontrer des puits « secs » car, les fractures ne sont pas systématiquement ouvertes et connectées (Larsson, 1972 ; Walker *et al.,* 2001 ; Kuusela-Lahtinen *et al.,* 2003; Neves et Morales, 2007) et sont limitées dans leur extension. En tant que structures que l'on peut qualifier de quasi bidimensionnelles, les fractures ne disposent pas d'un coefficient de stockage élevé (Le Borgne *et al.,* 2006). Aux problèmes de connectivité et à leur caractère local, s'ajoute leur sub-verticalité qui limite à priori, la

communication avec des structures environnantes et la collecte de la recharge (Sander, 2007). Plus récemment, la zone altérée a été identifiée comme l'autre structure porteuse d'une ressource en eau (Dewandel *et al.*, 2012). Sa formation est un phénomène complexe : le type d'altération résulte en un matériau contribuant à l'existence d'une ressource (augmentation de la porosité) et/ou l'entravant (formation d'argile) selon le climat et le type de roche (Singhal et Gupta, 2010). Comme dit précédemment, les zones fracturées peuvent constituer des zones d'altération préférentielle en ce qu'elles peuvent faciliter l'infiltration de l'eau en profondeur, même si la zone altérée reste assez peu profonde (Dewandel *et al.*, 2010). Pourtant, cette structure constitue parfois la seule ressource disponible (Greenbaum, 1992; Negrel *et al.*, 2011). En outre, la proximité avec la surface accroît leur vulnérabilité aux contaminations anthropiques (Dewandel *et al.*, 2010).

5.3. Analyse des problèmes liés à l'hygiène et à l'assainissement du cadre de vie des populations

Le problème d'hygiène et de l'assainissement revêt une acuité particulière dans les deux communes. L'observation des sources et forages artésiens pour appréhender la présence d'herbes, de déchets ou de déjections animales a également été faite.

En effet, ces populations utilisent l'eau de ces sources et forages pour toutes les activités domestiques. Ces sources et forages deviennent de véritables lieux d'activités domestiques de toute sorte comme la lessive, la vaisselle et aussi de baignade. Les substances toxiques naturelles et celles produites par les activités domestiques sur les sites polluent les voisinages immédiats des sources et forages artésiens. Le manque d'hygiène autour des sources et forages artésiens, illustrée par les photos 5.2 favorise certainement la forte pollution bactériologique. A tout ce qui précède, il faut ajouter l'amoncellement d'ordures, les modes d'élimination des excrétas que l'on rencontre dans la zone d'étude. L'insalubrité de l'environnement constitue un facteur important de risques d'affections pour les populations. De nombreuses études ont montré que des maladies comme les diarrhées sont des affections fréquentes dans les espaces où les conditions d'hygiène sont mauvaises et désastreuses (Feachem *et al,* 1987; OMS, 1993; Tanner *et al*., 2002; Azonhè, 2010). Il est aussi établi que tous les agents pathogènes contenus dans les excrétas peuvent survivre suffisamment dans l'eau, les ordures et le sol pour mettre en danger la santé des populations (Tessier, 1991). De nombreux germes pathogènes survivent dans l'environnement par le biais des excréta, des déchets solides et liquides des ménages et de la collectivité. S'inscrivant dans cette même optique, certains auteurs reconnaissent que « l*es* ordures ménagères et les eaux usées

transportent la quasi-totalité des types de germes pathogènes (bactéries, virus et parasites) qui sont excrétés par les malades et les porteurs sains des maladies entériques endémiques » (Feachem, 1988 ; OMS, 1993). En l'absence d'une bonne stratégie de collecte des ordures, les ménages se trouvent dans l'obligation de déposer les ordures à même le sol, dans des espaces ouverts aux alentours des routes et des habitats avec des dépotoirs sauvages non loin des forages ou des sources.

<table>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td>Elevage de bœuf à côté d'un forage à Zoukou</td><td>Manque d'hygiène autour d'un forage à Hon</td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td>Baignade et lessive à côté d'un forage sans dalle anti- bourbier à Gbata</td><td>Présence d'arbre et arbuste envahissant la source de Dovè</td></tr>
</table>

Photo 12: Manque d'hygiène dans le voisinage immédiat des sources et forages artésiens

Source : *prise de vue : Lalèyê, septembre 2014*

L'utilisation de la nature comme site d'évacuation des excrétas et le rejet des ordures dans les végétations bordières des villages participent à la contamination des eaux de consommation par ruissellement/infiltration et même dans certains cas par contamination passive avec les animaux domestiques en divagation (Azonhè, 2010).

Des observations sur le terrain, on note la quasi inexistence d'ouvrages d'assainissement (caniveaux pour l'évacuation des eaux usées et pluviales) et du système de drainage des eaux pluviales. Alors l'inondation périodique avec l'insalubrité qui s'en suit drainent dans les dépressions et les vallées où se situent les forages et les sources toutes sortes de déchets. L'assainissement est un processus par lequel des personnes peuvent vivre dans un environnement plus sain ; pour cela, des moyens physiques, institutionnels et sociaux sont mis en œuvre dans différents domaines, tels que l'évacuation des eaux usées et de ruissellement, l'évacuation des déchets solides, l'évacuation des excrétas et le traitement de tous ces éléments. A preuve, (Schwartz, 2006 et Azonhè, 2010), ont montré que «les villes des pays qui ne disposent pas d'équipements collectifs pour évacuer et traiter les déchets et pour fournir de l'eau potable aux populations sont les plus gravement exposées, le cycle féco-oral permettant une dissémination des microorganismes entériques favorisée par la chaleur, l'humidité et le manque d'hygiène ». Ces conditions écologiques du milieu, propices à la survie des germes pathogènes, sont présentes en milieu rural. Le rejet des déchets de toutes sortes dans la nature, la nature hydromorphe des sols, la chaleur et l'humidité font de ces milieux humides des biotopes favorables au développement des germes pathogènes et des vecteurs.

Les formes conventionnelles d'assainissement, comme les réseaux d'égouts et les stations d'épuration des eaux usées, seront difficiles à mettre en place à cause de leur coût élevé pour les bugets communaux. Dans les deux communes, seulement 2,2 % des populations disposent d'une toilette à chasse ou des latrines (PDC, 2012). Cette situation a pour conséquences, la pollution de l'environnement par les fèces humaines et l'insalubrité dans les communes.

L'évacuation régulière des fosses septiques requiert la disponibilité d'un camion citerne et des dispositifs de traitement des matières extraites de ces fosses. Les déchets, non collectés et non traités, sont des menaces, au même titre que les latrines, pour la qualité des eaux souterraines. Agbaire et Oyibo (2009) soulignent à cet effet que la qualité des ressources en eau dépend de la gestion des points d'eau. Cette gestion est caractérisée au niveau des forages et sources par une faible prise de conscience de la dépendance de la santé humaine de celle environnementale.

Conclusion partielle

La qualité bactériologique des eaux des forages et sources artésiens dans la zone d'étude varie en fonction des événements climatiques et des modes de gestion des terres de couverture, qui permettent le transport rapide de l'eau à travers le substratum rocheux (rôle

des linéaments) et surtout des points d'eau. Le péril fécal affecte les eaux par les excréments, soit directement en contact avec la nappe phréatique par l'intermédiaire des latrines inadéquates, soit transitant indirectement par écoulement souterrain latéral ou par infiltration verticale. La composition bactériologique montre une forte concentration d'agents polluants, souvent innombrables tels que les coliformes totaux, *Escherichia coli* et Streptocoques fécaux (en saison pluvieuse) dans les eaux des sources artésiennes. Il est à remarquer que la concentration d'agents polluants est nettement faible au niveau des forages artésiens, néanmoins, la charge polluante excède les normes de l'OMS. L'absence de coliformes totaux et fécaux en saison sèche et leur présence subitement en saison pluvieuse de la même année illustre le rôle des linéaments. La présente étude avait pour but de tester une méthodologie pour l'interprétation de linéaments dans la relation entre eau de ruissellement et eau souterraine. La carte des linéaments obtenue pour la région de Zagnanado et de Zogbodomey nous permet de dire que celle-ci serait une zone de recharge pour les aquifères continus. La forte intersection et la forte densité retrouvée dans la commune de Zagnanado indiquent donc peut-être que l'écoulement pourraît être plus important dans cette zone. Cette situation ajoutée à la situation géographique des grandes dépressions qui abritent les sources, malgré leur caractère artésien, font que les sources sont polluées toute l'année. Ce type d'étude est simple et efficace sans nécessairement être dispendieux. Elle n'apporte pas nécessairement toutes les réponses, mais elle nous permet de tracer un bon portrait des fractures qui sont responsables de l'écoulement souterrain. Les fractures étant en contact avec le réseau hydrographique, celles-ci pourraient jouer un rôle de drain pour les aquifères de la zone d'étude. Le rôle de ces linéaments pourrait aussi expliquer la présence d'un taux élevé de mercure dans deux forages en saison pluvieuse. La prévention contre la pollution des nappes constitue une étape importante dans la gestion des aquifères, à laquelle les scientifiques consentent de plus en plus d'efforts, notamment, l'étude de la vulnérabilité des nappes d'eau souterraines à la pollution (Hamza *et al.*, 2007).

CHAPITRE VI : CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITÉ A LA POLLUTION DES AQUIF□RES CONTINUS ET NIVEAU DE POLLUTION PAR LES NITRATES DE LA NAPPE SUPERFICIELLE DE LA REGION ZAGNANADO- ZOGBODOMEY

Dans une région donnée, le risque de pollution est une combinaison de plusieurs facteurs hydrogéologiques et anthropiques en présence des sources de contamination. Les nappes représentent une source d'eau importante et doivent, à ce titre, être plus protégées que les eaux de surface contre toute éventuelle source de pollution. Les aquifères continus localisés dans le bassin versant de l'Ouémé représentent une importante ressource en eau exploitée par les populations des communes de Zagnanado et de Zogbodomey surtout pour leur alimentation en eau potable. Cependant, l'eau souterraine peut être touchée dans les zones agricoles par la pollution due à l'emploi des engrais et des pesticides agricoles. L'intrusion de ces polluants dans l'aquifère modifie la qualité de l'eau et réduit son usage par le consommateur. La détermination de la vulnérabilité dans les régions affectées par la pollution de nature anthropique est un élément très important pour la gestion des ressources en eau. En effet, les cartes de vulnérabilité des aquifères sont des outils standards pour contribuer à la protection des ressources hydriques souterraines contre une éventuelle pollution. Elles sont précieuses pour toute décision future.

6.1. Détermination des différents paramètres

6.1.1. Profondeur de la nappe

C'est l'un des facteurs les plus importants dans l'évaluation de la vulnérabilité d'une nappe à la pollution selon GOD, qui lui accorde un poids égal à 1 (XXXII). Les données sur la profondeur de la nappe ont été obtenues en analysant les niveaux statiques qui ont été mesurés dans 24 puits à grands diamètres à l'aide d'une sonde lumineuse (**annexe 4.9**) :

- secteur de niveau statique < à 5 m : Sud de Zagnanado et au Centre de Zogbodomey sol ferrallitiques sur matériau argilo-sableux remanié et grès du crétacé ;
- secteur à NS compris entre 5 et 10 m : cordons internes de sols ferrallitiques appauvris – hydromorphes sur sédiment meuble argilo-sableux du continental terminal ;
- secteur à NS compris entre 10 et 20 m : cordons internes entourant la précédante de sols ferrugineux tropicaux lessivés sans concrétion sur sédiment et matériau colluvial sablo-argileux ;

- secteur à NS compris entre 20 et 50 m : cordons internes de sols ferrallitiques sur grès et matériau colluvial ;
- secteur à NS > 50 m : au Nord de Zagnanado et à l'Est et l'Ouest de Zogbodomey, sols hydromorphes pseudo-gley sur matériau alluvial argileux et sédiment argileux des formations du Maëstrichien.

Tableau XXXII: Cotes attribuées au paramètre " profondeur à la nappe"

GOD	**Cote**
2 - 5 m	0, 9
5 - 10 m	0, 8
10 - 20 m	0, 7
20 - 50 m	0,6
50 - 100 m	0,5

La carte indicielle obtenue après reclassement (**annexe 4.1**) et codification dans Arc Gis 9.3 est présentée à la figure 48.Avec la méthode proposée par BRGM, la profondeur est assimilée à l'épaisseur de la zone non saturée H, exprimée en mètres (figure 49). Plus la surface piézométrique est profonde, plus le temps de parcours du polluant est long, de même que le temps de contact dans la zone non saturée; le risque de pollution peut ainsi être atténué. Les classes de valeurs du paramètre H épaisseur de la zone non saturée sont représentées dans le tableau 6.2.

Tableau XXXIII: Adaptation des classes de valeurs du paramètre H

Valeur de l'indice	**Epaisseur Zone Non Saturée (H, m)**
3	2 à 5
3	5 à 20
1	20 à 50
0	>50

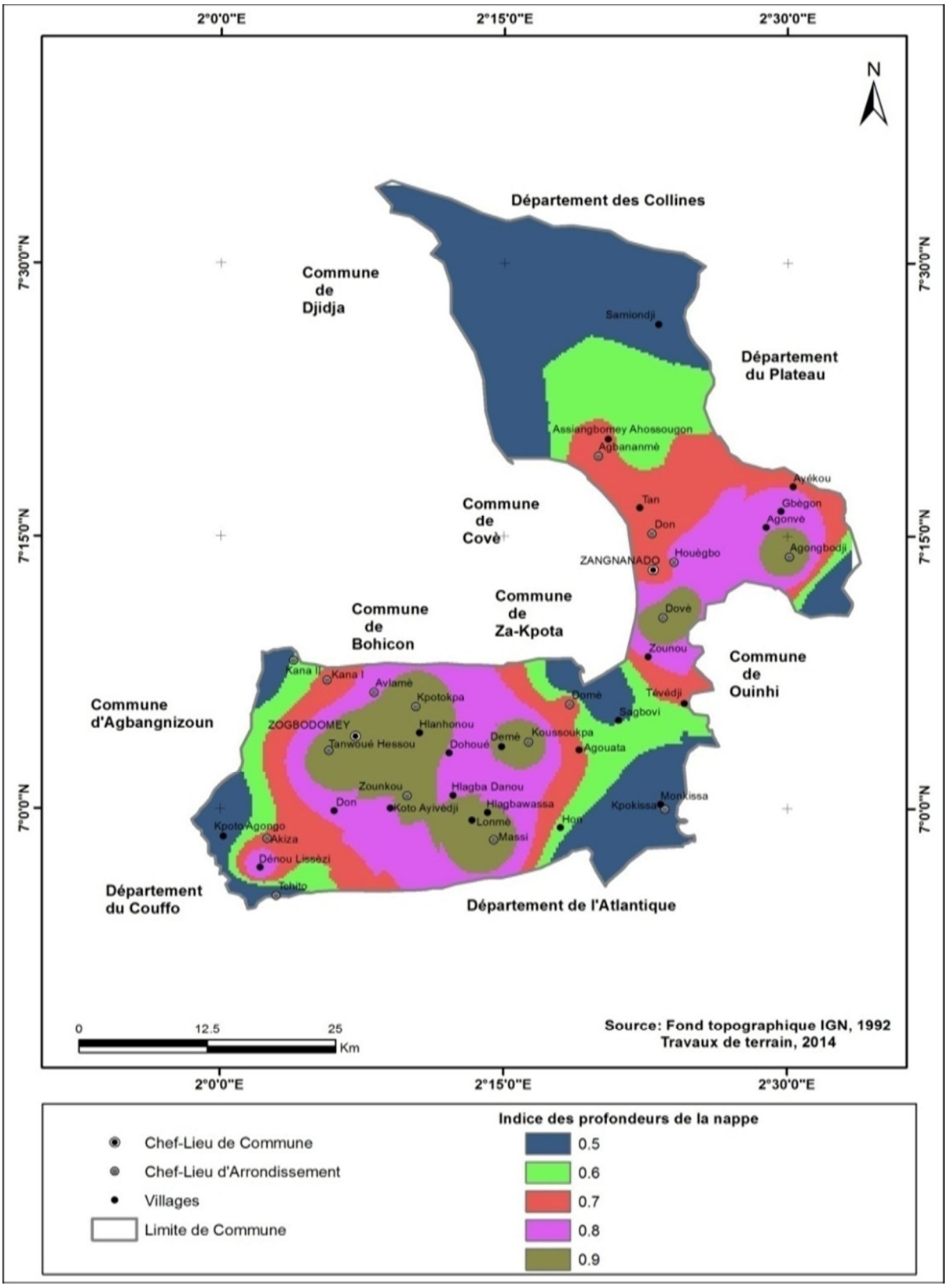


Figure 46: Indices de profondeur de la surface de la nappe superficielle des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode GOD)

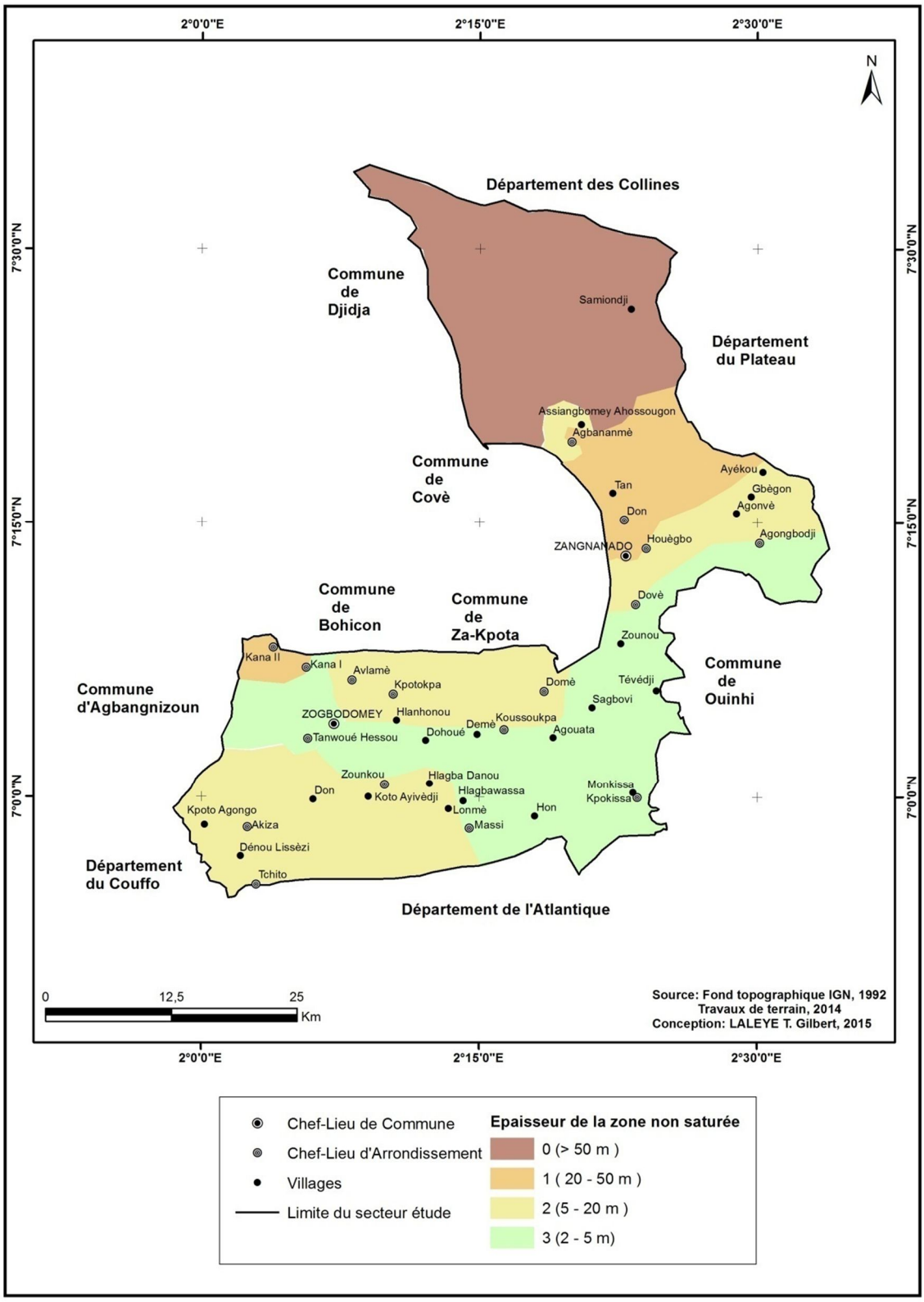


Figure 47: Epaisseur (H) de la zone non saturée, des communes de Zagnanado et de Zogbodome (Méthode BRGM)

6.1.2. Sol, S (couverture pédologique et géologique)

La nature des sols peu caillouteux dans la zone d'étude fait que le type du sol dépend de l'épaisseur de la zone non saturé (Figure 49). Il ressort de l'analyse de la carte que nous avons deux types de sol : les sols s_1 à texture argileux ou limoneuse et le sol s_2 à texture sableuse.

6.1.3. Impact de la zone non saturée (méthode de GOD)

Les cotations numériques de ce paramètre qui concerne la méthode GOD, ont été possibles grâce à la description des logs lithostratigraphiques des forages installés dans la zone d'étude par la DGeau. La description des différents ouvrages et les cotes attribuées selon la méthode GOD sont présentées à (l'annexe 4.3). La carte indicielle obtenue après reclassement (**annexe 4.2**) et codification dans Arc Gis 3.2 est présentée à la figure 6.4.

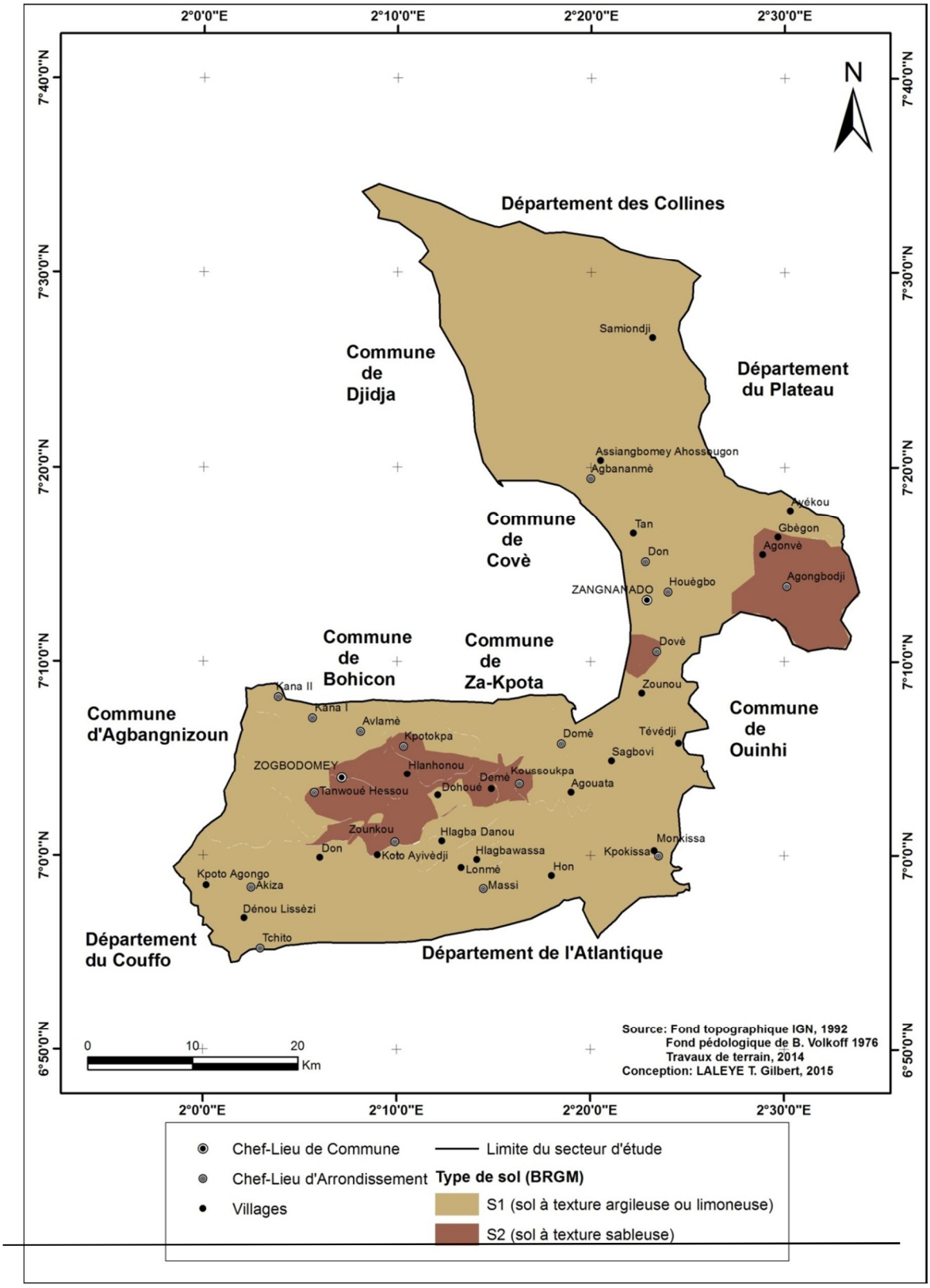


Figure 48: Couverture pédologique des communes de Zagnanado et de Zogbodomey: Indexation du critère S par croisement de la nature du sol et de son épaisseur

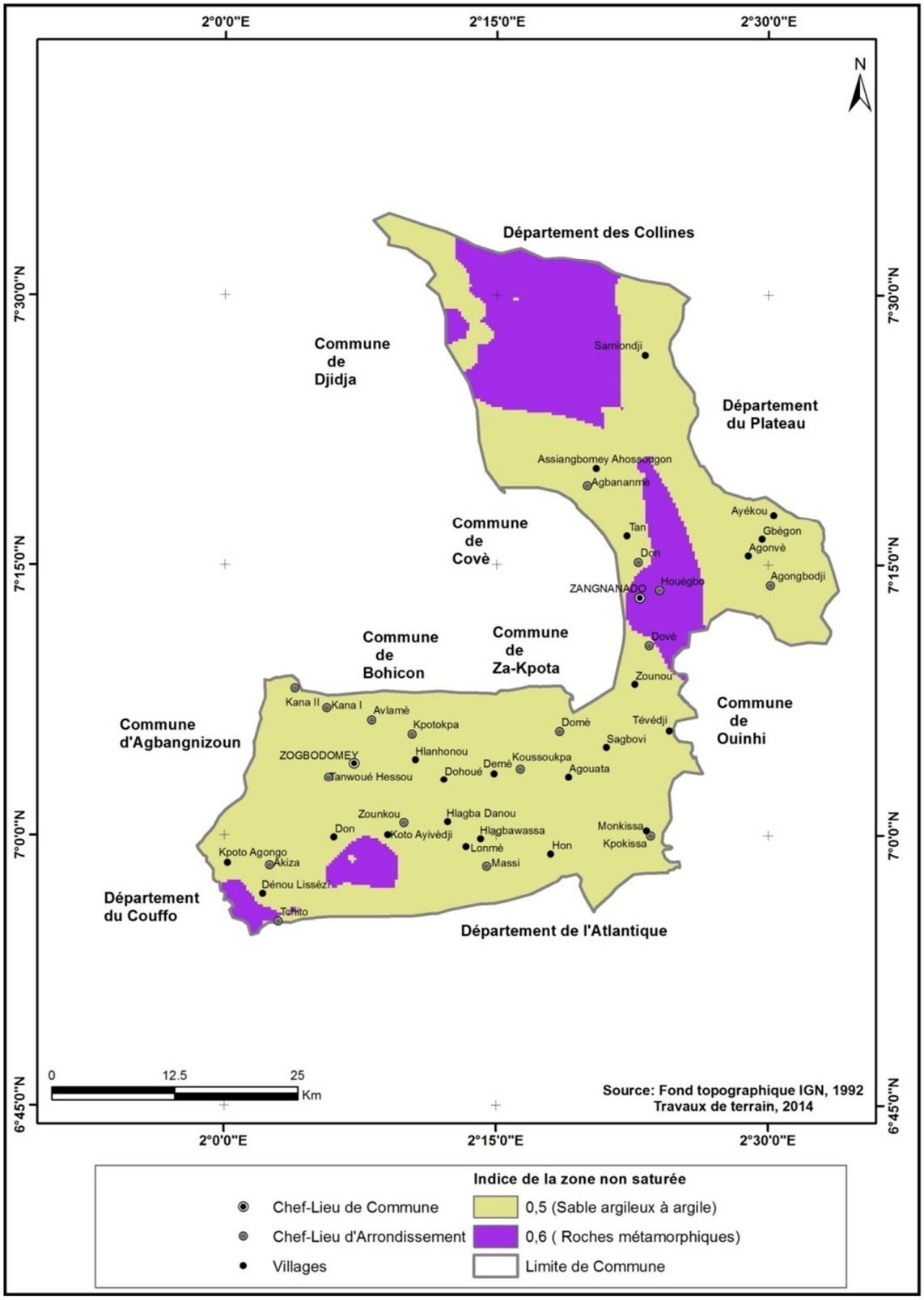


Figure 49: Indices du milieu aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode GOD)

6.1.4. Type d'aquifère dans la méthode GOD : Milieu aquifère (A)

Les cotations numériques de ce paramètre qui concerne la méthode GOD, ont été possibles grâce à la description des logs lithostratigraphiques des forages installés dans la zone d'étude par la DGeau. Les coupes hydrogéologiques presentées dans les logs lithostratigraphiques ont permis d'illustrer clairement les variations spatiales de la lithologie de l'aquifère superficiel qui est fait soit de sables quatzeux avec gravier et argile soit de sables argileux. La description des différents ouvrages et les cotes attribuées selon la méthode GOD sont présentées à (**l'annexe 4.2**). La carte indicielle obtenue après reclassement (annexe 5.2) et codification dans Arc Gis 3.2 est présentée à la figure 51.

6.1.5. Pluie efficace, P, exprimée en mm/an (moyenne interannuelle) BRGM

Ce paramètre représente le « moteur » de l'infiltration, sans préjuger de la part constituée par cette dernière (la pluie efficace regroupant le ruissellement et l'infiltration) : plus le volume d'eau disponible pour l'écoulement est important, plus l'infiltration peut s'avérer importante, sous réserve que la nature des terrains présents le permette. La pluie efficace a été calculée sur la base d'une pluie, d'une évapotranspiration (ETP) (**annexe 4.4**). La classification de ce paramètre est présentée dans le tableau 6.3 ci-dessous. Les pluies efficaces de zone d'étude sont représentées à la figure 52. Il ressort de l'analyse de la figure 53 deux classes de pluies efficaces qui correspondent aux deux communes

Tableau XXXIV: Adaptation des classes de valeurs du paramètre pluie efficace

Valeur de l'indice	**Pluies efficaces P(mm)**
1	50 – 100
0	< 50

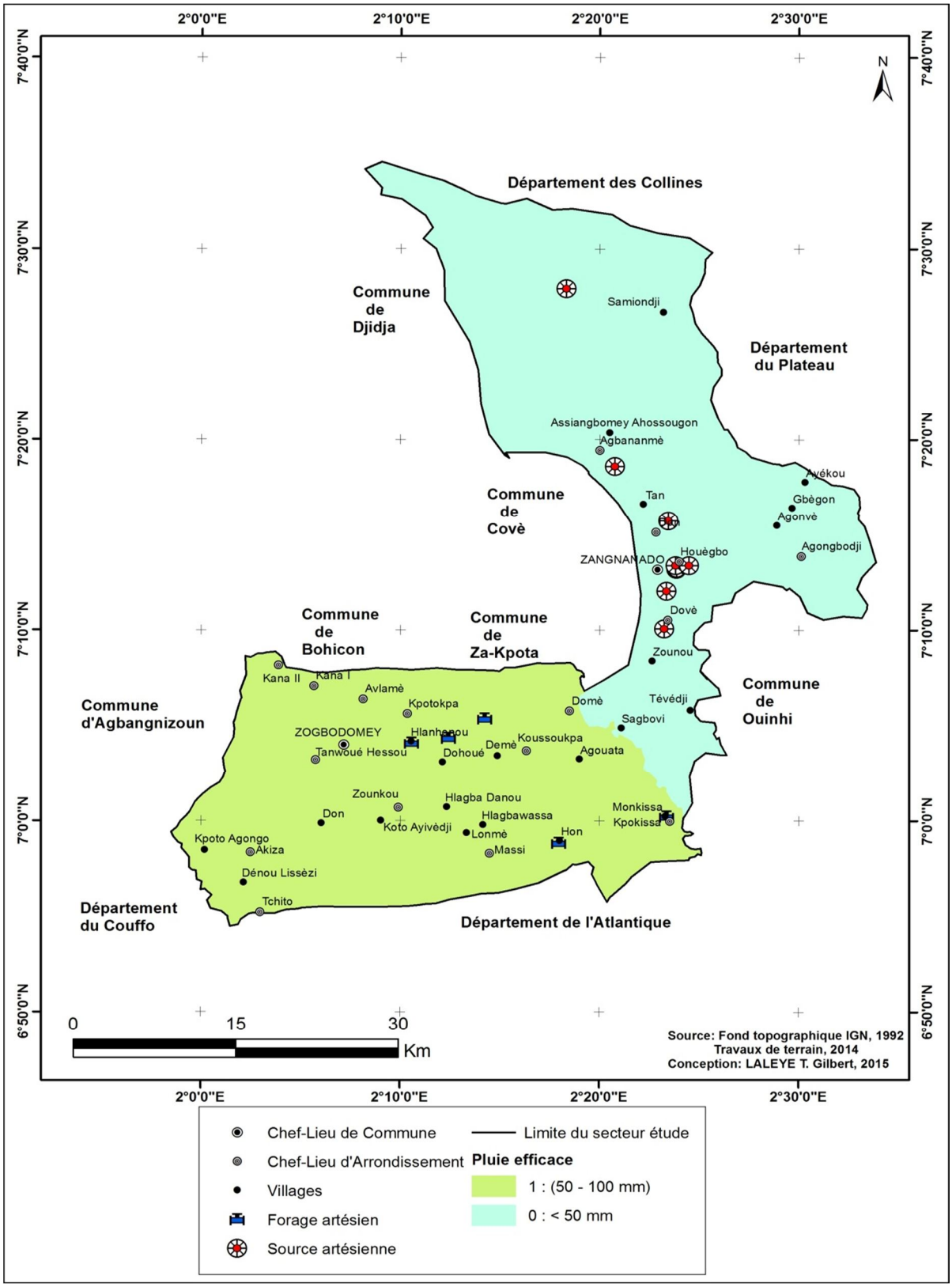


Figure 50: Indices du type d'aquifère des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode GOD)

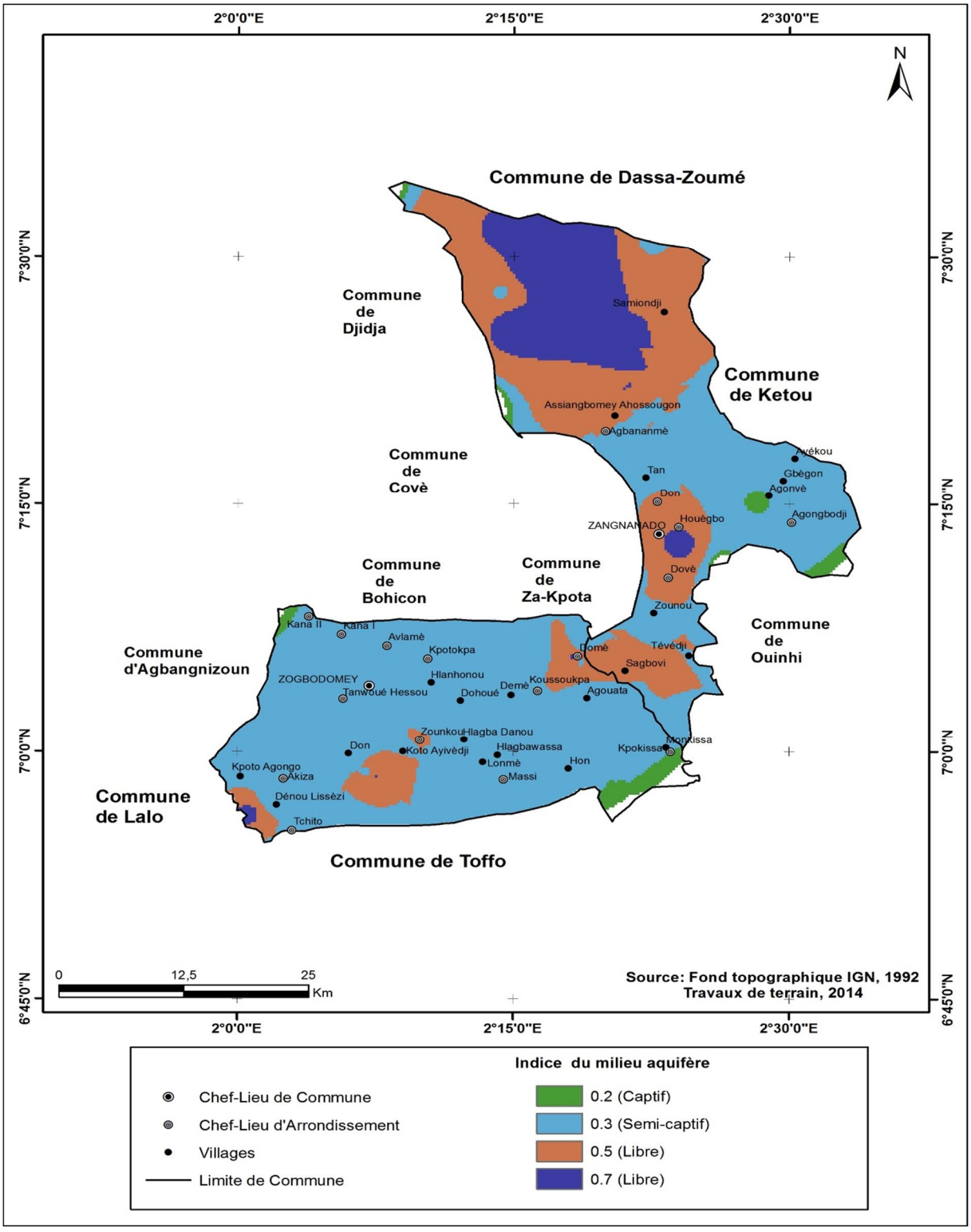


Figure 51: Pluies efficaces dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode BRGM)

6.1.6. Capacité d'infiltration (I) de l'eau dans la zone non saturée (ZNS)

Ce paramètre vise à représenter l'impact, dans la partition des pluies efficaces, des formations géologiques présentes dans la zone non saturée, exception faite des aspects liés à la

couverture pédologique. L'estimation de l'infiltration a été possible à partir du bilan hydrique (**annexe 4.7**). La classification de ce paramètre est présentée dans le tableau 6.4 ci-dessous. La capacité de l'infiltration (I) est représente à la figure 54

Tableau XXXV: Adaptation des classes de valeurs du paramètre infiltration (I)

Valeur de l'indice	**Infiltration(I)**
4	0 - 400

6.1.7. Perméabilité de l'aquifère, K, exprimée en m/s

Les valeurs de perméabilité sont disponibles sur la zone d'étude, grâce aux données techniques des forages réalisés par la Direction Générale de l'Eau. Les données d'entrée dans le SIG pour la codification de la perméabilité des aquifères proviennent des essais de pompages réalisés par des travaux antérieurs de la DG_{eau} (**annexe 4.8**). La classification de ce paramètre est présentée dans le tableau XXXVI ci-dessous. La perméabilité de l'aquifère de la zone d'étude est réprésentée à la figure 55

Tableau XXXVI: Adaptation des classes de valeurs du paramètre perméabilité (K)

Valeur de l'indice	**Perméabilité K (m/s)**
4	$> 10^{-3}$
3	10^{-4}- 10^{-3}
1	10^{-7}- 10^{-5}

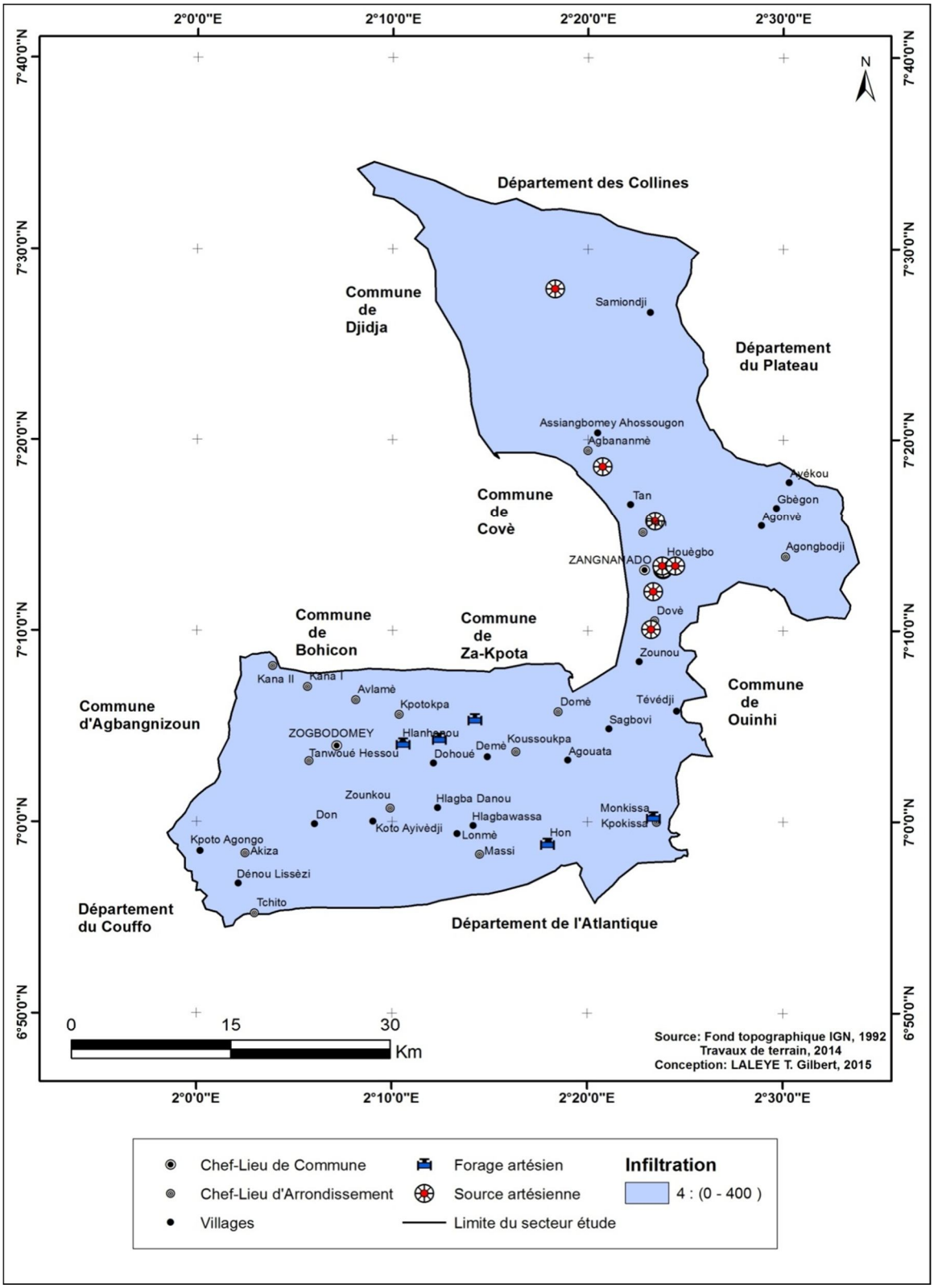


Figure 52: Indices de l'infiltration dans le sol des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode BRGM)

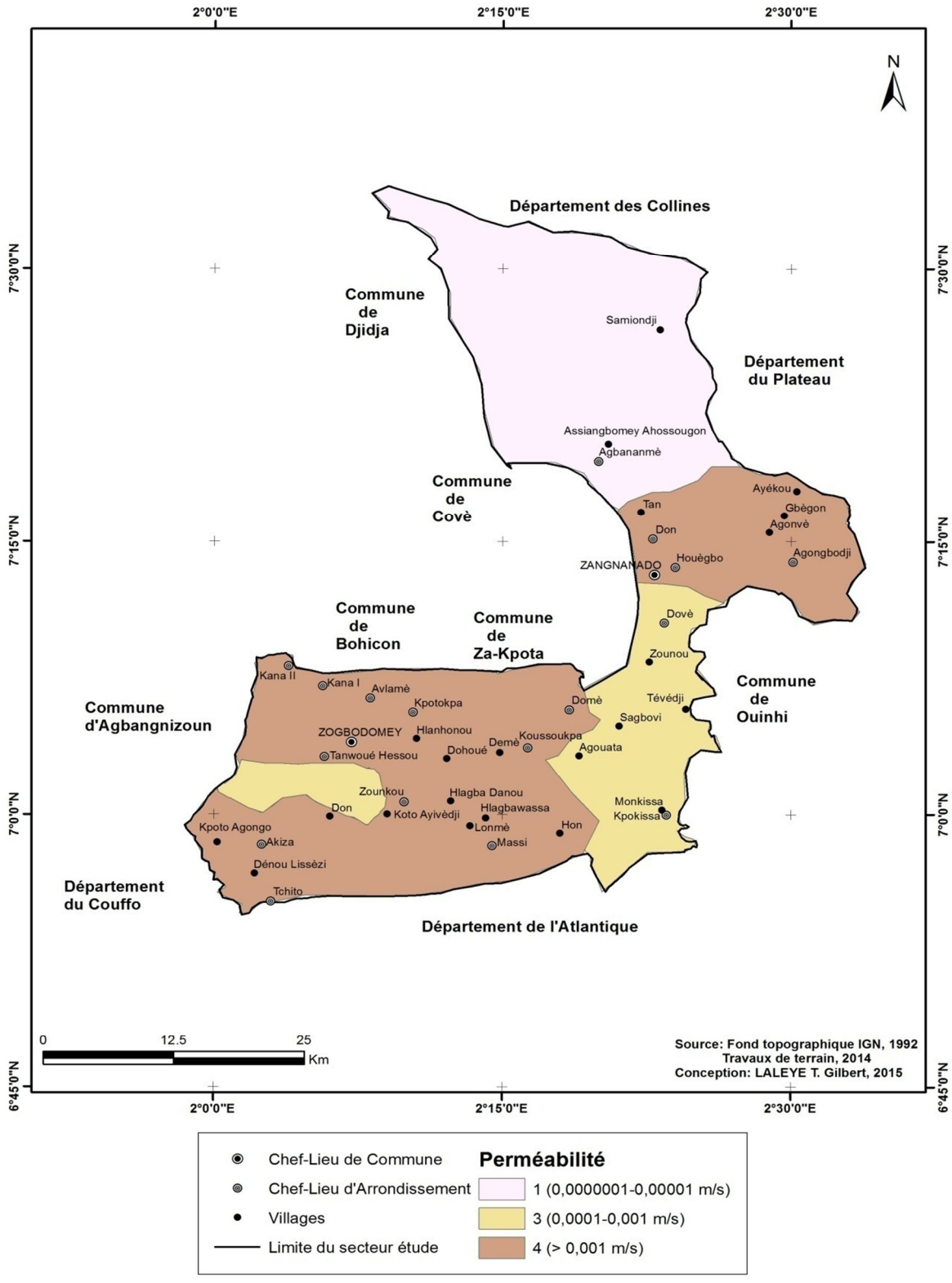


Figure 53: Indices de perméabilité de l'aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode BRGM)

6.2. Poids des paramètres et classes de vulnérabilité

La somme des poids est égale à 1. Ils sont présentés sous forme de pourcentage dans le tableau XXXVII ci- dessous.

Tableau XXXVII: Poids des paramètres (méthode BRGM)

Paramètre	Abrév.	Poids
Pluie efficace	P	0.10
Sol	S	0.25
Infiltration ZNS	I	0.30
Epaisseur ZNS	H	0.20
Perméabilité de l'aquifère	K	0.15
Total		1.00

En se basant sur cette pondération, la formule de calcul est la suivante :

Vulnérabilité = 0,1 P + 0,25 S + 0,3 I + 0,2 H + 0,15 K

Les poids les plus forts sont attachés aux critères sol et infiltration ; c'est la capacité du milieu naturel à empêcher le polluant d'atteindre la nappe.

La valeur finale de vulnérabilité varie donc entre 0 (vulnérabilité minimale) et 4 (vulnérabilité maximale) tableau 6.7.

Tableau XXXVIII: Valeurs finales de vulnérabilité (méthode BRGM)

Valeurs indice	Classe	Vulnérabilité
3,2 – 4	4	Très élevée
2,4 – 3,19	3	Elevée
1,6 – 2,39	2	Modérée
0,8 – 1,59	1	Faible
0 – 0,79	0	Très faible

En l'absence d'éléments permettant de cartographier un paramètre, un poids nul lui sera affecté et les autres poids seront recalculés au prorata de leur importance dans le calcul de la vulnérabilité.

6.3. Evolution spatiale des indices GOD pour l'aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey

La carte indicielle issue de la codification et du reclassement dans le SIG est illustrée par la (figure **56).** Le croisement des cartes thématiques relatives aux paramètres de GOD (3 cartes indicielles) nous donne la carte de vulnérabilité à la pollution de la nappe de la région de Zagnanado et de Zogbodomey (figure **57)**. Elle est presentée sous forme de carte des indices GOD qui donnent, après reclassement, la carte illustrant les degrés de vulnérabilité selon des échelles respectives. La distribution spatiale des valeurs d'indice GOD est influencée par la variation spatiale de la profondeur de la surface piézométrique et le milieu aquifère.

6.4. Evaluation de la vulnérabilité la pollution selon les méthodes BRGM et GOD : cartes de vulnérabilité

Le croisement des cartes thématiques relatives aux paramètres de GOD (3 cartes indicielles) nous donne la carte de vulnérabilité à la pollution de la nappe de la région de Zagnanado-Zogbodomey (figure 57 échelles respectives.

En se basant sur la pondération suivante :

$$\text{Vulnérabilité} = 0{,}1\ P + 0{,}25\ S + 0{,}3\ I + 0{,}2\ H + 0{,}15\ K.,$$

Les cartes élaborées pour les différents paramètres sont traitées avec la fonction"reclassify" de "arctoolbox" du logiciel Arc Gis 9.3 pour réaliser la carte de vulnérabilité de la méthode BRGM (figure **58)**

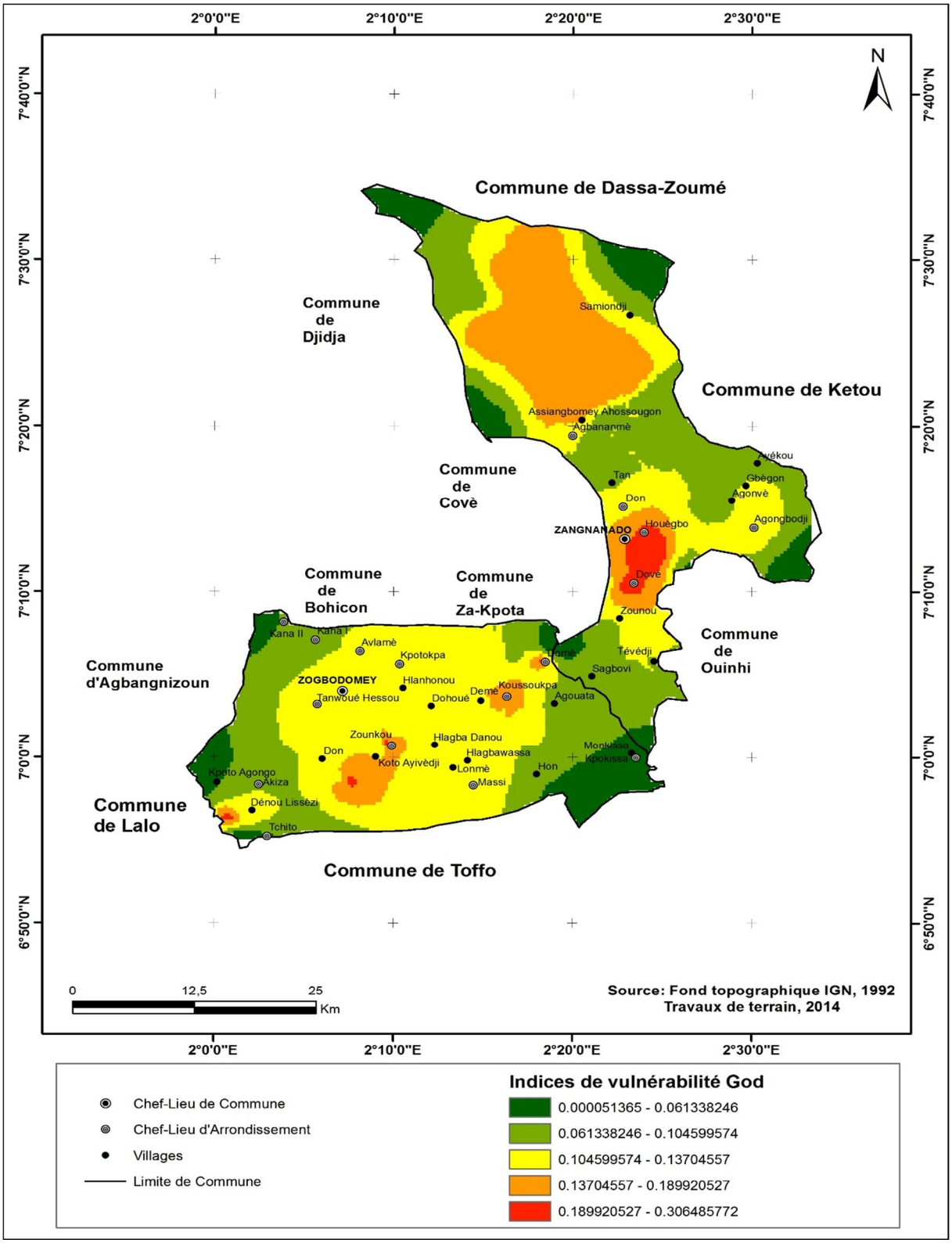


Figure 54: Evolution spatiale des indices GOD pour l'aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey

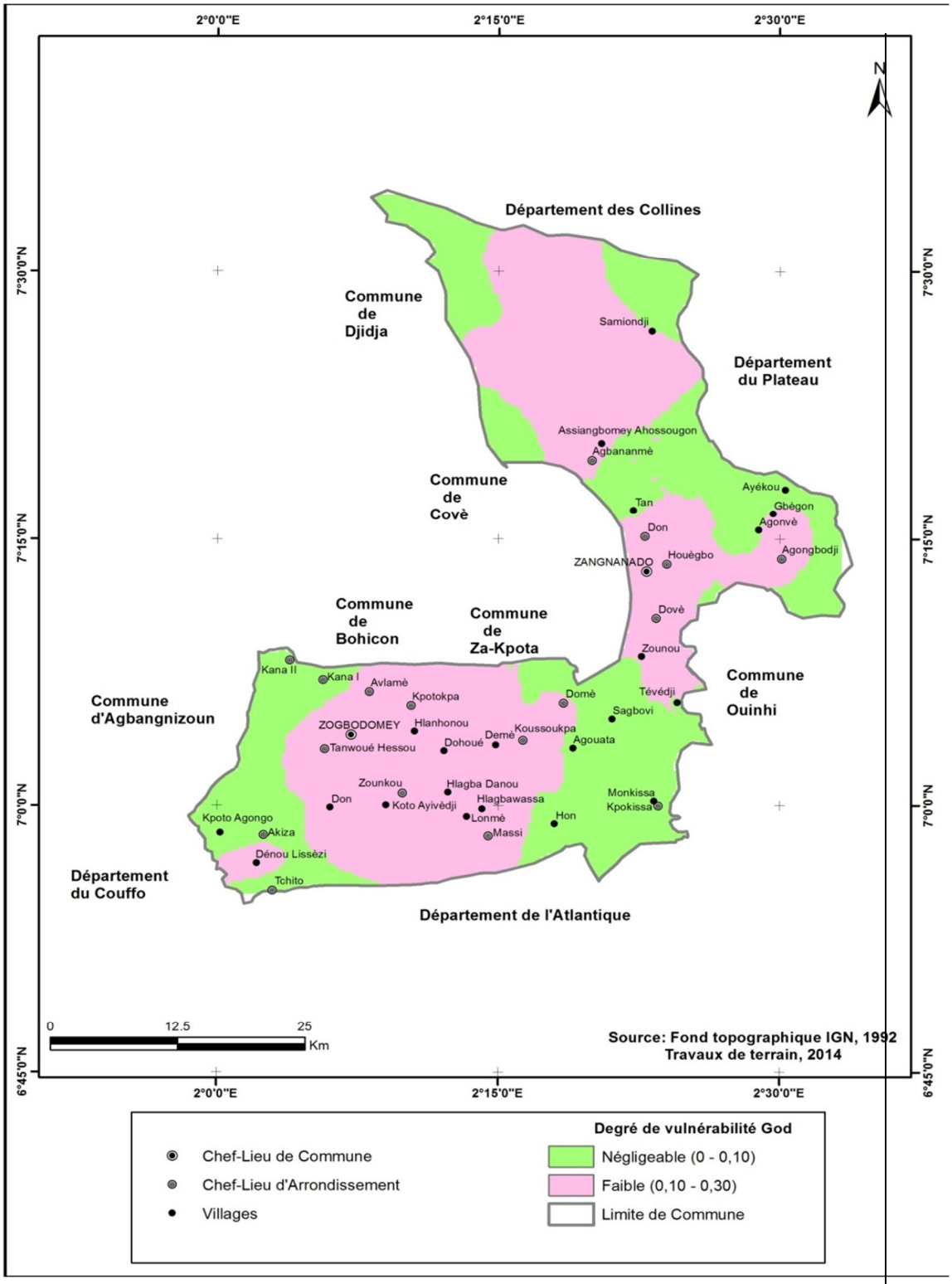


Figure 55: Vulnérabilité à la pollution de l'aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode GOD)

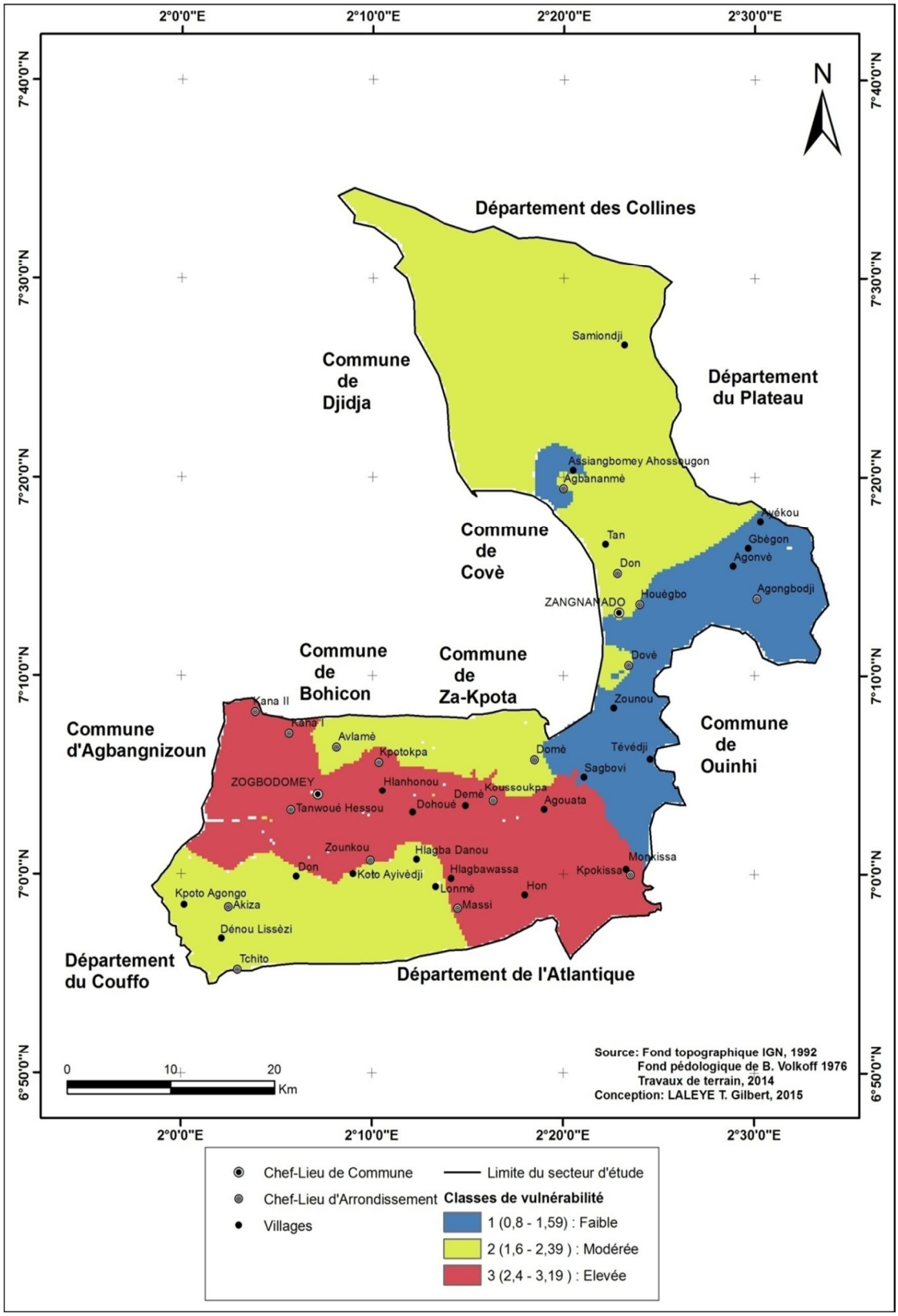


Figure 56: Vulnérabilité à la pollution de l'aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode BRGM)

6.5. Validation des cartes de vulnérabilité

La validation des cartes de vulnérabilité obtenues a porté sur l'analyse du taux de nitrates convertis en azote contenu dans les eaux souterraines de la région de Zagnanado-Zogbodomey. Ces analyses d'eaux souterraines concernent 24 échantillons (figures 59 et 60). La concentration de nitrates dans l'eau potable peut être classée selon quatre catégories : inférieure à 0,2 mg-N/l (aucune influence humaine), entre 0,21 et 3,0 mg-N/l (influence possible des activités humaines), entre 3,1 et 10 mg-N/l (influence très nette des activités humaines mais sans impact apparent sur la santé), supérieure à 10 mg-N/l (impact majeur des activités humaines et effets possibles sur la santé) (INSP du Québec, 2003).

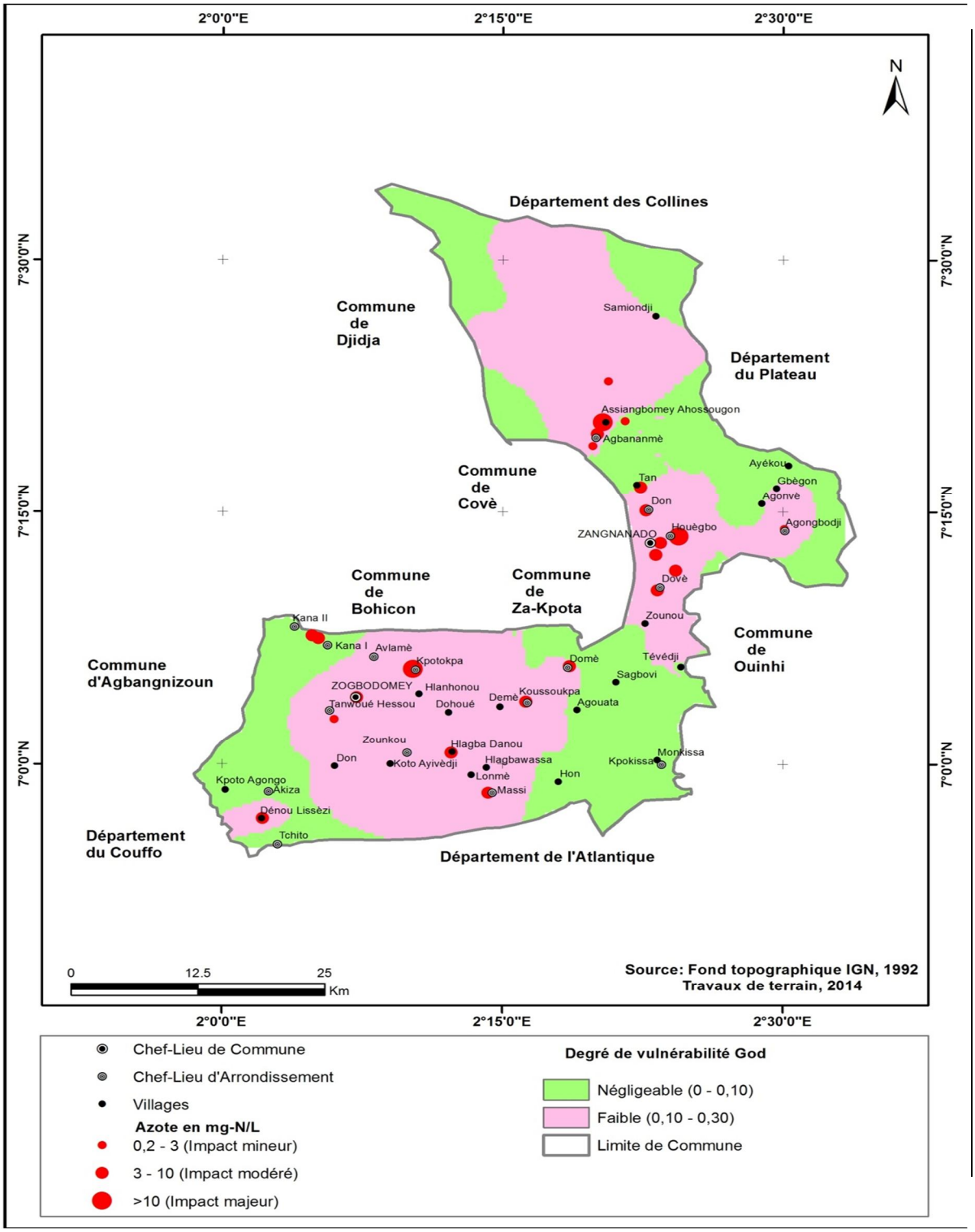


Figure 57: Distribution spatiale des teneurs en nitrates (en mg-N/l) de la nappe superficielle des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode GOD)

.

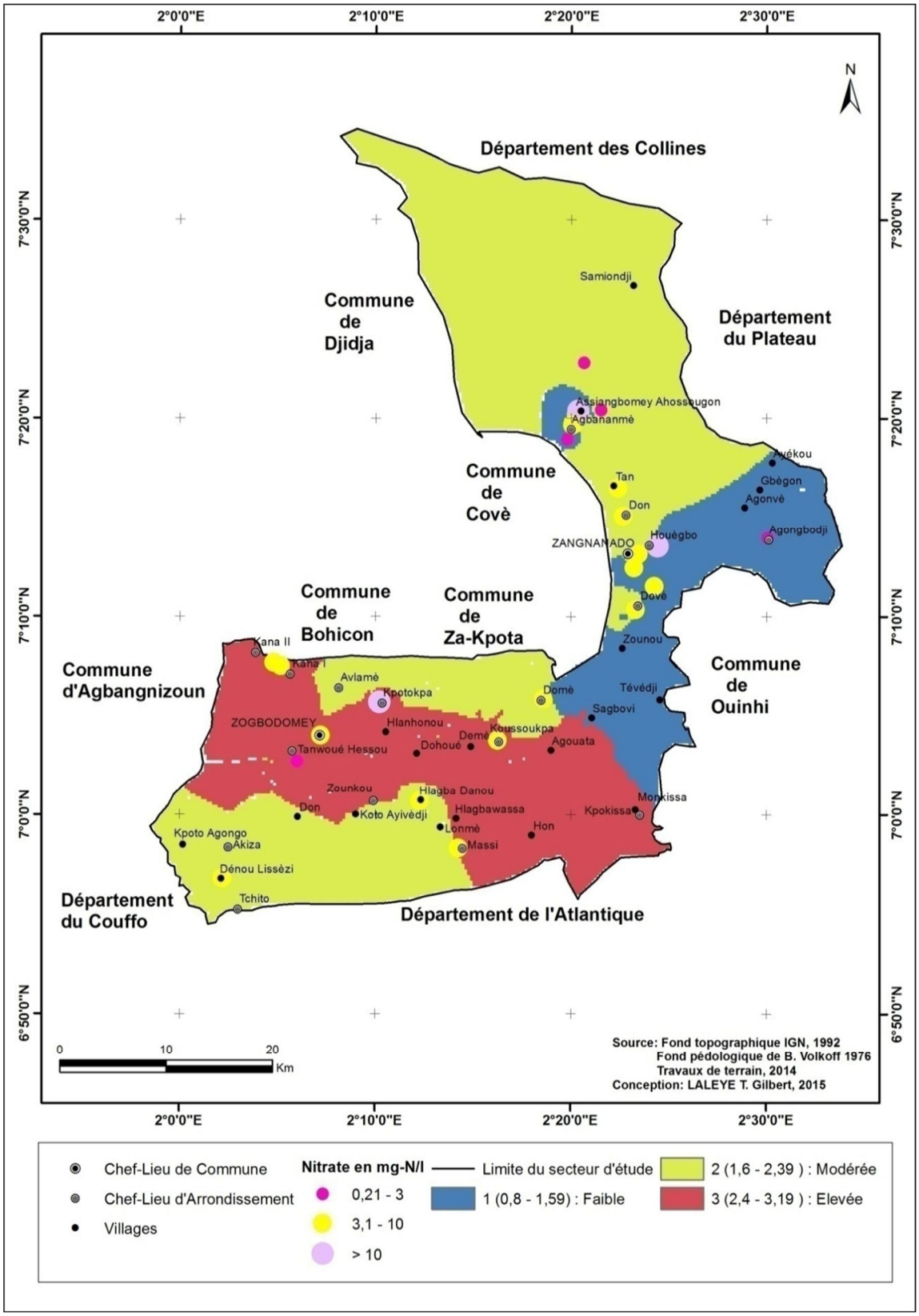


Figure 58: Distribution spatiale des teneurs en nitrates (en mg-N/l) de la nappe superficielle des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (Méthode BRGM).

6.6. Comparaison des résultats d'application de la méthode BRGM et de la méthode GOD

Deux degrés de vulnérabilité à la pollution sont mis en évidence par la méthode GOD. Par contre, trois degrés de vulnérabilités à la pollution sont décelés par la méthode BRGM.

❖ **Pour la Carte BRGM**

Pour la méthode BRGM utilisée, la classe de vulnérabilité la plus importante est la classe élevée suivie de la classe modérée et ensuite de la classe faible. Quant à la classe de forte vulnérabilité qui fait ressortir les zones menacées par la pollution, elle couvre près de la moitié de la commune de Zogbodomey, où le type de sol est généralement constitué des sols sur minéraux argilo-sableux remaniés et grès sur sédiment du crétacé. Ils sont sableux en surface avec 10 à 20 % d'argile et argileux en profondeur (40 – 50 % d'argile). Ils sont assez peu profonds. Les niveaux statiques relevés dans la zone sont en dessous de 5 m. Leurs propriétés physiques vis à vis de la rétention d'eau ne sont pas compensées comme le cas des terres de barre par leur grande épaisseur. Parmi les 3 valeurs de nitrate qui se trouvent au-dessus de 10 mg – N/l, une valeur coïncide avec la zone de vulnérabilité élevée. Cette valeur de nitrate indique la zone d'influence humaine qui a un impact majeur. La zone de vulnérabilité élevée regroupe les arrondissements de Zogbodomey-centre, de Massi, de Koussoukpa, de Kpokissa, de Tanwé-Hessou, de Zoukou, qui ont une densité élevée de la population dans la commune de Zogbodomey (RGPHA, 2013).

La classe "Modéré" : Cette classe couvre surtout le Sud et le Nord de la commune de Zogbodomey et couvre la quasi-totalité du Nord de la commune de Zagnanado où le type de sol est généralement constitué d'une texture limono-sableux ou matériau alluvial argileux. Cette classe modérée correspond à la zone d'influence humaine qui a un impact modéré.

La classe "Faible" : Cette classe se rencontre surtout dans la vallée du fleuve Ouémé au Sud de la commune de Zagnanado. Les sols sont de texture sableuse à sable grossier. Ces sols sont profonds. Ils sont en général finement structurés en grumeleux ou en grumelo-polyédrique en surface avec un indice d'instabilité structural inférieur à 1.

❖ **Pour la Carte GOD**

Les plages de vulnérabilité élaborées à partir des indices GOD varient du "Négligeable" au "Faible". Les zones couvertes par la classe de vulnérabilité faible sont en partie identique à la zone de vulnérabilité faible de la méthode BRGM (sauf le centre de Zogbodomey et le centre du Nord de Zagnanado). Aussi les plages de vulnérabilité négligeable qui ont été mises en évidence par la GOD, traduisent le degré de vulnérabilité modérée ou élevé de la méthode BRGM.

Les résultats obtenus par chacune des deux méthodes ont été analysés en fonction de la répartition des valeurs d'indices sur la carte, mais il est également intéressant de comparer les cartes entre elles. I1 s'agit d'une comparaison de surface qui permet de voir, par le biais de recoupement de surface, dans quelle mesure les cartes sont différentes les unes des autres et les zones où les indices sont différents. Pour ce faire, nous avons, dans un premier temps, effectué des regroupements d'indices calculés en respectant l'échelle de vulnérabilité de chaque méthode (tableau XXXIX).

Tableau XL: Classe d'indice pour la comparaison des méthodes BRGM et GOD

Méthode BGRM		**Méthode GOD**	
Classe d'Indice	Degré de vulnérabilité	Classe d'Indice	Degré de vulnérabilité
0,8 à 1,59	faible	0 à 0,10	négligeable
1,6 à 2,39	modérée	0,10 à 0,30	faible
2,4 à 3,19	élevée		

Dans la majorité de la zone d'étude, on note un décalage de deux classes d'indice entre les deux méthodes. En effet, pour la méthode GOD, l'Est et une partie de l'Ouest de Zogbodomey et l'extrémité Nord de Zagnanado sont caractérisées par la classe d'indice (0 - 0,1) lui attribuant une vulnérabilité négligeable. Cependant, la méthode BGRM leur confère un degré de vulnérabilité modéré ou élevé. Tout le centre de la commune de Zogbodomey est caractérisé par la méthode GOD d'un degré de vulnérabilité faible alors que la méthode BGRM lui attribue un degré de vulnérabilité dans une moindre mesure modéré et dans une grande mesure élevé. La méthode GOD sous-évalue donc la vulnérabilité de l'aquifère du centre de Zogbodomey avec un décalage d'une ou de deux classes d'indice par rapport à la méthode BRGM. Cependant, il existe une zone de coïncidence pour les deux méthodes, le

Sud de la commune de Zagnanado qui donne un degré de vulnérabilité faible. Les effets de la pluie efficace, de la capacité d'infiltration de l'eau dans la zone non saturé, de la perméabilité de l'aquifère et de la prise en compte de la piérrosité dans le type de sol pour la méthode BGRM expliqueraient cette variation de classe d'indice sur le centre de Zogbodomey et le reste de la commune de Zagnanado. La différence vient du fait que la méthode GOD ne prend pas en compte ces paramètres. Ils ont contribué à rehausser les valeurs des indices de BGRM. Le dosage de nitrate au niveau des nappes phréatiques de la zone d'étude a montré des signes de pollution de la nappe supérieure de la région d'étude avec des teneurs en nitrates avoisinant 11 mg-N/l à Zagnanado et proche de 10 mg-N /l dans le centre de Zogbodomey (**Annexe 4.9**) éliminant l'hypothèse de vulnérabilité négligeable pour ces aquifères. Ces teneurs de nitrate qui avoisinent 10 mg-N/l dans les zones de vulnérabilité faible ou modéré suivant les deux méthodes indiquent que la pollution des nappes ne relève pas seulement des caractéristiques hydrogéologiques et géologiques des sols mais, aussi de la densité de la population et soulève le problème d'occupation des sols. Les pressions exercées par les activités anthropiques polluantes sur une zone déterminent aussi la sensibilité des eaux souterraines à la contamination. La comparaison des différentes cartes de vulnérabilité avec les mesures de nitrates disponibles dans les eaux de la nappe ont permis de montrer que la carte la plus valide quant à l'évaluation de la vulnérabilité à la pollution par les nitrates est celle donnée par la méthode BRGM. Dans tous les cas, les zones réellement contaminées (teneur en azote supérieure à 10 mg-N/l) correspondent à celles où les indices de vulnérabilité sont élevés ou modérés. Toutefois, une zone vulnérable peut également avoir un faible indice de vulnérabilité du fait que la notion de vulnérabilité n'est pas synonyme d'une pollution actuelle, mais plutôt d'une prédisposition de ces zones à une contamination éventuelle, si rien n'est entrepris pour les protéger (Kouamé, 2007). Dans tous les cas, ces méthodes de vulnérabilité intrinsèque permettent de se faire une idée assez précise sur les zones sensibles d'une région donnée en vue de prendre des dispositions de protection nécessaires. Par ailleurs, les résultats de la validation des cartes de vulnérabilité établies pourraient être plus représentatifs si un nombre plus important de mesures de nitrates bien réparties sur toute l'étendue de la région d'étude était effectué.

Conclusion partielle

L'application des méthodes BRGM et GOD a permis d''elaborer des cartes de vulnérabilité à la pollution de la nappe superficielle de la région de Zagnanado-Zogbodomey. Cela a

nécessité une cartographie thématique détaillée concernant les différents paramètres qui sont: la profondeur de la surface de la nappe, les pluies efficaces, la recharge nette, le milieu aquifère, le sol, la zone non saturée et la perméabilité de l'aquifère. Les cartes de vulnérabilité ainsi établies, prennent uniquement en compte les facteurs hydrogéologiques qui influent sur la vulnérabilité, c'est-à-dire, les propriétés physiques qui ont un rôle dans l'infiltration, la migration et l'atténuation d'un contaminant au sein du complexe (sol, zone non saturée, aquifère). Ce sont des cartes de vulnérabilité intrinsèque qui pemettent la prise de mesures de protection. La détermination de la vulnérabilité dans les régions affectées par la pollution de nature anthropique est un élément très important pour la gestion des ressources en eau. En effet, les cartes de vulnérabilité des aquifères sont des outils standards pour contribuer à la protection des ressources hydriques souterraines contre une éventuelle pollution. Elles sont précieuses pour toute décision future. L'estimation de la vulnérabilité permet de préciser les zones les plus sensibles aux activités anthropiques. Une fois identifiées, ces zones peuvent être gérées avec précaution par les planificateurs et les utilisateurs de la terre.

CHAPITRE VII : DISCUSSION GENERALE ET SUGGESTIONS

7.1. DISCUSSION GENERALE

Nos travaux dont les objectifs principaux sont de : (i) - déterminer l'impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux des sources et forages artésiens des communes de Zagnanado et de Zogbodomey (ii) montrer la relation entre les eaux de ruissellement et les eaux des sources et forages artésiens et (iii) déterminer la vulnérabilité de l'aquifère supérieur de la région de Zagnanado-Zogbodomey à la pollution de nature anthropique, nous ont permis d'obtenir plusieurs résultats à discuter.

7.1.1. Détermination de l'impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux des sources et forages artésiens dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey

Les résultats de la présente étude ont montré que la qualité des eaux des sources et forages artésiens des communes de Zagnanado et de Zogbodomey présentent une variabilité saisonnière confirmant ainsi les travaux antérieurs réalisés au Bénin (Totin, 2010), au Niger (Hassane, 2010), au Burkina Fasso (Babaye, 2012) en Côte-d'Ivoire (Adiaffi, 2009). Cela concerne notamment les caractéristiques chimiques des eaux des sources et forages artésiens Au cours des deux saisons, la minéralisation de l'eau des sources artésiennes regroupe la conductivité électrique, les nitrates, le potassium, les chlorures, le sodium, les sulfates calcium et le magnésium. Dassi (2011) affirme que la première source de minéralisation est la dissolution, tandis que la deuxième est due au processus anthropique.

Les ions majeurs suivent la répartition suivante : $Ca^{2+} > Na^{+} > K^{+} > Mg^{2+}$ pour les cations, et $HCO^{-}_{3} > NO^{-}_{3} > SO^{2-}_{4} > Cl^{-}$ pour les anions dans les eaux des formations du Crétacé sous les argilites et marnes du Maestrichtien (sources artésiennes). Les travaux antérieurs (de la Vaissière, 2006 ; Diaw, 2008 ; Yaméogo, 2008 ; cité par Babaye, 2012), ont montré que les ions Ca^{2+} ,Mg^{2+} sont généralement fournis par l'hydrolyse, donc d'origine profonde, alors que les ions NO_3^- proviennent en général des sources superficielles. Les ions majeurs suivent la répartition suivante : $Na^{+} > Ca^{2+} > K^{+} > Mg^{2+}$ pour les cations, et $HCO^{-}_{3} > Cl^{-} > NO^{-}_{3} > SO^{2-}_{4}$ pour les anions dans les eaux des forages artésiens. La géochimie des eaux des forages a mis en évidence la sensibilité de l'aquifère aux pressions de surface. Les eaux des forages sont majoritairement caractérisées par un déficit en Ca^{2+} lié à des teneurs relativement élevées en Na^{+}. Un processus d'échange cationique semble se produire dans les formations aquifères de Crétacé, conduisant à une adsorption préférentielle du cation divalent, entrainant une concentration dans la solution de l'ion Na+, d'où un déficit en Ca^{2+} et un enrichissement en

Na^+ (Hassane, 2010). La présence des ions NO_3^- dans ce groupe exprime l'influence des activités antropiques dans l'acquisition de la minéralisation des eaux des sources . Les nitrates sont de très bons indicateurs de pollutions diffuses. Ces derniers ont comme origine naturelle principale, la dégradation de la matière organique, ce qui amène leur concentration maximale dans les eaux souterraines à environ 12 mg/L (Desbordes, 2001). La relation entre les teneurs en nitrates et les concentrations des éléments sulfates et chlorures peut alors permettre de distinguer l'origine de ces minéraux. Que cela soit dans les eaux des sources que dans celles des forages artésiens, les nitrates sont corrélés avec les chlorures. La relation entre les deux éléments, confirme que les chlorures proviennent essentiellement des activités anthropiques. L'agriculture et l'élevage apportent divers éléments chimiques (Na^+, NO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-},..) qui sont entraînés jusqu'à la nappe par les eaux d'infiltration (Babaye, 2012). L'ACP réalisée sur les eaux souterraines a montré que l'ion NO_3^-, est d'origine superficielle. Aussi, la relation des nitrates avec les chlorures a mis en évidence leur origine commune en partie. Si on admet l'hypothèse selon laquelle les nitrates sont d'origine superficielle, la nappe aurait donc sa teneur maximale en fin des saisons pluvieuses (Saâdi *et al.*1999); Hamza *et al.* 2007; Babaye 2012). Pour vérifier cette hypothèse, la variation des teneurs en nitrates entre la saison pluvieuse et sèche a été analysée. De nos observations, il ressort que la quasi- totalité des eaux des sources ont les valeurs élevées en nitrate pendant la saison pluvieuse [Massavi (21,8 mg/l contre 15,9 mg/l), Wakpa (7,1 mg/l contre 6,5 mg/l), Ahandatin (31,4 mg/l contre 23,7 mg/l), N'bèdè (10,5 mg/l contre 8,8 mg/l), Dovè (7,4 mg/l contre 6,1 mg/l)]. Les nitrates (NO_3^-) et les nitrites (NO_2^-) sont des ions présents de façon naturelle dans l'environnement. Ils sont le résultat d'une nitrification de l'ion ammonium (NH_4^+), présent dans l'eau et le sol, qui est oxydé en nitrites par les bactéries du genre *Nitrosomonas,* puis en nitrates par les bactéries du genre *Nitrobacter* (I NSP Québec, 2003). Dans les eaux naturelles non polluées, le taux de nitrates est très variable (de 1 à 12 mg/L), suivant la saison et l'origine des eaux (Desbordes, 2001). La présence de nitrates à des teneurs au-dessus de 12mg/l dans l'eau de consommation est principalement attribuable aux activités humaines (INSP Québec, 2003). Le problème des nitrates dans les deux communes est la conséquence directe du développement de l'élevage d'une part, et de l'utilisation massive des engrais pour les cultures de rente comme le coton d'autre part. Il n'existe pratiquement pas d'infrastructures pastorales adéquates dans les deux communes. Ces animaux laissés en divagation polluent l'environnement par leurs déjections. La non maîtrise des techniques d'élevage, l'inaccessibilité aux soins vétérinaires font qu'on assiste malheureusement à un fort taux de mortalité des petits ruminants. Souvent, les bêtes

mortes sont jetées sur les tas d'ordures. L'azote est un constituant essentiel de tous les êtres vivants puisqu'il entre dans la composition des protéines et des acides nucléiques. Les nitrates peuvent provenir des déchets organiques (humains et animaux). En milieu rural, la pollution est surtout liée à la production de culture de rente qui demande l'application de pesticides et de fertilisants. Souvent ces produits sont utilisés en excès, ce qui a une influence néfaste sur le sol.

Il est largement reconnu que la principale source de contamination par les nitrates est l'utilisation massive des engrais en agriculture, suivie des déjections animales et humaines (Levallois et Phaneuf, 1994 ; Chartrand *et al.,* 1999). Le secteur agricole serait à l'origine d'au moins deux tiers des rejets d'azote dans l'eau au Québec (Gareau, 2007). L'étude de Rousseau *et al.* (2004) confirme que, dans les bassins versants où dominent les activités agricoles, l'eau de surface continue à être affectée par des concentrations excessives d'azote. Les bassins versants agricoles au Canada ont ainsi enregistré des concentrations dépassant de deux à cinq fois la valeur repère de 1 mg/l, et même jusqu'à plus de six fois le seuil repère des eaux de surface (Simard, 2004). Soulignons que la concentration recommandée par l'OMS 11 mg-N/L n'est pas basée sur le principe de précaution, car une concentration de 3,1 mg-N/L dénote déjà une influence certaine des activités humaines, mais sans impact apparent sur la santé (INSPQ Québec, 2003).

La décomposition des nitrates dans le sol étant très lente (jusqu'à plusieurs dizaines d'années), seule une fraction de l'azote est transformée chaque année en nitrates. La qualité de l'eau souterraine serait affectée par la teneur élevée en nitrates dans les années à venir, tribut à payer aux forts rendements agricoles. Contrairement à l'Europe (Martelas *et al.,* 19997; Hallet, 1998 ; Marjolet *et al.,* 2000 ; Widory *et al.,* 2004 ; Durand, 2005 ; Orban, 2009) et à l'Afrique du Nord (Saâdi *et al.,* 1999 ; Hamza et al, 2007) où la pollution diffuse liée aux activités agricoles est dominante, l'Afrique Sub-Saharienne est plutôt soumise aux pollutions ponctuelles dues aux effluents d'égout et/ou aux latrines (Girard, 1993; Nkotagu, 1996 ; Tandia *et al.,* 1999) et à l'élevage (Diouf, 1999). L'apport de nitrates issus des latrines, généralement accompagné de chlorures issus des urines, peut dans certains environnements contenant des carbonates, conduire à la libération de calcium et la baisse du pH (Hassane, 2010). Les nitrates ont longtemps été considérés comme des contaminants d'origine agricole, et de ce fait on s'attend à les rencontrer en quantité plus élevée dans les eaux souterraines des zones périurbaines qu'en zones urbaines (Hassane, 2010). Or des concentrations élevées en nitrates sont apparues en zones urbaines liées à des sources différentes associées à

l'urbanisation (Longo, 2009 ; Adiaffi, 2009 ; Hassane, 2010). L'évaluation du degré de pollution dans la zone d'étude nous permet de dire que la qualité des eaux des sources et forages artésiens a connu ces dernières années une détérioration à cause des polluants microbiens, de la présence de nitrates à une concentration au- delà de la concentration en nitrate d'une source naturelle (12 mg/l) (Desbordes, 2001). La concentration de la nappe phréatique dans la région d'étude est à des endroits donnés proche de 50 mg/l, valeur limite acceptable par l'OMS pour l'alimentation humaine. Lorsqu'on tient compte du décret 2001-094 du 20 février 2001 pour la protection des eaux destinées à la consommation, la concentration en nitrate de la nappe phréatique est au-dessus de 45 mg/l, à Dohounmè, Assiangbomé dans la commune de Zagnanado et à Avlamé kotokpa 2 dans la commune de Zogbodomey.Dans une étude, où l'on évaluait le risque de contamination de l'eau souterraine par les nitrates pour la santé d'une population rurale de l'Oregon, les résultats ont révélé que 23% de la population consommait une eau contenant plus de 10 mg/L de nitrates. Toujours selon cette étude, 2,4% des puits situés en milieu rural présenteraient des concentrations supérieures à 10 mg/L et la moyenne nationale serait de 1,6 mg/L (Mitchell et Harding, 1996). Selon une enquête nationale effectuée en France, 2% de la population consommeraient une eau dont la concentration en nitrates est supérieure à la norme (Landreau, 1984). L'auteur a aussi montré dans cette étude que 80% de la population consommerait une eau ayant entre 0 et 5 mg/l de nitrates. Les résultats de notre étude montrent aussi que la population qui s'approvisionne au niveau des eaux des forages artésiens étudiés consomme une eau ayant entre 1,9 et 15,2 mg/L de nitrates et celle qui s'approvisionne au niveau des sources étudiés consomme une eau ayant entre 2,1 et 31,4 mg/L. Les activités anthropiques ont un impact sur la qualité de l'eau des sources et forages artésiens des communes de Zagnanado et Zogbodomey. Depuis la mise au point d'engrais azotés de synthèse, l'agriculture moderne s'est affranchie des mécanismes naturels. L'enjeu actuel est que l'agriculture s'oriente vers un meilleur respect du milieu tout en maintenant une productivité élevée afin de répondre au défi alimentaire mondial, ce qui est qualifié par certains « d'agriculture écologiquement intensive ».

Aussi faudra t-il mettre en place des structures de pré-collecte des ordures ménagères et un système de traitement et de gestion desdites ordures dans les deux communes. La présence des ordures ménagères aux alentours des routes et des habitats avec des dépotoirs sauvages du fait de l'inexistence de structures de pré-collecte des ordures ménagères et de l'absence d'un système de traitement et de gestion desdites ordures est un facteur de dégradation de

l'environnement autour des points d'eau. Ces dépotoirs sauvages sont souvent sur le lit des eaux de ruissellement qui les drainent et entrainent le comblement des cours d'eau, la pollution de l'eau, de l'air et du sol. La mauvaise gestion des ordures n'est pas le seul facteur de dégradation de l'environnement autour des points d'eau. Les eaux usées domestiques en constituent également un facteur non négligeable. Les eaux usées domestiques sont porteuses de pollutions organiques et se répartissent en eaux ménagères provenant de la cuisine et de la salle de bain, elles sont essentiellement chargées en détergents, graisses et débris organiques. La pollution métallique des eaux constitue un véritable problème environnemental en Afrique. Au Nigéria, d'importantes teneurs en métaux lourds ont été observées par Ololade et Ajayi (2009) dans les eaux de la principale rivière de l'état d'Ondo. Au Maroc, ces fortes teneurs ont été également observées par Blidi et al. (2007) dans les eaux d'irrigation d'une rizière du Gharb. Les travaux de Ben Bouih et al. (2005) ont également mis en évidence de fortes teneurs en métaux lourds dans les sédiments du lac Fouarat au Maroc. Pour toutes ces eaux, la pollution métallique observée dans le milieu trouve son origine au niveau des activités anthropiques à savoir, les rejets d'ordures ménagères, le lessivage agricole et les rejets liés aux activités industrielles. Pour Hakom et al. (2001), cités par Ben Bouih et al. (2005) à ces sources s'ajoute la pollution métallique issue des garages de la mécanique, des ateliers de traitement de surface des véhicules par la peinture, des stations de distributions de produits pétroliers, et des industries de textile. Selon El Asslouj et al. (2007) les activités anthropiques sont à l'origine de la pollution des eaux souterraines de la communauté. Aussi, les résultats de concentration de nitrates dans l'eau indiquent que la culture du coton présente un risque pour l'eau souterraine. Ainsi les activités anthropiques ont des impacts sur la qualité des eaux des sources et forages artésiens. L'hypothèse n°1 est vérifiée.

7.1.2. Rôle des linéaments dans la contamination des eaux souterraines

Dans cette étude, les linéaments ont été extraits à partir d'images Landsat et du modèle numérique d'altitude (MNA). Du point de vue imagerie, les images Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) fournies par le site américain ftp://easpolu.ecs.nasa.gov/sstm/version:Africa ont été utilisées. L'orientation majeure NE-SO de ces linéaments repérés sur l'image radar est en accord avec la fracturation (relevée à l'affleurement et sur carte géologique) des formations géologiques du site d'étude. Cette validation est basée sur la comparaison des directions des grandes familles de linéaments (issus du traitement de l'image radar) avec les directions de fracturation relevées sur la carte

géologique. D'après la carte dressée par géophysique sismique (GRE, 2001) pour la recherche pétrolière, les sédiments anté-Miocène sont également fracturés par des linéaments de direction ENE à OSO. C'est le cas des sables crétacés et éocènes des 3 plateaux septentrionaux (d'Applahoué, Abomey et Kétou) et plus particulièrement de ces formations dans la zone sud de Bohicon (Achidi *et al.* 2012).

L'expérience a montré l'intérêt de données de télédétection pour la recherche des aquifères, particulièrement dans les régions de socle (Scanvie, 1983). La carte du linéament obtenue a une importance appréciable en hydrogéologie du milieu du bassin sédimentaire côtier. Elle permet de mettre en évidence les nœuds de fractures d'une part et d'autre part les couloirs potentiels d'écoulement souterrain. Si la source souterraine est salubre, la contamination bactérienne des eaux de ruissellement n'exerce aucune influence directe sur la nappe souterraine. Cependant, l'efficacité du processus de filtration naturelle peut dépendre de plusieurs facteurs, dont une liaison assez directe entre les eaux de ruissellement et la nappe (Fernandes et Rudolph, 2001; Naik *et al.* 2001; Neves et Morales, 2007 ; Kouamé *et al.*, 2010) ont mis en évidence la bonne corrélation entre la productivité des puits et les discontinuités détectées par les linéaments. En utilisant l'hypothèse que les linéaments correspondent à des structures cassantes dans le socle rocheux, l'intersection apporte de l'information importante.

La présence des germes bactériologiques uniquement en saison des pluies au niveau des forages et le grand nombre de ces germes au niveau des sources attestent l'influence des eaux de ruissellement sur la qualité des eaux des forages et sources artésiens. D'après des études sur la durée de vie de *E. Coli* dans divers types de sols, les résultats montrent que de manière générale, le temps de survie dans le compartiment sol est très variable : il se compte parfois en semaine, mais aussi en mois, et même quelquefois en année, par exemple dans le cas d'un sol gelé (Majdoub *et al.* 2003 ; Givord et Dorioz , 2010). Puisque des bactéries telles que *E. coli* survivent pendant des semaines ou des mois dans l'eau et six mois ou plus dans le sol, elles devraient, en principe, disparaître de l'eau qui s'écoule et mourir durant le processus de filtration naturelle. Étant donné la durée de vie assez brève de ces organismes, la présence de bactéries fécales dans une nappe souterraine signale l'existence, en surface, d'un point de contamination fécale à une distance pouvant être parcourue rapidement, ainsi qu'une filtration naturelle inadéquate par les matières souterraines entourant la grille d'entrée du point d'eau. S'il existe un passage direct entre un puits ou un aquifère et les eaux de ruissellement, les bactéries vivantes peuvent pénétrer directement dans la source d'eau souterraine. De même la

présence des Coliformes fécaux révèle que la contamination provient de la surface. Les bactéries fécales, y compris *E. coli*, sont présentes dans l'eau brute. Les organismes se trouvant dans l'eau des sources et forages artésiens peuvent provenir des couches de protection partielles contaminées par des déchets (excréments d'oiseaux et de mammifères en particulier) ou par des personnes ou des animaux infectés.

Aussi, faut-il souligner que le dénombrement de nombreux germes au niveau des sources artésiennes est aussi le fait que ces sources sont de véritables lieux d'activités domestiques de toutes sortes comme la lessive, la vaisselle et aussi de baignade. En effet, les substances toxiques naturelles et celles produites par les activités domestiques sur les sites polluent l'eau de ces sources. Les déchets issus de la lessive, de la baignade, de la vaisselle, et autres activités contribuent ainsi à l'augmentation de la concentration des matières en suspension dans l'eau donc à sa pollution. En Afrique, plusieurs études ont été réalisées sur les linéaments et ont permis d'obtenir des résultats significatifs. Pour l'étude de gestion en eau, on peut citer notamment des études réalisées dans plusieurs pays en développement. Au Botswana, une étude a été menée par le BRGM pour améliorer l'alimentation en eau de la capitale (Scanvic, 1992). Le but de l'étude était de définir la géomètrie du réseau de fractures susceptibles de constituer des drains favorables à l'existence d'un réservoir d'eau souterraine.

Berard *et al.* (1990), dans une étude pour l'approvisionnement en eau d'un ensemble industriel (mine d'or) au Soudan, ont montré l'apport des images Landsat combinéés avec des études antérieures pour implanter des forages et mettre en évidence l'existence de nouveaux aquifères. Dans une étude des linéaments dans la région de Marahoué (Côte d'Ivoire) sur des images Landsat, Biémi *et al.* (1991) ont établi un diagramme permettant de définir les forages en milieu du socle fissuré afin de contôler les implantations futures de forages et d'assurer leur gestion. Plus récemment Adiaffi (2009) a utilisé l'étude de l'imagerie satellitale pour obtenir le réseau de fractures du socle de la zone de contact "socle-bassin sédimentaire" du sud-est de la Côte d'ivoire. . La présence des germes témoins d'une pollution fécale en saison pluvieuse dans les forages indique qu'il y a échange entre eau de ruissellement et eau souterraine. L'hypothèse n°2 est vérifiée.

7.1.3. Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution des aquifères continus et niveau de pollution par les nitrates de la nappe superficielle de la région Zagnanado - Zogbodomey

Les eaux souterraines sont considérées comme l'une des ressources les plus importantes pour l'approvisionnement en eau potable du fait de leur grande capacité de stockage ainsi que de

leur faible exposition aux polluants contrairement aux eaux de surface. Cependant, certaines sources de pollution diffuses provenant des activités anthropiques (pratiques agricoles, exploitations des décharges incontrôlées et absence de systèmes d'assainissement) constituent une menace de pollution pour ces ressources en eau.

Dans une région donnée, le risque de pollution est une combinaison de plusieurs facteurs hydrogéologiques et anthropiques en présence des sources de contamination. La détermination de la vulnérabilité dans les régions affectées par la pollution de nature anthropique est un élément très important pour la gestion des ressources en eau. En effet, les cartes de vulnérabilité des aquifères sont des outils standards pour contribuer à la protection des ressources hydriques souterraines contre une éventuelle pollution. Elles sont précieuses pour toute décision future.

Dans le cadre de la présente étude, deux méthodes sont appliquées :

- la méthode GOD (Foster et Hirate, 1988) ;

-la méthode proposée par le BRGM, (BRGM/RP-55874-FR, 2007 ; BRGM/RP-63311-FR, 2014) pour les aquiféres continus.

La méthode GOD utilise une approche empirique où la vulnérabilité des aquifères est définie en fonction de l'inaccessibilité de la zone saturée, au sens de la pénétration du polluant, et de la capacité d'atténuation que présente la couche sus-jacente à la zone saturée. L'approche employée pour ce modèle a recours à trois paramètres. Le premier réside dans l'identification du type d'aquifère en fonction de son degré de confinement (Ci), le deuxième correspond à la profondeur de la nappe (Cp) et le troisième est défini par la lithologie de l'aquifère (Ca) (Murat *et al*. 2003). La méthode GOD selon Bézelgues *et al*. (2002), permet de réaliser une estimation rapide de la vulnérabilité d'un aquifère. L'importance de GOD réside dans le fait qu'il tient seulement compte des facteurs les plus significatifs pour évaluer la vulnérabilité. La base de données relative à ces paramètres est facilement accessible (Dibi, 2013). Dans la méthode proposée par le BRGM, la vulnérabilité intrinsèque est calculée à partir de la somme pondérée de plusieurs paramètres classifiés et conduit à une carte unique de vulnérabilité intrinsèque aux transferts souterrains, pour un type d'aquifère donné (Vernoux *et al.*, 2014). Pour un aquifère continu par exemple, l'infiltration et les caractéristiques du sol sont les paramètres les plus importants à prendre en compte pour caractériser la vulnérabilité.

C’est pour mieux cerner la représentativité ou le mécanisme de la vulnérabilité à la pollution que la présente étude a été appliquée à la région de Zagnanado–Zogbodomey.

Toute carte de vulnérabilité élaborée est testée et validée par des mesures et l’analyse de données chimiques des eaux souterraines. En effet, plusieurs auteurs comme Isabel *et al*. (1990); Champagne et Chapuis (1993); Mohamed (2001); Jourda *et al*. (2006); Hamza *et al*. (2007) et Kouamé (2007); ont vérifié la validité des méthodes d’évaluation de la vulnérabilité à la pollution en se basant sur des données chimiques des eaux souterraines. La validité de l’évaluation de la vulnérabilité à la pollution par les méthodes BRGM et GOD, dans le cas de cette étude, a été testée par la concentration des nitrates dans les eaux. Cette activité a été réalisée en établissant une comparaison entre la répartition des nitrates dans les eaux de la nappe et la distribution des classes de vulnérabilité. La validation des cartes de vulnérabilité obtenues a porté sur l’analyse de teneur en nitrates des eaux souterraines de la région de Zagnanado-Zogbodomey. Ces analyses d’eaux souterraines ont concerné 24 échantillons.

Trois degrés de vulnérabilité à la pollution sont mis en évidence par la méthode BRGM : faible, modérée et élevée. Deux degrés de vulnérabilité à la pollution sont mis en évidence par la méthode GOD : négligeable, faible. Parmi les 3 valeurs d’azote supérieur ou égal à 10 mg-N/l qui caractérisent l’impact majeur de l’influence humaine, toutes ces trois valeurs coïncident à la zone de vulnérabilité faible de la méthode de GOD. Par contre, une de ces trois valeurs coïncide à la zone de vulnérabilité élevée de la méthode BRGM, qui caractérisent l’impact majeur de l’influence humaine et les deux autres sont à la lisière de la zone de vulnérabilité modèrée avec la zone de vulnérabilité faible, qui caractérisent une l’influence humaine modérée. La présence de zone de vulnérabilité faible dans les deux méthodes s’explique par le type de sol caractérisé par une texture argilo sableux. Dans une étude effectuée par Banton *et al*. (1992) sur l'évaluation des pertes azotées dans les eaux souterraines, les concentrations de nitrates mesurées dans le sol et dans l'eau diminuaient avec la profondeur dans le sol et que les sites argileux étaient moins perméables que les sites sablonneux.

La comparaison des différentes cartes de vulnérabilité avec les mesures de nitrates disponibles dans les eaux de la nappe ont permis de montrer que la carte la plus valide quant à l’évaluation de la vulnérabilité à la pollution par les nitrates est celle donnée par la méthode BRGM. Ces teneurs de nitrate qui avoisinent 10 mg-N/l dans les zones de vulnérabilité faible ou modéré suivant les deux méthodes indiquent que la pollution des nappes ne relève pas seulement des caractéristiques hydrogéologiques et géologiques des sols mais, aussi de la

densité de la population et soulève le problème d'occupation des sols. Les pressions exercées par les activités anthropiques polluantes sur une zone déterminent aussi la sensibilité des eaux souterraines à la contamination.

L'interpolation utilisée peut entraîner des erreurs dans l'évaluation des paramètres, car elle n'est fiable qu'à l'intérieur des intervalles délimitées par les données ponctuelles (Jourda *et al.*, 2006). L'une des difficultés de l'application des méthodes BRGM et GOD est également les limites des classes et les cotes qui sont assignées aux différents paramètres (Murat, 2000). En effet, les limites des classes standards ne correspondent pas très souvent à la réalité de la zone étudiée car, comme le fait remarquer les travaux de Lobo-Ferreira *et al.*(2003), ces classes peuvent toujours regrouper en leur sein des entités différentes. Dans ces conditions, l'agrégation des cotes n'est pas toujours identique à celle définie par la méthode (GOD) de même que les indices de vulnérabilité BRGM. Les travaux de Anani (2006) ont abouti à des conclusions similaires. Les limites des différentes classes ne sont donc pas des valeurs absolues, mais plutôt des valeurs relatives (Jourda *et al.*, 2006). Ces limites peuvent alors varier d'une étude à une autre et d'une région à une autre. Toutes ces limites soulevées dans l'élaboration des cartes de vulnérabilité à la pollution par ces deux méthodes intrinsèques, n'altèrent en rien leur fiabilité. Plusieurs travaux réalisés dans différents contextes ont abouti à des résultats similaires (Murat, 2000 ; Murat *et al.*, 2003 ; Fofana, 2005 ; Anani, 2006 ; Kouamé, 2007) avec les méthodes de GOD et DRASTIC. Les résultats de la validation des cartes de vulnérabilité établies pourraient être plus représentatifs si un nombre plus important de mesures de nitrates bien réparties sur toute l'étendue de la région de Zagnanado-Zogbodomey était effectué. La vulnérabilité intrinsèque dépend des caractéristiques géologiques et hydrogéologiques naturelles qui déterminent la sensibilité des eaux souterraines à la contamination par les activités anthropiques. La composition minéralogique des formations aquifères de la région influe sur la qualité chimique des eaux des sources et forages artésiens. La sensibilité des eaux souterraines à la contamination par les activités anthropiques dépend en partie des caractéristiques géologiques et hydrogéologiques naturelles. L'hypothèse n° 3 est vérifiée en partie. En côte

d'Ivoire Dibi *et al,* 2013) ont utilisé les méthodes DRASTIC et SINTACS et ont montré que l'une est plus adapté que l'autre dans la zone d'étude. Au Bénin Alassane, 2004 a utilisé les méthodes DRASTIC et GOD et il a montré que La méthode GOD sous-évalue la vulnérabilité de la plaine de Porto-novo d'une classe d'indice.

7.2. SUGGESTIONS

En transformant leur environnement, les sociétés modifient le cycle de l'eau (Laurent et Dupont., 2011). Les transformations se font sentir à différentes échelles. Les changements d'occupation et d'utilisation des terres sont l'une des principales causes d'altération des processus hydrologiques tant superficiels que souterrains (Vissin, 2007 ; Dams *et al.*, 2008 ; Amoussou, 2010) et de la qualité des eaux (Totin, 2010). La protection préventive des eaux souterraines contre la pollution et la garantie d'une eau d'une qualité irreprochable constituent des enjeux majeurs en vue d'assurer aux générations futures un approvisionnement durable en eau potable.

7.2.1. Stratégies de protection des eaux des sources et forages artésiens dans les deux communes

Avec l'avènement de la décentralisation en 2003, les communes ont en charge la gestion communautaire des infrastructures et le développement à la base. L'effectivité s'est traduite par la prise des lois et décrets mis en application. Ainsi, la loi n° 97-029 du 15 janvier 1999 portant organisation des communes en République du Bénin dispose dans le secteur de l'eau, que les collectivités locales sont chargées de la réalisation et l'installation des infrastructures hydrauliques ; de la fourniture et de la distribution de l'eau potable, de l''évacuation des eaux pluviales, de la collecte et du traitement des déchets. Dans les deux communes, les structures communales n'ont pas réussi à mettre en application toutes les dispositions prévues par cette loi. Certes les services qui s'occupent de l'eau et assainissement sont crées. Actuellement, ces services s'atèlent dans la construction des ouvrages hydrauliques, mais, le volet assainissement reste à l'étape embryonnaire. Les populations sont en manque de mesure d'accompagnement. Les actions de sensibilisation doivent être encouragées. Des structures de collecte et de traitement des ordures doivent voir le jour.

7.2.2. Gestion de la qualité des eaux des sources et forages artésiens

Une gestion efficiente de la qualité des eaux souterraines, essentiellement celle de sources et forages artésiens implique avant tout l'assainissement autour de ces derniers et la mise en place d'un Système d'Information Environnementale et Sanitaire (SIES). Cette mesure vise à améliorer la santé environnementale et, par conséquent, à réduire le risque de contamination des eaux souterraines. La protection des aquifères passe par l'aménagement d'infrastructures adéquates de gestion des excrétas, des déchets solides et des eaux usées dans les agglomérations rurales et, surtout, urbaines de la région de Zagnanado et Zogbodomey. La

bonne gestion des excrétas nécessite l'utilisation de latrines collectives publiques ou individuelles étanches afin de réduire le risque hydrofécal et la contamination des nappes souterraines. Dans ce cadre, le respect des normes OMS d'installation des latrines est de mise, à savoir: *(i)* maintenir le fond de la latrine à 1,5 m au moins, au-dessus de la nappe phréatique, *ii)* garder une distance de 6 m entre les habitations et les cabinets à fosses et (iii) garder une distance de 15 m entre les sources d'eau et les latrines. Ces normes OMS incitent à l'adoption d'une approche écosystémique de gestion des excrétas et des hydrosystèmes souterrains. Pour ce faire, la construction de la latrine ECOSAN (photo 7.2) promue par le Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement (EAA) à faible coût semble être une solution des plus adéquates (Totin, 2010).



(A)



(B)

Photo 7.2: Latrines ECOSAN à quatre fosses munies de plaques chauffantes solaire à Adjarra (A)

Et à double fosses munies de plaques chauffantes à Tohouè, Sèmè-Podji (B)

Source ***:*** *prise de vue : CREPA-Bénin, 2008*

Cette latrine écologique est constituée de fosses d'aisance semi enterrées ou surélevées avec la particularité que les fèces humains sont séparées des urines (Konmy, 2005) et ne communiquer trop avec le sol et la nappe. Elle empêche l'infiltration des excrétas dans le sol et par conséquent, vers l'aquifère tout en diminuant le développement des agents polluants des eaux et réduire la pollution bactériologique.

Les observations du terrain ont permis de se rendre compte que la contamination bactérienne des sources proviendrait de l'environnement immédiat et rapproché des sources. En effet, les sources artésiennes sont situées dans la brousse ou la population font leurs besoins du fait de l'inexistence des latrines familiales ou publiques. Des activités anthropiques denses au niveau des sources et le non respect du périmètre de protection immédiat, rapproché ou éloigné qui vise à empêcher des déversements ou des infiltrations de substances polluantes à l'intérieur ou à proximité du pont d'eau contribuent à la pollution des sources artésiennes.

Le rayon de la zone de protection immédiate dépend des caractéristiques hydrodynamiques de la nappe, celui-ci est compris entre 10 et 50 mètres. Cette protection immédiate doit être délimitée par la structure communale compétente. D'autres périmètres comme celui de protection rapproché ou éloigné sont bien définis pour la protection des eaux destinées à la consommation (Articles 27 à 33 du décret 2001-094 du 20 février 2001). Aucune de ces mesures de protection ne sont prises pour l'assainissement des alentours des sources, malgré les programmes d'hydraulique villageoises qui s'efforcent de réaliser des installations fiables du point de vue technique. Pour des raisons économiques (frais d'abornement élevé de la SONEB), les populations de la commune de Zagnanado continuent d'utiliser les ressources en eaux des sources artésiennes nonobstant la qualité non acceptable de celles-ci. Aussi, apprécient-elles la qualité du point de vu douceur et fraîcheur de l'eau. Toutefois, les collectivités locales en charge de la gestion communautaire des infrastructures et du développement à la base doivent s'assurer d'une part, que celles-ci soient économiquement viables, et socialement acceptables et d'autre part, garantir la sécurité des installations contre toutes activités susceptibles de porter atteinte de manière directe ou indirecte à la qualité de l'eau dans la commune. Il faudra donc mettre en place un processus de changement positif de la gestion des ressources en eau, au regard du cadre général de la GIRE défini par le Global Water Partnership (2000). La GIRE (Gestion Intégrée des Ressources en Eau) est définie par le Partenariat Mondial pour l'Eau (2000) comme : « un processus de promotion du développement et de la gestion coordonnée de l'eau, des terres et des ressources associées, en vue de maximiser, de manière équitable, le bien-être économique et social qui en résulte, sans pour autant compromettre la durabilité des écosystèmes vitaux ».

Ces stratégies ne réussiront que si les populations sont impliquées et sensibilisées pour un changement de comportement à travers un SIES autour des points d'eau. Il est fondamental d'initier et de conduire une étude diagnostique sur la salubrité autour des sources et des forages et sur les comportements inadéquats d'approvisionnement en eau. Dans la dynamique

de la GIRE, les connaissances, attitudes, pratiques et croyances des communautés rurales et urbaines doivent être prises en compte.

7.2.3. Approche communicationnelle et éducationnelle sur l'eau

L'éducation, la formation, et la prise de conscience constituent des possibilités de changement social important (GWP, 2000). L'application des règles d'hygiène au niveau des sources et le traitement des eaux avant consommation sont primordiaux. Le traitement de l'eau a pour but principal d'éliminer ou de détruire ces micro-organismes en vue de réduire le risque de maladie. De nombreuses techniques sont utilisées pour assainir l'eau. Elles sont regroupées en trois sections :

- Assainissement par ébullition
- Assainissement chimique (l'eau de javel et aquatabs etc.)
- Assainissement mécanique (filtres traditionnelles)

L'une des actions premières sans contraintes majeures pour les populations de la commune est de faire bouillir l'eau avant la consommation. Les techniques endogènes des populations pour le traitement de l'eau consistent à utiliser les subtances végétales. Le Moringa est utilisé au sud du Bénin. Par contre dans le nord du Bénin les femmes utilisent les feuilles de l'arbre appélé « faru» en bariba et le citron pour le traitement de l'eau. La mise en place d'un SIG et d'un système d'alerte sur les risques de gestion des ressources en eaux souterraines s'impose également. Les facteurs pouvant permettre d'optimiser les échanges d'informations sur la gestion des ressources en eaux souterraines dans le cadre de la communication avec les parties prenantes sont: l'adéquation, l'accessibilité, l'équité (GWP, 2002). Il s'agit d'élaborer un cursus d'éducation sur la gestion de l'eau tel que prévu dans les lignes directives de la GIRE. Selon GWP (2003), l'objectif de cet outil est d'inclure des sujets liés à la gestion durable de l'eau dans les cursus primaires, secondaires, ou universitaires. En dehors des textes législatifs et règlementaires relatifs à la qualité de l'eau (la loi n° 87-015 du 21 septembre 1987 portant Code d'Hygiène Publique, la loi n° 98-030 du 12 fèvrier 1999 portant loi-cadre sur l'environnement, la loi n° 2010-44 du 24 novembre 2010 portant gestion de l'eau, le Décret n° 2001-094 du 20 février fixant les normes de la qualité de l'eau potable en République du Bénin), le Bénin dispose également d'une stratégie nationale de la surveillance de la qualité de l'eau.

7.2.4. Stratégie nationale de la surveillance de la qualité de l'eau

Adoptée en novembre 2012 par le conseil des ministres, la stratégie nationale de la surveillance de la qualité de l'eau se repose sur deux piliers : la surveillance et l'auto surveillance.

La surveillance comprend un ensembre de mesures systématiques qui englobe des inspections sanitaires, des analyses d'eau, ou toutes autres actions permettant de protéger ou de corriger la qualité de l'eau distribuée aux populations. L'objectif de cette stratégie est d'améliorer graduellement et durablement la qualité des services d'approvisionnement en eau et ainsi, de contribuer à la protection de la santé publique. Dans le cadre de la mise en œuvre de cette stratégie dont l'horizon d'application est l'année 2022, les rôles et responsabilités des différentes parties prenantes ont été définies conformément aux dispositions légales et règlementaires en vigueur.

- Le Ministère de la Santé est l'autorité compétente pour la surveillance de la qualité de l'eau de consommation et conduit le programme de surveillance de la qualité de l'eau au travers de ses agents nationaux et services décentralisés ;
- Le Ministère en charge de l'Eau assure le contôle de la qualité de l'eau brute avant la mise en exploitation de la resource ;
- Les Communes réalisent des infrastructures d'eau potable ; mettent en place les périmètres de protections de la zone de captage ; délèquent la gestion des installations communales ; sont responsables du bon déroulement du service public de l'eau et s'assurent que le service exploitation de la SONEB dispose d'un Plan de la Gestion de la Sécurité Sanitaire de l'Eau (PGSSE) et l'applique.

Des observations sur le terrain, on constate que de nombreux défis (inspection sanitaire, analyses d'eau, ou toutes autres actions permettant de protéger ou de corriger la qualité de l'eau) restent néanmoins, à relever dans le cadre de la mise en œuvre de la Stratégie Nationale de Surveillance de la Qualité de l'Eau de consommation.

L'amélioration de l'accès à l'eau potable et une meilleure observance des règles d'hygiène vont avoir un impact positif sur le bien-être sanitaire des populations de manière générale, des femmes et des enfants en particulier. Les taux de mortalité infantile vont diminuer.

Il faudra que les populations des deux Communes améliorent leurs connaissances et leurs degrés d'observance des règles d'hygiène hydrique. Elles sauront distinguer les diverses qualités d'eaux qu'elles utiliseront à des fins adéquates. Les Conseils Communaux doivent faire appel aux services techniques compétents pour développer une campagne de formation

sur l'hygiène de l'eau. Un effort particulier doit être déployé en matière de formation de tous à l'hygiène de l'eau, afin que des changements notables de comportement soient observés durant les années à venir.

La gestion de l'eau est la source de nombreux problèmes sur la planète. L'eau dite source de vie est actuellement la première cause de mortalité dans le monde à cause du manque d'accès à l'eau potable et à l'assainissement. Il importe donc de circonscrire l'ampleur des impacts de la gestion de l'eau sur la population humaine (Camdessus *et al,* 2004). Etant donné que 80% des maladies du monde sont dus à la mauvaise qualité de l'eau, on peut aisément comprendre que l'impact réel d'une politique d'approvisionnement en eau potable sur la santé des populations est relativement fort selon les résultats des enquêtes au niveau des agents de santé de la région d'étude. Aussi, les statistiques fournies dans les différents annuaires statistiques de la santé au Bénin (DPP/MS, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013), montrent que les maladies liées à l'eau (diarrhées, les affections gastro-intestinales ; affections dermatologiques, etc.) apparaissent parmi les 10 premières affections notifiées en consultations et en hospitalisation dans les formations sanitaires au niveau national. Malheureusement, la population n'est pas consciente que l'eau des sources artésiennes peut la rendre malade et qu'elle a le devoir d'assainir les alentours des sources et de pratiquer une bonne hygiène en contact de l'eau souterraine. Suivant la loi n° 2010-44 du 24 novembre 2010 portant gestion de l'eau en République du Bénin, l'eau est définie comme élément du patrimoine commun national, partie intégrante du domaine public. Ce domaine public de l'eau comprend les eaux superficielles et les eaux souterraines ainsi que leurs dépendances et les ouvrages publics ou nécessaires à leur gestion. En d'autres termes, les puits, les forages, les bornes fontaines ou autres points d'eau affectés à l'usage du public ou à un service public ainsi que leurs éventuels périmètres de protection immédiate, les aqueducs, les canalisations, les dérivations et les conduites d'eau, les réservoirs et les stations d'épurations des eaux usées, en général les ouvrages hydrauliques affectés à l'usage du public ou à un service public , de même que les installations et terrains qui en dépendent sont du domaine public. Des résultats de nos enquêtes, la population estime que tout ce qui est du domaine public doit bénéficer des fonds de l'Etat ou des élus locaux pour son assainissement.

De plus, le Bénin a adopté en septembre 2000, la Déclaration du Millénaire pour le développement, initiée par la communauté internationale. Les OMD constituent dès lors, un cadre fédérateur et d'intégration de l'ensemble des acteurs. Ils permettent de fixer les orientations à suivre pour une amélioration de la desserte en eau potable des populations et un

accès à des services d'assainissement adéquats. Ces objectifs spécifiques dans le secteur de l'eau constituent la priorité majeure des acteurs du secteur. Mais, la course pour l'atteinte de ces objectifs ne se fait pas sans tenir compte de la qualité de l'eau fournie. Etant donné que 80% des maladies du monde sont dues à la mauvaise qualité de l'eau, il s'agit donc de fournir de l'eau potable aux populations en quantité suffisante et satisfaisante et sans discrimination.

Il revient donc à l'Etat et aux collectivités territoriales d'assurer l'exercice du droit à l'eau dans le cadre de leurs compétences respectives à travers l'organisation et le fonctionnement du service public de l'approvisionnement en eau potable. Malheureusement, le constat est que le taux de desserte en eau potable est encore insuffisant au plan national et reste disparate suivant les départements. Le niveau de l'offre est toujours faible et l'accès difficile à l'eau potable.

CONCLUSION GENERALE

L'étude réalisée dans le cadre de ce travail vise à analyser les origines des contaminants des sources et forages artésiens dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey. Les différentes investigations menées à cet effet, ont permis de dégager les conclusions suivantes :

- La recharge calculée par la méthode de bilan hydrique est respectivement pour les communes de Zagnanado et de Zogbodomey de 54,58 mm et 48,84 mm pour la période d'étude.

- La minéralisation des eaux des sources et forages artésiens de la région d'étude est liée à une abondance relative en cations dans l'ordre $Ca^{2+} > Na^{+} > Mg^{2+} > K^{+}$ et en anions de $HCO_3^{-} > NO_3^{-} > Cl^{-} > SO_4^{2-}$ pour les sources artésiennes de Zagnanado et en cations dans l'ordre $Na^{+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^{+}$ et en anions de $HCO_3^{-} > Cl^{-} > NO_3^{-} > SO_4^{2-}$ pour les forages artésiens échantiloonnés à Zogbodomey pendant les deux saisons.

- Les eaux des sources artésiennes de Ahandatin, N'gbède, Masavi, Dovè, Tovè, Wakpa de type bicarbonaté calcique, magnésique en saison de pluie ne connaissent pas une variation en saison sèche. L'eau de la source de Kahodji de faciès chloruré calcique en saison de pluie passe au faciès bicarbonaté sodique en saison sèche. Au niveau des forages de Samionta, Gbata, Zoukou, Kpokissa, l'eau initialement de faciès bicarbonaté sodique et potassique en saison pluvieuse, est devenue chlorurée calcique pour les forages de Samionta, de Gbata, et de Zoukou. Cependant, l'eau du forage de Kpokissa initialement de faciès bicarbonaté sodique et potassique de même l'eau du forage de Hon de faciès bicarbonaté calcique en saison pluvieuse, passent aux faciès chlorurés sodiques en saison sèche. De la saison pluvieuse à celle sèche, s'observe une dynamique de faciès géochimique au niveau des eaux (de forages artésiens) alors qu'il reste inchangé pour la quasi-totalité des eaux des sources artésiennes sauf l'eau de la source de Kahodji. Ces variations sont attribuées à la succession des événements hydrologiques (phénomènes, dedilution, de précipitation, d'évaporation, d'échange d'ions) qui modifient la quantité et la qualité de l'eau contenue dans l'aquifère, auxquels peuvent s'ajouter d'autres processus internes au système telles que les interactions physico-chimiques entre phases. Les analyses physico-chimique et bactériologique des eaux des ouvrages échantillonnés révèlent une plus grande sensibilité de leur qualité en saison pluvieuse. Les sources artésiennes sont les plus vulnérables, comparés aux forages artésiens. En effet, les sources artésiennes sont situées dans des écosystèmes humides, protégées par des arbres et arbustes, donc propices à la croissance microbienne. Dans ces conditions, les

moindres négligences par rapport à l'hygiène conduisent à une forte colonisation microbienne de l'eau. Sur le plan bactériologique, les eaux analysées contiennent une concentration considérable d'agents polluants dont les plus présents, voire innombrables sont les coliformes totaux, les *Escherichia coli,* et les streptocoques fécaux. La vulnérabilité des eaux des sources et forages artésiens à la pollution dépend d'une part, des possibilités de transits de la pollution, de la surface du sol vers la nappe et d'autre part, de la propagation des polluants provenant des activités humaines.

Cette étude s'est proposée d'évaluer la contamination métallique dans les eaux des sources et forages artésiens, des champs de coton et des terres de couvertures des sources et forages artésiens, en relation avec les activités agricoles, artisanales et domestiques développées dans la région en absence d'activités industrielles. Trois métaux lourds Cd, Hg, et Pb ont été dosés dans les terres de couvertures des sources et forages et des champs de coton dans les arrondissements où la culture de coton se pratique. Les analyses de ces trois métaux ont montré, un taux élevé de mercure dans les eaux des forages de Hon, de Gbata en saison pluvieuse, dont les valeurs sont respectivement 1,5 µg /l et 1,3 µg/l. Des valeurs qui sont au-dessus de la norme de l'OMS et du Décret n° 2001-094 du 20 février fixant les normes de la qualité de l'eau potable en République du Bénin. La recherche de ces trois métaux lourds au niveau des champs de coton et des terres de couvertures des sources et forages artésiens a montré que les terres de courverture sont plus riches en ces trois métaux que les champs de coton. En dehors des engrais au niveau des champs de coton, d'autres activités sont à la base de cette pollution métallique. Il est à rappeller que les sources sont dans des dépressions et les forages dans les vallées, ce qui favorise l'accumulation des déchets solides drainés par les eaux de ruissellement dans les terres de couverture.

- La cartographie des linéaments est réalisée à partir des images satellitaires. Elle est complètée par des données géologiques qui ont confirmé la fracturation ayant affecté le bassin côtier du Bénin. Cette carte de linéament validée par des données géologiques et géophysiques relève les directions majeures des fractures NW – SE, NE – SW, et secondaires N-S, E-W. L'absence des germes bactériens en saison sèche et leur présence subitement en saison pluvieuse de la même année au niveau surtout des forages illustre le rôle des linéaments. Ces fractures étant en contact avec le réseau hydrographique, celles-ci pourraient jouer un rôle de drain pour les aquifères de la zone d'étude. Le rôle de ces linéaments pourrait aussi expliquer la présence d'un taux élevé de mercure dans deux forages en saison pluvieuse. La présente étude avait pour but de tester une méthodologie pour l'interprétation de

linéaments dans la relation entre eau de ruissellement et eau souterraine. La carte des linéaments obtenue pour la région de Zagnanado et de Zogbodomey, nous permet de croire que celle-ci serait une zone de recharge pour les aquifères continus.

- Deux cartes de vulnérabilité intrinsèques à la pollution sont établies en utilisant les méthodes de BGRM (les aquifères continus) et GOD. Grâce aux données des valeurs de nitrates dosés dans les nappes phréatiques, il a été démontré que les activités humaines au niveau des deux communes ont un impact modéré et certain en général, sur les eaux souterraines. La carte de vulnérabilité obtenue par la méthode de GOD pour la zone d'étude est caractérisée par une vulnérabilité négligeable ou faible par endroits. Par contre, celle obtenue par la méthode de BGRM est caractérisée par une vulnérabilité faible, modérée ou élévée par endroits. Linfluence des activités humaines qui ont déjà un impact modéré sur les eaux souterraines de la région a permis de conclure que les résultats de l'estimation de la vulnérabilité selon la méthode BGRM sont plus fiables. En termes de gestion, les actions à mener pourraient graviter autour de plusieurs domaines. D'abord, l'agriculture avec des actions permettant la baisse des intrants, plus particulièrement des nitrates et des pesticides ; ensuite, des actions visant à améliorer les comportements en terme d'hygiène et de l'assainissement au niveau des points d'eau (campagne de formation sur l'hygiène de l'eau). Enfin, l'application de la stratégie nationale de la surveillance de la qualité de l'eau doit être effective. Sur la base des analyses des résultats chimiques, il nous a été difficile de distinguer avec certitude la minéralisation naturelle des apports anthropiques dans les différents aquifères afin d'apprécier la capacité des différents horizons du sol à atténuer, les apports anthropiques. La poursuite des études géochimiques en prenant en compte tous les compartiments qui influencent la minéralisation s'avère nécessaire. Les apports atmosphériques, les eaux de surface, les sols, les roches aquifères et les différentes sources de la pollution doivent être étudiés de manière détaillée. Au terme de cette étude et au vu des risques de contamination des nappes du milieu d'étude liée aussi bien aux caractéristiques hydrogéologiques, une étude hydrodynamique détaillée doit être entreprise.

- La modélisation de la pollution azotée

L'évolution de la contamination par les nitrates de l'ensemble des aquifères du bassin amène à s'interroger. Si la cause de cette pollution (le développement de l'agriculture intensive sur le bassin) semble bien établie, il est plus difficile de répondre à ces questions :

- Les niveaux de pollution vont-ils se stabiliser ?

- Peut-on faire marche arrière pour retrouver rapidement une bonne qualité générale de nos eaux souterraines ?

Pour apporter des réponses à ces différentes questions, la modélisation de la pollution azotée des bassins versants est envisagée. Il permet de reproduire le comportement hydrodynamique du bassin et le déplacement des polluants dans tous les compartiments du sol (de la zone non saturée aux aquifères).

- La minéralisation naturelle

La poursuite des études géochimiques en prenant en compte tous les compartiments qui influencent la minéralisation s'avère nécessaire.

Bibliographie

1. **Achidi J.B., Bourguet L., Elsaesser R., Legier A., Paulvé E., Tribouillard N.,** 2012. Carte Hydrogeologique Du Benin. Programme Eau Potable et Assainissement
2. (PEP) .DGeau DIRECTION GENERALE DE L'EAU Ministère de l'énergie, des recherches pétrolières et minières, de l'eau et du développement des énergies renouvelables (merpmeder).77 p.
3. **Adiaffi B.,** 2009. Apport de la géochimie isotopique, de l'hydrochimie et de la télédétection à la connaissance des aquifers de la zone de contact" socle-bassin sédimentaire" du Sud Est de la côte d'Ivoire.Thèse. Univ.Paris Sud, 230 p.
4. **Adiaffi B., Martin C., Oga Y. M.S., Massault M., Norct A., Biemi J.,** 2009. Palaeoclimate and deforestation effet on the coastal fresh groundwater resources of S E Ivory Coast from isotopic and chemical evidence. Jour. Of Hydro. n° 369, p p 130-141.
5. **Affek H.P., Daniel R., Yakir D.,** 1998. Production of CO_2 the capillary fringe of a deep phreatic aquifer. Water Ress. Research, 34, 5, pp 989-996
6. **Agbaire O.P., Oyibo P.I.,** 2009. Seasonal variation of some physico-chemical properties of borehole water in Abraka, Nigeria. African Journal of Pure and Applied Chemistry, **3**(6), 116–118.
7. **Alassane A.,** 2004. Etude hydrogéologique du continental terminal et des formations de la plaine littorale dans la région de Porto-Novo (sud du Benin) : identification des aquifères et vulnérabilité de la nappe superficielle. Thèse de Doctorat de Troisième Cycle. Université Cheikh Anta Diop de Dakar. Faculté des Sciences Et Techniques Département de Géologie, 145 p.
8. **Albinet M. et Margat J.** 1975. Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine (in French*)*. Groundwater Pollution Symposium, Moscow, USSR. IAHSpubl. 103. 103.
9. **Aller L., Bennet T., Lehr J., Petty R., Hackett G.,** 1987. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution P6otential Using Hydrogeologic Settings. EPA- 600/2-87-035, 641 p.

10. **Aloueimine S. O.,** 2006. Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : Contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision. Thèse de Doctorat. Limoges: Université de Limoges, 195 p.

11. **Amoussou E.,** 2010. Variabilité pluviométrique et dynamique hydro-sédimentaire du bassin-versant du complexe fluvio-lagunaire Mono-Ahémé-Couffo. Thèse de doctorat, Université de Bourgogne, Dijon, France, 315 p.

12. **Anani A. T.,** 2006. Evaluation et cartographie des zones vulnérables à la pollution de la nappedu Continental Terminal au niveau du District d'Abidjan (Sud de la Côte d'Ivoire), par les méthodes DRASTIC et GOD. Mémoire de DEA des Sciences de la Terre et des Ressources Minières, Université de Cocody, 71p.

13. **Anderson F.J.,** 2009. Lineament mapping and analysis in the northeastern Williston Basin of North Dakota, pp. 24-25.

14. **Angelone M., Teofili C., Dowgiallo G.,** 1999. Lead and cadmium distribution in urban soil and plants in the city of Rome: Biogeochemistry of trace elements contaminated soils. 3rd, R. Prost Ed. Paris.

15. **Appelo, C.A.J., Postma, D., 1999.** Geochemistry, groundwater and pollution. AA Bakelma. Rotterdam. 373 pp.

16. **Asselin, R**., 1993. Le lessivage des nitrates: brève revue de littérature. MAPAQ - Région **des** Bois-Francs, 23 p.

17. **Azonhe T. H.,** 2010. « Analyse des déterminants environnementaux de la morbidité paludique et diarrhéique chez les populations du secteur agricole dans la dépression des Tchi au sud du Bénin»Thèses Doct. ès Sci., FLASH/UAC. 238 p.

18. **Azontondé H.A.,** 1991. Propriétés physiques et hydrauliques des sols au Bénin. Soil Water Balance inthe Sudano-Sahelian Zone. *Proceedings of the Niamey Workshop,* IAHS Publication. 199:249–258.

19. **Babaye. M. S. A.,** 2012. Evaluation des ressources en eau souterraines dans le bassin de Dargol (Liptako- Niger).Thèses Doct. ès Sci., Univ. De Liège. Univ Abdou Moumouni. Faculté deSciences et Techniques. Département de Géologie Niger, 244 p.

20. **Backalowcs, M.,** 1979. Contribution à l'étude de la géochimie à la connaissance de l'aquifère Karstique et de la Karstification. Thèse, Université de Paris Sud, Orsay, 275p.

21. **Banton o., et Lumony M.,** 1997. Hydrogéologie. Multi science environnement des eaux souterraines. AUPELF-Québec.435 p.

22. **Banton O., Bangoy L. M.,** 1999. Hydrogéologie .Multi science environnement des eaux souterraines. Presse Universitaire du Québec/AUPEL, p p 101-167.

23. **Barbosa A. E., Hvitved-Jacobsen T.,** 1999. Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal.Science of Total Environmental. Vol.235, pp. 151-159.

24. **Barcelona M., Gibb J.P., Helfrich J.A., Garske E.E.,** 1985. Practical guide for groundwater sampling. Illinois State Water Survey (ISWS) Contrast Report, 374 p.

25. **Barhoumi-Andreani Y., Gaudremeau J., Gerbe B., Khamsing F., Rabatel Y.,** 2004. Eau ressources et menaces, 30 p.

26. **BarlowM., et ClarkeT.**, 2007. (trad. Paule Noyart), L'or bleu : L'eau, le grand enjeu du XXI^{e} siècle, Hachette Littératures, (ISBN 978-2012792999),390 p.

27. **BarlowM.,** 2010. (trad. Françoise Forest), Vers un pacte de l'eau, Editions Ecosociété, (ISBN 978-2-923165-59-2), 245 p.

28. **Barlow M**., 2014. Blue Future : Protecting Water for People and the Planet Forever, New Press 2014, et format kindle (ISBN : 978-1595589477) ouvrage publié en janvier 2014, non traduit en français, 326 p.

29. **Ben Bouih H, Nassali H, Leblans M, Srhiri A.** 2005. Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat. *Afrique Science,* **1**(1): 109-125.

30. **Berard P., Castaing C., Scanvic J.J.,** 1990. Alimentation en eau de la mine d'or d'Hassai (Soudan) : Impact de l'étude de télédétection. Hydrogéologie. N° 2 .PP. 101-111.

31. **Biémi J.** 1992. Contribution à l'étude géologique, hydrogéologique et par télédétection des bassins versants subsaheliens du socle précambrien de l'Afrique de l'Ouest : Hydrostructurale, hydrodynamique, hydrochimie et isotopie des aquifères

discontinus de sillons et aires granitiques de la haute Marahoué (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat d'Etat de l'Université d'Abidjan, Côte d'Ivoire, 493 p.

32. **Biney C., AmuzuA. T., Calamari D., Kaba N., MbomeI. L., Naeve H., Ochumba O., Osibanjo O., Radegonde V., et Saad M. H.,** 1994. Etude des métaux lourds, Revue de la pollution dans l'environnement aquatique, FAO, Vol. 25, pp, 1-6.

33. **Blidi SE, Fekhaoui M, Serghini A, El Abidi A, Drissi L**. 2007. Comportement des éléments traces métalliques dans l'agrosystème rizière du Gharb (Maroc). Bulletin de l'Institut Scienctifique, Rabat, section Science de la vie, **29**: 63-70. Canter LW. 1997. Nitrates in Groundwater

34. **Bonnet M., et Landreau A.,** 1977. Acquisition de la composition chimique de l'eau au cours de l'infiltration en milieu naturel-premiers résultats d'une étude expérimentale : Orléans, France pp 213-224

35. **Bonvoisin N.,** 2001. Transfert des polluants à la nappe: cas de la Picardie. D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Fac. Sci., Amiens, 60 p. + annexes.

36. **Boukari M.,** 1998. Fonctionnement du système aquifère exploité pour l'approvisionnement en eau de la ville de Cotonou sur le littoral béninois. Impact du développement urbain sur la qualité des ressources. Thèse Doctorat ès-Science. Université Cheick Anta Diop de Dakar, Sénégal, 278 p. + annexes.

37. **Braathen A., et Gabrielsen R.,** 1998. Linéament architecture Fracture et distribution dans métamorphiques et des roches sédimentaires, avec application à la Norvège. Commission géologique de Norvège Rapport N ° 98,043. Commission géologique de Norvège, Trondheim.

38. **Briand A. et Lemaitre A.,** 2004, « Privatisation de la distribution de l'eau potable en Afrique : une aubaine ? » Acte de la journée d'études « Les territoires de l'eau », Université d'Artois, Arras, 26 mars 2004, pp. 98-115.

39. **BRGM** ; 2008. Détermination de l'origine des nitrates dans quelques sources karstiques desCausses du Quercy (Lot) par le traçage isotopique des sources d'azote. Journées AFK/AGSO/CFH, Quercy.

40. **Burgeap-BRGM**, 1994. Projet d'alimentation en eau potable des zones lacustres des Départements de l'Atlantique et de l'Ouémé. Rapport final, Direction de l'Hydraulique, Cotonou, Bénin, 64 p.

41. **Camdessus, M., Badre, B., Cheret, I., Teniere-Buchot, P.F.,** 2004. « *Eau* »Paris, Édition Robert Laffont, 290p

42. **Caponera.,** 1988. Schéma directeur de mise en valeur des ressources en eau du Mali. Projet MLI/84/005. 145 p

43. **Canceill M et Landreau A.**, 1978. Analyse statistique multidimensionnelle : Proposition méthodologique pour l'analyse de données concernant la chimie des eaux souterraines. Rapport BRGM, 78 SGN 001 HYD. 36 p

44. **Castany G., Margat J.,** 1977. Dictionnaire français d'hydrogéologie. BRGM, Service Géologique National, 249 p.

45. **CeCPA :** 2013.Centre Communal de Promotion Agricole. Stratégie Nationle de mise en Œuvre du Conseil Agricole. Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Pêche, Bénin

46. **Celico F., Petrella E. et Naclerio G.** 2007. DAC: a vulnerability assessing methodology forcarbonate aquifers, validated by field and laboratory experiments. In: GroundwaterVulnerability Assessment and Mapping. A. J. Witkowski, A. Kowalczyk and J. Vrba Eds.Taylor & Francis Group. London, UK**:** 179-190.

47. **Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec.,** 2004. Lignes directives contenant l'application des contr^le de la qualité en chimie, DR-12-SCA-01, Ministère de l'Environnement du Québec, Edition courante

48. **Champagne L., et Chapuis R.,** 1993. Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution des formations aquifères de la MRC de Montcalm selon la méthode DRASTIC. Sciences et Techniques de l'eau, 26 (3): 169-176.

49. **Chartrand, Josée, Patrick Levallois, Denis Gauvin, Suzanne Gingras, Joël Rouffignat, et Marie-France Gagnon.** 1999. «La contamination de l'eau souterraine par les nitrates à l'île d'Orléans». Vecteur Environnement, vol. 32, no. 1, p. 37-46.

50. **Chauvet Audrey.,** 2012. Le problème de l'eau est lié à celui de la nourriture» Sécheresse dans les Balkans - CROPIX/SIPA

51. **Chocat B., Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S**. 2007. Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. Paris (France): Les Techniques de l'Ingénieur, article W 6 800, août 2007, 17 p. +annexes**.**

52. **Claasen H.C.,** 1982. Guidelines and techniques for obteining waters amples that accurately represent the water quality for an aquifer. US Geological Survey open file report 82-1024 49 p.

53. **Clark L.,** 1985. Les eaux souterraines abstraction de complexes cristallines régions d'Afrique.Q.J.Eng.Géol.1825-34.

54. **COST Action 620**. 2003.Vulnerability and Risk Mapping for the Protection of Carbonate(Karst) Aquifers, Final Report, F.Zwahlen Chairman, Editor in chief. European Commission,Directorate XII Science, Research and Development, Report EUR, 20912, Brussels, 297 pp

55. **Custodio, E.,** 2002. Aquifer overexploitation: what does it mean? HydrogeologyJournal, 10 (2), 254-277.

56. **Dams J., Woldeamlak T. S., Batelaan O.** 2008. Predicting land-use change and its impact on the groundwater system of the Kleine Nete catchment, Belgium. Hydrology and Earth System Science, **12**, 1369–1385.

57. **Danielpol D., Griebler C., Gunatilaka A., Notenboom J.,** 2003. Present state and future prospect for groundwater ecosystems.Environnemental Conservation, vol.30, n° 2, and pp. 0-27.

58. **Dassargues A., 2007.** Hydrogéologie, notes de cours. Université de liège. inédit

59. **Dassi L.,** 2011. Investigation by multivariate analysis of groundwateer composition in a multilayer aquifer system from Nord Africa: A multi- tracer approach. Applied Géochemistry 26, pp 1386-1398

60. **Datry T.,** 2003. Urbanisation et qualité des nappes phréatiques - Réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale. Thèse de Doctorat. Lyon: Université Claude Bernard - Lyon I, 221 p.

61. **DDP :** Direction de la Programation et de la Prospective. Plan National de Développement Sanitaire (PNDS) 2009-2018.Politique Nationale de Santé. Annuaires des Statistiques : 2009, 2010, 2011, 2012, 2013.

62. **De La Vaissière R.,** 2006. Etude de l'aquifère néogène du Bas-Dauphiné. Apports de la géochimie et des isotopes dans le fonctionnement hydrogéologique du basin de valence (Drôme, Sud-Est de France). Thèse. Univ. Avignon et des pays de vaucluse, 339 p.

63. **D EL Hadani.,** 2011. Géo- Information spatiale pour une gestion inovante des risques. Centre Royale de Télédétection Spatiale, Maroc. 19 p.

64. **Delidji J. S., et Adio L. A.,** 2011. Approche de caractérisation de l'artésianisme dans le département du Zou au Bénin.Mémoire de fin de formation en Maîtrise ES-Sciences Naturelles. Département des sciences de la terre. Faculté des Sciences et Techniques. UAC, 91 p.

65. **De Marsily G.,** 2004. Hydrogéologie, notes de cours. Université Paris VI. Inédit

66. **De Marsily G.,** 2013. L'eau, un trésor en partage. UPMC, Académie des Sciences. Editeur : DUNOD, 256 p

67. **DE MIQUEL G**., 2001. Rapport sur les métaux lourds et leurs effets sur l'environnement et la santé. Paris: Sénat, 2001, 365 p.

68. **Desbordes A.,** 2000. Pollution des eaux souterraines: cas de la Picardie. Mém. Maîtrise BG, Fac. Sci. Amiens, 42 p. + annexes.

69. **Desbordes A.,** 2001. Qualité, dépollution et traitement des eaux de nappes.Mém. D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Fac. Sci., Amiens, 65 p. + annexes.

70. **Desjardins, R., Iris, S., Roy, D.W., Lemieux, G.H. & Toutin T.,** 2000. Efficacité des données de RADARSAT-1 dans la reconnaissance des linéaments : un bilan, Journal Canadien de Télédétection, 26 (6) : 537-548.

71. **Dewandel, B., Perrin, J., Ahmed, S., Aulong, S., Hrkal, Z., Lachassagne, P., Samad, M., Massuel, S.,** 2010. Development of a tool for managing groundwater resourcesin semi-arid hard rock regions: application to a rural watershed in South India.Hydrol. Process. 24 (19), 2784–2797. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.7696.

72. **Dewandel B., Maréchal J.C., Bour O., Ladouche B., Ahmed S., Chandra S., Pauwels H.,** 2012. Upscaling and regionalizing hydraulic conductivity and effective porosity at at watershe scale in deeply weathered crystalline aquifers**.**

73. **Diaw M.,** 2008. Approche hydrochimie et isotopique de la relation eau de surface/nappe et du mode de recharge de la nappe alluviale dans l'estuaire et la basse vallée du fleuve Sénégal : Identification des zones inondées par la télédétection et par traçage isotopique.Univ.C.A. Dakar, 178 p.

74. **Dibi B.,, Kouassi K.L., Kouamé K. I., Konan K. S., Soumahoro M., Konan-waidhet A. B.,, Gnakri D.,** 2013. Evaluation de la vulnérabilité à la pollution des aquifères des formations altérites à partir des méthodes DRASTIC et SYNTACS: Cas de la ville de m'bahiakro, Centre de la Côte d'Ivoire. PP 464-470

75. **Diouf S.,** 1999. Hydrogéologie en zone de socle cristallin et cristallophyllien du Sénégal oriental. Application de la méthode électrique 1D et 2D à la localisation et à la caractérisation des aquifères du batholite de Saraya et ses environs. Thèse univ. Cad, dakar, 86 p.

76. **Direction des écosystèmes aquatiques (MEF).,** 1998. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec, Québec, 387 p.

77. **Doerfliger N. et Zwahlen F.** 1998. Groundwater vulnerabilty mapping in karstic regions (EPIK). Application to groundwater protection zones: practical guide. Office Fédéral del'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne, Switzerland.

78. **Doerfliger N., Jeannin P. Y. et Zwahlen F.** 1999. Water vulnerability assessment in karstenvironnements: a new method of defining protection areas using a multi-attribute approachand GIS tools (EPIK method). Environmental Geology 39(2): 165-176.

79. **Ducommun R.,** 2010. Estimation et cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu urbain: THESE à la Faculté des sciences de l'Université de Neuchâtel 310p

80. **Dupuit J., 1863.** Études théoriques et pratiques sur le mouvement des eaux dans les canaux découvert et à travers les terrains perméables.2^{e} édition, Paris, Dunod, 304p.

81. **Durand.,** 2005. Recherche multidisciplinaire pour caractériser deux aquifères fracturés : les eaux minérales de Plancoët en contexte métamorphique, et de Quezac en milieu carbonaté : Thèse Univ.Université Paris- Pierre et Marie Curie, 255p.

82. **Durand M. C.,** 2012. Stratégie nationale de suivi et de contrôlede la qualité de l'eau de consommationau Bénin. Direction de l'Hygiene et de L'Assainissement de Base. Progamme Eau Potable et Assainissement (PEP). Ministère de la Santé. Republique Du Bénin

83. **El Asslouij J, Kholtei S, El Amira-Paaza N, Hilali A**. 2007. Impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux souterraines de la communauté Mzamza (Chaouia, Maroc). *Revue des Sciences del'Eau*, **20**(3): 309- 321.

84. **Elewa H. H., Qaddah A. A.,** 2011. Groundwater potentiality mapping in the Sinai Peninsula, Egypt, using remote sensing and GIS-watershed-based modeling. Hydrogeol. J., 19(3): 613-628. doi:10.1007/s10040-011-0703-8.

85. **Emmanuel E., Lindskog P.,** 2002. Regards sur la situation des ressources en eau de la République d'Haïti. **In**. Actes du Colloque International : Gestion Intégrée de l'eau en Haïti. Port-au-Prince, pp. CD-ROM, 312 p.

86. **ESO** 1987. Les eaux souterraines en Wallonie. Bilan et perspectives. Actes du congrès scientifique organisé à Mons. Minist. Région wallonne, 216 p.

87. **Faillart J. P.,** 1986. Aquifères fissures en zone tropicale humide: structure, hydrodynamique et hydrochimie (Afrique de l'Ouest). Thèse Univ.Sci. Tech. Languedoc, Montpellier, 480 p

88. **FAO, 2009**. ET_ocalculator. Land and Water Digital Media Series N° 36. Rome, Italy.http://www.fao.org/nr/water/ET0.html.

89. **Favreau G.,** 2000. Caractéristique et Modélisation d'une nappe phréatique en hausse au Sahel : dynamique et géochimie de la dépression piézométrique naturelle du Kori de Dantiandou (Sud-ouest du Niger. Univ.Pari-Sud XI, 258 p.

90. **Feachem. R. G., Briscoe. J., Rahaman. M.,** 1987. Evaluation de l'effet sur la santé : approvisionnement en eau, assainissement et hygiène. UNICEF, ICDDR_B, CRDI (Centre de Recherche pour le Développement International), Ottawa, Canada.

91. **Fernandes, A.J., Rudolph, D.L.,** 2001. The influence of Cenozoic tectonics on the groundwater-production capacity of fractured zones: a case study in Sao Paulo, Brazil. Hydrogeol. J., 9: 151-167.

92. **Février L.,** Transfert d'un mélange Zn-Cd-Pb dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté. Approche en colonnes de Laboratoire. Thèse de Doctorat. Lyon: INSA de Lyon, 2001, 312 p.

93. **Fofana F.,** 2005. Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de la nappe d'Abidjan selon les méthodes DRASTIC et GOD. Mémoire de DEA, Université d'Abobo-Adjamé, 68p.

94. **Foster S. S. D. et Hirata R. C. A.,** 1988. Groundwater pollution risk assessment: amethodology using available data. WHO-PAHO-CEPIS Technical Report. Lima, Peru. 73 pp.

95. **Foster S. S. D., Lawrence A. R. L. et Morris B.**, 1998. Groundwater in UrbanDevelopment. Assessing Management Needs and Formulating Policy Strategies. World Bank Technical Paper. The World Bank. Washington D.C., USA Eds.

96. **Foster S. S. D.,** 2007. Aquifer pollution vulnerability concept and tools - use, benefits and constraints. In: Groundwater Vulnerability Assessment and Mapping. A. J. Witkowski, A.Kowalczyk and J. Vrba Eds. Taylor & Francis Group. London, UK.

97. **Franquin P.**, 1968. Analyse agroclimatique en régions tropicales. Saison pluvieuse et saison humide. Application. Cath. Orstom, Sér. Biolo., n°9,65-95

98. **Freeze R.A., Cherry A.J.,** 1979. Groundwater. Prentice- Hall, Inc. Englewood Cliffs, N.J.604 p.

99. **Gangbazo, G., et Painchaud J.,** 1999. «Incidence des politiques et programmes d'assainissement agricole sur la qualité de l'eau de six rivières - 1998-1995». *Vecteur Environnement*, vol. 32, no. 1, p. 29-36.

100. **Gardin N., Wojda P. et Brouyère S.** 2006. Stress factors and generalized physically based groundwater vulnerability assessmentFP6 GABARDINE EU Project. Unpublished Work.

101. **Gareau, P., GingrasS., Gariepy, A., Rivard, J., et Rasmussen P.,** 1999. La problématique de la pollution agricole, ses impacts sur la santé des cours d'eau et sur la santé humaine. Montréal : Union Saint-Laurent, Grands Lacs et Mouvement Vert Mauricie, 80 p.

102. **Givord L. et Dorioz J.M.** 2010. La survie des microorganismes d'origine fécale dans les effluents et les sols. INRA thonon Umr carrtel. Etude réalisée dans le cadre du projet CasDAR Territ'Eau 23 p.

103. **Gleeson, T., Novakowski, K.,** 2009. Identifying watershed-scale barriers to groundwater flow: lineaments in the Canadina Shield, *GSA Bulletin*, 121 (3/4) : 333-347.

104. **Goldscheider N., Hötzl H., Fries W. et Jordan P.** 2001. Validation of a vulnerability map (EPIK) with tracer tests. 7th Conference on Limestone Hydrology and Fissured Media, Besançon, France, J. Mudry and F. Zwahlen, Sciences et techniques de l'environnement, Université de Franche-Comté, Mémoire hors-série. 13**:** 167-170.

105. **Goldscheider, N.** 2002. Hydrogeology et vulnérabilité de systèmes du karst - exemples des Alpes Du nord et Alb souabes. - Dissertation Universität Karlsruhe, für Fakultät Bio - und Geowissenschaften, 236 S.; http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/vvv/2002/bio-geo/3/3.pdf

106. **GRE.** 2001. Graduate Record Examinate. Physics Test. Educate Testing Service, ETS, The ETS Logos

107. **Greenbaum D.,** 1992. Structural influences on the occurence of groundwater in SE Zimbabwe. In: Wright, E.P., Burgess, E.G. (Eds.), Hydrogeology of Crystalline Basement Aquifers in Africa. Geological Society of America, London, pp. 77-85.

108. **Gremion F.,** 2003. Analysis of microbial community structures and functions in heavy metal-contamined soils using molecular methods. Thèse de Doctorat. Lausanne: Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, 122 p.

109. **Groupe scientifique sur l'eau** ., Juillet 2003. Fiche Nitrates/Nitrites. Institut national de santé publique du Québec .12pp

110. **Gronayes C.C., Koffi B. P., Kouamé F. K., Brou B.K.,** 2003 : Identification de couloirs de cisaillement à partir del'imagerie tm de landsat : Application à l'Archéen de Blolequi (ouest de la Côte d'Ivoire). Télédétection, vol.3, n° 2-3-4, pp 217-226.

111. **Guangming J., Noonan M.J., Graene D.B. *et al.,*** 2007. Transpor of Eschericha Coli through variably saturated water and ground water in the central ever glades, Florida, USA. J. Hydro., 320 (3-4) : 400-420

112. **Güler C., Thyne G. D., McCray J. E.,Turner A. Keith.,** 2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. Department of Geology and Geological Engineering, 1500 Illinois Street, Golden, CO 80401, USA. DOI 10.1007/s10040-002-0196-6

113. **Gurard ; 1993.** Technique isotopique (^{15}N, ^{18}O) appliquées à l'étude des nappes des altérites et du socle fracturé de l'Ouest Africain. Etude de cas : l'Ouest du Niger. Thèse univ. Québec à Montréal, 14 p.

114. **Gustafsson P.,** 1994. SPOT satellite data for exploration of fractured aquifers in a semi-arid area in southeastern Botswana, *Applied Hydrogeology*, 2 (2) : 9-18.

115. **GWP,** 2000. La gestion intégrée des ressources en eau, comité technique consultatif. TACBackground, paper n° 4, 78 p.

116. **GWP,** 2002. Partager la connaissance pour une gestion durable des ressources en eau équitable fficace et durable - Les outils. Sri Lanka / Stockholm, Sweden, 120 p.

117. **HadaniDriss EL.,** 2011.Geo-Information Spatiale pour une GestionInnovante des Risques.Centre Royal de Télédétection SpatialeMaroc

118. **Hallet ; 1998.** Etude de la contamination de la nappe aquifère de hesbaye par les nitrates : hydrogéologie, hydrochimie, et modélisation mathématique des processus d'écoulement et de transport en milieu salée. Thèse univ. Liège, 361 p.

119. **Hamza M. H., AddedA., Frances A., et Rodriguez R.,** 2007. Validité de l'application des méthodes de vulnérabilité DRASTIC, SINTACS et SI à l'étude de la pollution par les nitrates dans la nappe phréatique de Metline-Ras, Jebel-Raf Raaaaaaf (Nord-Est Tunisien), Géoscience 339 pp. 493-505

120. **Harbaugh, J.W., et G. Bonham-Carter.,** 1970. Computer Simulation in Geology. John Wiley, Floride, USA, 575 pages.

121. **Hassane A. B.,** 2010. Aquiferes superficiels et profonds et pollution urbaine en afrique : Cas de la communauté urbaine de Niamey (NIGER). 198 p.

122. **Hobbs, W.H.,** 1904. Lineaments of the Atlantic border region, Geological Society of America Bulletin, 15: 483-506.

123. **Hounslow W.A.,** 1995. Water quality data. Analysis and Interpretation. Lewis Publishers, New York, United States, 397 p.

124. **Hung L.Q., Batelaan O., De Smedt F.,** 2005. Lineament extraction and analysis, comparision of LANDSAT ETM and ASTER imagerry. Case Study; suoimuoi tropical Karst catchment, Vietnam.Proc. Of SPIE vol. 5983, 59830T, pp 1-12.

125. **INSAE/EMICOV**. ; 2007. Institut National de la Statistique et de l'Analyse Économique.Enquête Modulaire Intégrée sur les Conditions de Vie des Ménages.Rapport d'analyse, Cotonou, Avril 2009. –Bénin, 302 p

126. **Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ),** 2003. Groupe scientifique sur l'eau. Fiche Nitrates/Nitrites, 12 p

127. **Isabel D., Gelinas P., Aubre F.,** 1990. Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines au Québec. Rev. Sc. Tech. Eau, 23p.

128. **Jourda J. P. , Saley M. B. , Djagoua E. V., Kouamé K. J., BiémiJ. ; et RazackM.,** 2006. "Utilisation des données ETM+ de Landsat et d'un SIG pour l'évaluation du potentiel en eau souterraine dans le milieu fissuré précambrien de la région de Korhogo (nord de la Côte d'Ivoire) : approche par analyse multicritère et test de validation". Revue de Télédétection. Vol. 5, n°4, pp. 339-357.

129. **Jourdan B., Piantone P., Lerouge C., Guyonnet D.,** 2005. Atténuation des métaux à l'aval de sites de stockage de déchets - Synthèse bibliographique. BRGM, 110 p.

130. **Kortatsi K.B., 2007**. Hydro chemical framework of groundwater in the Ankobra basin, Ghana. *Aquat. Geochem.*, **13**, 41–74.

131. **Kamagaté B.,** 2006. Foncionnement hydrogéoloique et origine des écoulements sur un bassin versant de milieu tropical de socle au Bénin : bassin versant de la Donga (haute vallée de l'Ouémé) Univ. Montpellier II, 320 p.

132. **Kolawolé S. A., Boko M.,** 1969. Le Bénin, Sodimas- Edicef, 96 p

133. **Konmy R. D.,** 2005. Les latrines écologiques, une nouvelle approche de gestion des excréta : Cas de Communes de Cotonou et d'Abomey-Calavi. Mémoire de maîtrise de Géographie, Université d'Abomey-Calavi. Cotonou, 91 p.

134. **Kouamé K. J., 2007.** Contribution à la Gestion Intégrée des Ressources en Eaux (GIRE) duDistrict d'Abidjan (Sud de la Côte d'Ivoire) : Outils d'aide à la décision pour la prévention et la protection des eaux souterraines contre la pollution. Thèse Unique de Doctorat. Université de Cocody, UFR Sciences de la Terre et des Ressources Minières, 250p.

135. **Kouamé, K.F., Lasm, T., De Dreuzy, J.R., Akaffou, A.G., Bour, O., Davy, P.,** 2010.Contribution d'un modèle hydrogéologique stochastique à fractures discrètes àl'étude des aquifères fracturés du socle Archéen de Touba (Nord-Ouest de laCôte d'Ivoire). Revue des Sciences de l'Eau 23 (1), 41–56.

136. **Koussoubé Y., Savadogo N. A. et Nakolendoussé S., 2003**. Les différentes signatures des fractures desocle cristallin en zone sahélo-soudanienne du Burkina Faso (bassin versant de Bidi, province du Yatenga). *Télédétection*, **3**(5): 419-427.

137. **Kuusela-Lahtinen A., Niemi A., Luukkonen A.,** 2003. Flow Dimension as an Indicator of Hydraulic Behavior in Site Characterization of Fractured Rock. Groundwater, 41(3): 333-341.

138. **Lagerwerff J. V., Specht A. W.,** 1970. Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zinc.Environmental Science and Technology, vol.4, n° 7, pp. 583-586.

139. **Lalèyê G.,** 2012 .Qualité des eaux des sources artésiennes et santé des populations de la commune de Zagnanado. Mémoire de DEA, environnement et UAC, 109p.

140. **Lallemand-Barrès A., Roux J.C.,** 1989. Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. BRGM manuels et méthodes n^0 19, 221p.

141. **Landreau, A.,** 1984. Éléments sur le processus de contamination des nappes d'eau souterraine par les nitrates d'origine agricole. Congrès international sur l'utilisation des eaux souterrraines et l'hydrogéologie des contaminants, pp. 465-473.

142. **Larsson, I.,** 1972. Ground water in granite rocks and tectonic models. Nordic Hydrology, 3: 111-129.

143. **Laurent F., et Dupont N.,** 2011 L'eau dans le milieu. Environnement et Developpement durable. Université de Rennes.64 p

144. **Le Barbé L., Alé G., Millet B., Texier H., Borel Y., Gualde R.,** 1993. Les ressources en eauxsuperficielles de la République du Bénin. Edition ORSTOM, 540 p.

145. **Le Borgne, T., Bour, O., Paillet, J.-L., Caudal, J.-P.,** 2006. Assessment of preferential flow path connectivity, and hydraulic properties at single-borehole and cross-borehole scales in a fractured aquifer. J. Hydrol., 328(1-2): 347-359.

146. **Le Henaff G., Gauroy C.,** 2012. Délimitation des aires d'alimentation de captages en eaux desurface et caractérisation de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions agricoles diffuses par les pesticides – Guide méthodologique. Rapport Irstea-MEEDDM/MAAF, 55 pp.

147. **Lee, S., and Natl.** Geoscience Information Center, K.I.G.a.M.R.G.-d.D.Y.-g.K.R. 2003. Evaluation of waste disposal site using the DRASTIC system in Southern Korea.

148. **Lee, S., Kim, Y.S., Oh, H.J.,** 2012. Application of a weights-of-evidence method and GIS to regional groundwater productivity potential mapping. Journal of Environmental Management, 96(1): 91-105. doi:10.1016/j.jenvman.2011.09.016.

149. **Leech, D.P.,** and Centre for Earth/Environ. Sci. Res, S.o.E.S.G.K.U.S.K.T.E.E.G.B. 2003. Landsat TM analysis of fracture patterns: A case study from the Coastal Cordillera of northern Chile.

150. **Lerner D.N, Issar A.S., Simmers I.,** 1990. Groundwater recharge: A guide to understanding and estimating natural recharge. *International Contributions to Hydrogeology*. Verlag Heinz Heise, 345 p.

151. **Levallois, P., et Phaneuf, D. ;** 1994. «La contamination de l'eau potable par les nitrates: analyse des risques à la santé». *Revue canadienne de santé publique*, vol. 85, no.3, p. 192-196.

152. **Lévesque, J. & Sharma, K.N.M.** 1993. Interprétation structurale d'images RADAR-SEASAT (accompagne le MB-9350), Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec.

153. **Lloyd J. W. et Heathcote J. A.,** 1985. Natural inorganic hydrochemistry in relation to groundwater. An introduction. Clarendon Press. Oxford. 296 pp.

154. **Lobo-Ferreira J. P. , Novo E. M., et Oliveira M. M**., 2003. Groundwater vulnerability mapping: Application to the Minho watershed in Northern Portugal's Celtic Region. Laboratorio Nacional de Engenharia Civil, Lisbon, Portugal, 7p.

155. **Longo J. N.,** 2009. Apport des Outils Hydrogeochimiques et Isotopiques à la Gestion De l'aquifere du Mont Amba. Doctorat de Thèse. Universite d'avignon. Universite de Kinshasa. Ecole Doctorale Sibaghe.Systèmes intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosciences et Environnement, 203 p.

156. **Mabee, S.B., Hardcastle, K.C. et Wise, D.U.,** 1994. A method of collecting and analyzing lineaments for regional-scale fractured-bedrock aquifer studies, *Groundwater*, 32 (6): 884-894. Magowe, M. & Carr, J.C. 1999. Relationship between lineaments and ground water occurence in western Botswana, *Groundwater*, 37 (2) : 282-286.

157. **Madison, R. J. et Brunett, J. D.** 1985. Overview of the occurences of nitrate in groundwater of the United States. US Geological Survey, *Water Supply Paper*, 2275, 93-105.

158. **Majdoub R., Cote C., Labidi M., Guay K., généreux M.** 2003. Impact de l'utilisation des engrais de ferme sur la qualité microbiologique de l'eau souterraine (Revue de littérature). Irda (Institut derecherche et de développement enagroenvironnement). Canada. 125 p.

159. **Maliki A.R.,** 1993. Etude hydrogéologique du littoral béninois dans la région de Cotonou et ses environs. Thèse de Doctorat de 3ème cycle. Université Cheick Anta Diop, Dakar, Sénégal, 116 p. + annexes.

160. **Maliki A., Krimissa M., et al**. 2000. Relation entre nappes superficielles et aquifère profond dans la bassin de Sfax (Tunisie). Comptes Rendus de l'Académie des Sciencesde Paris - Earth and Planetary Sciences 331, 6p.

161. **Mallast, U., Golaguen, R., Geyer, S., Rödiger, T. & Siebert, C**, 2011. Derivation of groundwater flow-paths based on semi-automatic extraction of lineaments from remote sensing data, Hydrology and Earth System Sciences, 15 : 2665–2678.

162. **Margat J., 1968**. Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution. Base de la cartographie, Doc. BRGM, 68 SGL 198 HYD. Orléans, France.

163. **Margat J., Castany G.,** 1979. Dictionnaire français d'hydrogéologie, BRGM., Orléans

164. **Marjolet G., Faillat J.P., Sicard T.** 2000. Contribution des eaux souterraines au débit et aux teneurs en nitrates des eaux dans un bassin versant granitique breton "Bristish" hydrological Society –paper.N°11, 4 p.

160. Martelas A., Foucher J-C., Lachassagne P., Pauwels H., 1997. Processus de dénitrification au sein d'un aquifère de socle (Schistes à pyrites) : caractérisation du fonctionnement hydrogéochimique à l'échelle locale, dans le cadre d'un petit bassin versant breton. LAHS pub. N° 241, PP 29-35.

161. Masoud, A., Koike, K., 2005. Remote sensing and GIS integration for groundwater potential mapping in Sinai Peninsula, Egypt. In: Cheng, Q., BonhamCarter, G. (Eds.), Annual Conference of the International-Association-for-Mathematical-Geology. GIS and Spatial Analysis, Vol 1 and 2. York University, Toronto, pp. 440-445.

162. Maybeck M., 1987. Global chemical weathering of surficial rocks estimated from rivers dissolved loads. *Am. J. Sc.*, **287**: 401-428.

163. Mayer, J.R., Sharp, J.M.J., 1998. Fracture control of regional ground-water flow in a carbonate aquifer in a semi-arid region. Geological Society of America Bulletin, 110(2): 269-283. doi:10.1130/0016-7606(1998)110<0269:FCORGW>2.3.CO;2.

164. Mikkelsen P. S., Häfliger M., Ochs M., Tjell J. C., Jacobsen P., Boller M., 1996. Experimental assessment of soil and groundwater contamination from two old infiltration systems for road run-off in Switzerland. Science of the total environment, vol.189/190, pp. 341-347

165. Miquel G. M., 2003. La qualité de l'eau et l'assainissement en France- Rapport de l'OPECST n° 215-www.Senat.fr

166. Mitchell, T.J. et Harding, A.K., 1996. Who is drinking nitrate in their well water? A study conducted in rural Northeastern Oregon, Environmental Health, 59 (3): 14-19.

167. Mohamed R. M., 2001. Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, Nord-Est algérien, selon la méthode DRASTIC. Sciences et changement planétaires / sécheresse, vol. 12, n°2, pp.95-101.

168. Mudry J., 1987. Apports du traçage physico-chimique naturel à la connaissance hydrocinématique des aquifères carbonatés. Thèse de Doctorat ès sciences naturelles, Université Besançon, Paris.

169. Murat V., Paradis D., Savard M. M, Nastev M., Bourque E., HamelA., LefebvreR., et Martel R., 2003. Vulnérabilité à la nappe des aquifères fracturés du sud-ouest du Québec : Evaluation par les méthodes DRASTIC et GOD. Ressources naturelles Canada, Commission Géologique, 16p.

170. Murat V., 2000. Etude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères à la pollution : Application aux aquifères granulaires du Piémont LAURENTIEN. *Mémoire de maîtrise, INRS – Géosciences, Québec, 127p*.

171. Naik, P.K., Awasthi, A.K., Anand, A.V.S.S., Mohan, P.C., 2001. Hydrogeologic framework of the Deccan terrain of the Koyna River basin, India. Hydrogeol. J., 9(3): 243-264.doi:10.1007/s100400100123.

172. Negrel, P., Pauwels, H., Dewandel, B., Gandolfi, J.M., Mascre, C., Ahmed, S., 2011. Understanding groundwater systems and their functioning through the study of stable water isotopes in a hard-rock aquifer (Maheshwaram watershed, India). J. Hydrol., 397(1-2): 55-70. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.11.033.

173. Neukum C., Hötzl H. et Himmelsbach T. (2008). Validation of vulnerability mapping methods by field investigations and numerical modelling. Hydrogeology Journal 16(4): 641.

174. Neves, M.A., Morales, N., 2007. Structural control over well productivity in theJundiaí River catchment, Southeastern Brazil. Anais da Academia Brasileira deCiências 79 (2), 307–320.

175. Nkotagu 1999. Origins of high nitrate in groundwater in Tanzania. Journal of Africa Earth Sciences, Vol 21 N° 4. PP. 471-478.

176. Nobre R. C. M., Rotunno Filho O. C., Mansur W. J., Nobre M. M. M. et Cosenza C. A. N ; 2007. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. Journal of Contaminant Hydrology 94(3-4): 277.

177. Oh, H.J., Kim, Y.S., Choi, Y.-S., Park, E., Lee, S., 2011. GIS mapping of regional probabilistic groundwater potential in the area of Pohang City, Korea. J. Hydrol., 399(3-4): 158-172. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.12.027.

178. OMS. 1993**.** Improving water and sanitation hygiene behaviours for the reduction of diarrhoeal disease. The report of an informal consultation. CWS/CDD/WHO, Genève, 668 p.

179. Orban P., 2009. Solute transport modelling at the groundwater body scale: Nitrate trends assessment in the Greer bassin. Belgium. Univ. Liège, 220p.

180. NRC (National Research Council)., 1993. Groundwater vulnerability assessment, contamination potential under conditions of uncertainty. National Academy Press, Washington DC, USA.

181. Payen G., 2013. De l'eau pour tous. éditions Armand Colin, 216 p.

182. Payment, P., Affoyon F.É., Difranco E., et Trudel M., 1986. «Pollution de la rivière L'Assomption et de ses effluents par les virus entériques porcins». *Revue* internationale des sciences de l'eau, vol. 2, no 4, p. 113-116.

183. Perrin J., Pochon A., Jeannin P. Y. et Zwahlen F. 2004. Vulnerability assessment in karstic areas: validation by field experiments. Environmental Geology 46: 237-245.

184. PLAN DE DEVELOPPEMENT COMMUNAL ou (PDC), 2012. Commune de Zagnanado.Département du Zou et des Collines. Ministère de la Décentralisation, de la Gouvernance Locale, de l'Administration et de L'Amenagement du Territoire (MDGLAAT). 68 p.

185. **PLAN DE DEVELOPPEMENT COMMUNAL ou (PDC)**, 2012. Commune de Zogbodomey.Département du Zou et des Collines. Ministère de la Décentralisation, de la Gouvernance Locale, de l'Administration et de L'Amenagement du Territoire (MDGLAAT). 68 p.

186. **Pochon A., Tripet J.-P., Kozel R., Meylan B., Sinreich M. et Zwahlen F.** 2008.Groundwater protection in fractured media: a vulnerability-based approach for delineatingprotection zones in Switzerland. Hydrogeology Journal 16(7): 1267.

187. **Popescu I. C., Gardin N., Brouyère S. et Dassargues A.**2008. Groundwater vulnerability assessment using physically-based modelling: from challenges to pragmatic solutions. ModelCARE 2007, Denmark, IAHS Publ. 320. 320**:** 83-88.

188. **Rasmussen H., Rouleau A., et Chevalier S.,** 2006.Outils de détermination d'aires d'alimentation et de protection de captages d'eau souterraine. Seconde édition. Québec; 203 p.

189. **Razack M.** 1984. Application de méthodes numériques et statistiques à l'identification des réservoirs fissuréscarbonatés en hydrogéologie. Thèses Doct. ès Sci., Univ. Languedoc, 384 p.

190. **Réméniéras G.,** 1986. L'Hydrologie de l'ingénieur.2^{e} édi. Ed. Eyrolles, 45 p.

191. **RGPH3.,** 2013. Troisième Recensement général de la population et de l'habitat 2013.INSAE. Cotonou

192. **Rodier J., Geoffray Ch., Kovacsik G., Laporte 188. J., Verneaux J., Vial J.,** 1984. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer – Chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie ; 9^{e} édition Dunod, Paris, 1365 p.

193. **Rousseau, Normand, Patrick Levallois, Nadine Roy, Julie Ducrocq, Suzanne Gingras, Pierre Gélinas et HélèneTremblay.** 2004. Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé. Sommaire. Gouvernement du Québec, 19 p. En ligne. http://www.inspq.qc.ca

194. **Rupert M. G.** 2001. *Calibration of the DRASTIC Ground Water Vulnerability Mapping Method*. Ground Water 39(4): 625-630.

195. **Salem O., Visser J.H., *et al.* 1980.** Environmental isotopes used in an hydrogeological study of north-eastern Brazil. IAEA. p. 165-179.

196. Saâdi Z., Maslouhi A., Zeraouli M., Gandet J-P. 1999. Analyse et modélisation des variations saisonnières des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines de la Mnassa Maroc. C.R. Acad. Sci. 329 PP 579-585.

197. Saley M.B., Kouamé F.K., Penven M.J., Biémi J., Boyossoro K.H., 2005 .Cartographie des zones à risque d'inondation dans la région semi montagneuse à l'ouest de la Côte d'Ivoire : apports des MNA et de l'imagerie satellitaire. Télédétection, vol.5, n°(1-2-3), pp 53-67.

198. Sander P., Minor, T.B., Chesley M.M. 1997. Ground-water exploration based on lineament analysis and reproducibility tests, *Groundwater*, 35 (5): 888-894.

199. Sander, P., 2007. Lineaments in groundwater exploration: a review of applications and limitations. Hydrogeol. J., 15: 71-74. doi:10.1007/s10040-006-0138 9.

200. Sarah Leray., 2012. Caractérisation des aquifères de socle cristallin et de leur ressource en eau Thèse / UniversitédeRennes 1192p

201.Scanvic J.Y., 1993. Utilisation de la télédétection dans les sciences de la terre. Manuels et méthodes, BRGM, Orléans, 284 p.

202. Schnebelen N., Platel J.P., Le Nindre Y.M., et Baudry D., 2002. Gestion des eaux souterraines en Aquitaine Année 5. Opération sectorielle. Protection de la nappe de l'Oligocène en région bordelaise – Rapport BRGM/RP-51178-FR.

203. Schwartz. B.S, Harris. J.B., Khan. A.I., *et al.*, 2006. Diarrhoeal epidemics in Dhaka, Bangladesh, during three consecutive floods: 1988, 1998 and 2004. In Jour Trop Med Hyg, June 74 (6), pp. 1067-1073.

204. Scoëller H, 1962. Les eaux souterraines : Hydrologie dynamique et chimie, Recherche, Exploitation des aquifères fissurés au Mali. Projet. AIEA/RAF/8/012, pp 77-93

205. SDAC (Schéma Directeur d'Assainissement Communal), 2012. Projet d'Appui à la Gestion des Forêts Communales (PAGEFCOM).Commune de Zagnanado, Tecsult International Limitée. Ministère de l'Environnement, de l'Habitat et de l'Urbanisme., 2012. 49p.

206. SDAC (Schéma Directeur d'Assainissement Communal), 2012. Projet d'Appui à la Gestion des Forêts Communales (PAGEFCOM) Commune de Zogbodomey, Tecsult

International Limitée. Ministère de l'Environnement, de l'Habitat et de l'Urbanisme, 49 p.

207. Service Public De Wallonie ., 2010. Etat des lieux des eaux souterraines.Guide explicatif des fiches par masse d'eau. Direction Générale"Agriculture, Ressources naturelles Environnement".Version 1.20. 26p

208. Silla I., 2011. Rumeurs et frayeurs autour de l'eau dans le monde. Programme ICT4D ENDA Lead rica. www.leadinafrica.org/sigp. 7 p

209. Simard, A. 2004. Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec. MDDEP, Québec, 33 p. En ligne. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/global-2004/index.htm

210. Singhal, B.B.S., Gupta, R.P., 2010. Applied hydrogeology of fractured rocks, Second Edition. Kluwer Academic Publishers (Springer) Dordrecht, Netherlands, 428 pp.

211. Slansky M., 1962. Contribution à l'étude du bassin sédimentaire côtier du Dahomey et du Togo. Mémoire du Bureau de Recherches Géologiques et Minières. Edition Technip, Paris 7e, 223 p.

212. Solomon, S., Ghebreab, W., 2008. Hard-rock hydrotectonics using gis in the central highlands of Eritrea, *Journal ofHydrology*, 349: 147-155.

213. SPW (Service Public de Wallonie), 2010. Etat des lieux des eaux souterraines.Guide explicatif des fiches par masse d'eau. Direction Générale "Agriculture, Ressources naturelles & Environnement". 26 p.

214. Sterckx, A. 2013. Étude des facteurs influençant le rendement des puits d'alimentation de particuliers qui exploitent le roc fracturé en Outaouais. Maîtrise interuniversitaire en Sciences de la Terre Maître ès Sciences (M.Sc.). Université Laval. Québec, Canada, 74 p.

215. Tam, V.T., De Smedt, F., Batelaan, O. & Dassargues, A. 2004. Study on the relationship between lineaments and borehole specific capacity in a fractured and karstified limestone area in Vietnam, *Hydrogeology Journal*, 12: 662-673.

216. Tandia A.A., Diop E.S., Gaye C.B., 1999. Pollution par les nitrates des nappes phréatiques sous environnement semi-urbain non assaini: example de la nappe de yeumbeul, Sénégal. Journal of Africa Earth Sciences. Vol.29.N° 4. PP. 809-822

217. Tanner. M, Cisse. G *et al.*, 2002. Evaluation des facteurs de risque pour le paludisme et la diarrhée dans les quartiers Yaoséhi, Niangon Sud Sicogi et le village d'Azito. Centre Suisse de Recherches Scientifiques en Côte d'Ivoire, Axe Environnement urbain, Abidjan, pp.114-115.

218. Tay C., Kortatsi K.B., 2007. Groundwater Quality Studies, A case Study of the Densu Basin, Ghana. *West African Journal of Applied Ecology*, **12**, 81–99

219. Tessier S., 1991. Les maladies de l'enfant liées à l'eau en milieu urbain. . Colloque pluridisciplinaire Géographie-Médecine sur l'eau et la santé en Afrique tropicale, Limoges, octobre, PULIM, pp. 63-72.

220. Thibault, M., Blaney, S., et LévesqueB., 1995. Étude de la contamination microbiologique du fleuve Saint-Laurent et ses tributaires et impacts possibles sur la santé humaine. Rapport Saint-Laurent Vision 2000. Centre de santé publique de Québec, Équipe santé et environnement, 92 p.

221. Thornthwaite C. W., 1948. An approach toward a rationnal classification of climate.

222. Totin H. S., 2010. Sensibilité des eaux souterraines du bassin sédimentaire côtier du Bénin à l'évolution du climat et aux modes d'exploitation : stratégies de gestion durable. Thèse de Doctorat de l'Université d'Abomey-Calavi. Bénin, 283 p.

223. Tshibi-Tshiabu M., 2010. Etude Hydrogeophysique de L'infiltration Dans Un Remblai Hétérogène Urbain. Ecole De Technologie Superieure Université Du Québec, 125p

224. UNESCO, 1994.Rapport du Sécrétaire Général. Cette ressource rare…. De la qualité des eaux brutes conformément aux recommandations de l'OMS (1994) 24-32

225. Vernoux J.F., Wuilleumier A., Seguin J.J., Dörfliger N., 2007b. Méthodologie de délimitation des bassins d'alimentation des captages et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses. Rapport intermédiaire : synthèse bibliographique et analyse des études réalisées sur le bassin Seine-Normandie, rapport BRGM/RP-55332-FR, 128 pages, 125 illustrations, 8 annexes

226. Vernoux JF., Gutierrez A., Wuilleumier A. (2012). Champs captant de Montreuil et Vert-en-Drouais (28) : Mise à jour de la carte de vulnérabilité et propositions d'investigationsComplémentaires, rapport final – rapport BRGM/RP-61199-FR, 51 pages, 22 figures, 3 tableaux.

227. Vernoux J.F., Wuilleumier A. Perrin J., 2014. Délimitation des aires d'alimentation de captages d'eau souterraine et cartographie de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses. Version révisée du guide méthodologique, rapport BRGM/RP-63311-FR, 133 p., 69 illustrations, 1 annexe.

228. Vias J. M., Andreo B., Perles M. J., Carrasco F., Vadillo I. et Jimenez P. (2006). Proposedmethod for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COPmethod. Hydrogeology Journal 14(6): 912-925.

229. Viennot P., Ledoux E., Monget J-M., Schott C., Cécile Garnier C., Nicolas Beaudoin N., 2009 .La pollution du bassin de la Seine par les nitrates. Numéro ISBN : 978-2-918251-02-6 Dépôt légal : janvier 2009 44p

230. Vissin E.W., 2007. Impact de la variabilité climatique et de la dynamique des états de surface sur lesécoulements du bassin béninois du fleuve Niger. Thèse de Doctorat de l'Université deBourgogne, Dijon, France, 280 p.

231. Vrba J. 1991. Mapping of groundwater vulnerability. Intl. Assoc. of Hydrogeologists (IAH), Groundwater Protection Commission. Tampa, FL, USA. Unpublished Work.

232. Vrba J. et Zaporozec A., 1994. Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability.International Contributions to Hydrogeology, vol. 16. Eds. Heinz Heise GmbH. Hannover

233. Walker, D.D., Gylling, B., Ström, A., Selroos, J.O., 2001. Hydrogeologic studies for nuclear- waste disposal in Sweden. Hydrogeol. J., 9: 419-431. Doi: 10.1007/s100400100156 watershed scale in deeply weathered crystalline aquifers. J. Hydrol., 416-417: 83-97. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.11.038.

234. White, B.A., Burbey, T.J., 2007. Evidence for structurally controlled recharge in the Blue Ridge Province, Virginia, USA. Hydrogeol. J. 15, 929–943. http://dx.doi.org/ 10.1007/s10040-006-0150-0.

235. **Widory D., Kloppmann W., 2004.** Nitrate in groundwater: an isotopic multi-tracerapproach. Journal of Contaminant Hydrology 72. p. 165-188.

236. **WHO,** 2008. Guidelines for drinking-water quality: Incorporating 1st and 2nd addenda, Vol.1, Recommendations. – 3rd ed., Geneva, 668 p.

237. **Wolfe, M.S.,** 1992. Giardiasis. Clinical Microbiology Reviews, 5: 93-100. Première partie Rapport de la Commission d'enquête sur Walkerton 107 p

238. **Wright, E.P., Burgess, W.G.,** 1992. The hydrogeology of crystalline basement aquifersin Africa. Geological Society Special Publication no. 66. The Geological Society, London, 262 pp.

239. **Wyns, R., Baltassat, J.M., Lachassagne, P., Legchenko, A., Vairon, J., Mathieu, F.,** 2004. Bulletin de la Société Géologique de France. Application of SNMR soundings forgroundwater reserves mapping in weathered basement rocks (Brittany, France), vol. 175(1), and pp. 21–34.

240. **Yaméogo O. S.,** 2008. Ressources en eau souterraine du centre urbain de Ouagadougou au Burkina Faso, qualité etvulnérabilité ; Univ. Avignon et pays de Vaucluse, Univ. Ouagadougou, 245 p.

241. **Zwahlen F.**, Ed. (2004). Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report. COST Action 620. European Cooperation in the field of scientific and technical research (COST). Brussels

Sites web

(http://fr.wikipedia.org/wiki/Nappe_phréatique).

(wwwafrik.com/l-eau-en-afrique).

(webworld.unesco.org : water : ihp/db/glossary/glu :indexdic.htm).

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1.1 : Coordonnées géographiques des sources artésiennes dans la commune de Zagnanado

ANNEXE1. 2 : Coordonnées géographiques des forages artésiens dans la commune de Zogbodomey

ANNEXE 1.3 : Photos de quelques forages artésiens pris en compte dans notre travail….

ANNEXE 1.4 : Photos de quelques sources artésiennes prises en compte dans notre travail

ANNEXE 2.1 : Calcul des valeurs moyennes des paramètres du bilan à partir des précipitations et de l'évapotranspiration à la station de Bohicon (période 1980 à 2012)

ANNEXE 2.2 : Calcul des valeurs moyennes des paramètres du bilan à partir des précipitations et de l'évapotranspiration à la station de Bohicon (période 1980 à 2012

ANNEXE 2.3 : Détermination de l'Evapotranspiration Réelle

ANNEXE -3.1 : Résultats des métaux lourds dans les eaux des sources et forages artésiens de la région de Zagnanado- Zogbodomey

ANNEXE 5.1 : Cotation de la profondeur de la surface de la nappe selon la méthode GOD

ANNEXE 5.2 : Cotation du type d'aquifere selon God

ANNEXE 5.3 : Description de la zone non saturée, du milieu aquifère et leur cotation numérique selon la méthode GOD

ANNEXE 5.4- : Pluie efficace

ANNEXE 5.5- : Détermination d'ETP selon la méthode de coutage…

ANNEXE 5.6- : Détermination du ruissellement selon la méthode de Tixéron-Berkaloff

ANNEXE 5.7- : Détermination de l'infiltration suivant le Bilan hydrique

ANNEXE 5.8- : Perméabilité (Conductivité hydraulique)

ANNEXE 5.9 : Concentration de nitrate au niveau de la nappe phréatique

ANNEXE 6.1 : Résultats Physico-Chimiques

ANNEXE 7.1- : Fiche de questionnaire

Annexe 10 : Liste des communications

ANNEXE 1.1 : les coordonnées géographiques des sources artésiennes dans la commune de Zagnanado

COMMUNE	**ARRONDISSEMENT**	**VILLAGE**	**LOCALITE**	**NOM DE LA SOURCE**	**LONGITUDE**	**LATITUDE**
ZAGNANADO	ZAGNANADO			AHOHO	002°23 ,876/	07°43,253/
	AGONLI-HOUEGBO	DOHOUNME		WAKPA	002°24,494/	07° 13,861/
	DOVI	DOVI-DOVE		DOVE	002° 23,255/	07° 10,061/
	DON-TAN	DON		TOVE	002° 23,453/	07° 15,723/
	BANAME			AHANDATIN	002° 20,772	07° 18,597/

ANNEXE 1.3 : Photos de quelques forages artésiens pris en compte dans notre travail


Forage : Hlanhonou (Zoukou)


Forage : Gbata (Avlamè)


Forage : Kpokissa (Centre)


Forage : Hlanhonou (Zoukou)


Forage : Hon (Massi)


Forage : Samionta (Koussoukpa)

ANNEXE 1.4 : Photos de quelques sources artésiennes prises en compte dans notre travail

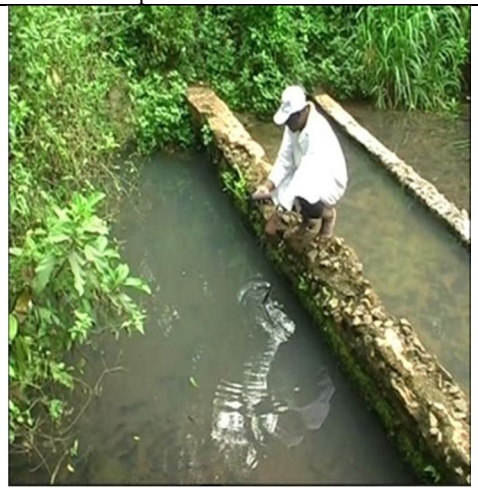

Source : Kahodji


Source : Wakpa


Source : Ahandatin


Source : Dovè


source : N’gbèdè


Source : Tovè


Source : Massavi


Source : Wakpa aménagée

ANNEXE 2.1 : Calcul des valeurs moyennes des paramètres du bilan à partir des précipitations et de l'évapotranspiration à la station de Bohicon (période 1980 à 2012)

Mois / Paramètres	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Total
P	6,7	36,4	66,1	120,2	141,5	154,7	171,1	121,1	154,5	127,3	26,7	16,9	1132,9
ETP	126,1	133,3	147,2	142,3	132,9	117,1	109,6	107,0	110,2	126,2	128,1	122,7	1502,7
P-ETP	-119,4	-96,9	-81,1	-22,1	8,6	37,6	61,4	14,0	44,4	1,1	-101,4	-105,8	-369,8
Variation	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-
RU	0	0	0	0	8,6	46,2	100	100	100	100	0	0	
ETR	6,7	36,4	66,1	120,2	132,9	117,1	109,6	107,0	110,2	126,2	126,7	16,9	1076,1
DA	119,4	96,9	81,1	22,1	0	0	0	0	0	0	1,4	105,75	426,6
Excédent	0	0	0	0	0	0	7,6	14	44.4	1	0	0	67,0
Ecoulement	0	0	0	0	0	0	7,6	14	44,4	1	0	0	67,0

ANNEXE 2.2: Calcul des valeurs moyennes des paramètres du bilan à partir des précipitations et de l'évapotranspiration à Zagnanado (période 1980 à 2012

Mois	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Total
Paramètres													
P	6	28,3	56,2	129,8	144,8	147,8	125,4	109,5	164,4	120,7	22,8	8,6	1064,1
ETP	126,1	133,3	147,2	142,3	132,9	117,1	109,6	107,0	110,2	126,2	128,1	122,7	1502,7
P-ETP	-120,1	-105,1	-91,0	-12,5	11,8	30,7	15,8	2,5	54,2	-5,5	-105,2	-114,1	-438,6
Variation	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-	-	-
RU	0	0	0	0	11,8	42,5	58,3	60,8	100,0	94,5	0	0	
ETR	6,0	28,3	56,2	129,8	132,9	117,1	109,6	107,0	110,2	126,2	117,3	8,6	1049,1
DA	120,1	105,1	91,0	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,8	114,1	453,6
Excédent	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0,0	0	0	15,0
Ecoulement	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	15,0

ANNEXE 2.3 : Détermination de l'Evapotranspiration Réelle

			Méthode de TURC					
Localité	Période	**P (mm)**	**T (°C)**	**T^3**	**L**	**$(P/L)^2$**	**$(0,9 + P^2/L^2)^{1/2}$**	**ETR (mm)**
Bohicon	1980-2012	1132,9	28,08	22134,84	2108,68	0,29	1,09	1039,14
				0,00	300,00	0,00	0,95	0,00
				0,00	300,00	0,00	0,95	0,00
				0,00	300,00	0,00	0,95	0,00
				0,00	300,00	0,00	0,95	0,00

			Méthode de TURC					
Localité	Période	**P (mm)**	**T (°C)**	**T^3**	**L**	**$(P/L)^2$**	**$(0,9 + P^2/L^2)^{1/2}$**	**ETR (mm)**
ZAGNANADO	1980-2012	1064,1	28,08	22134,84	2108,68	0,25	1,07	990,28
				0,00	300,00	0,00	0,95	0,00
				0,00	300,00	0,00	0,95	0,00
				0,00	300,00	0,00	0,95	0,00

ANNEXE 3.1 : Résultats des métaux lourds dans les eaux des sources et forages artésiens de la région de Zagnanado-Zogbodomey

Tableau 1 : Résultats des Métaux lourds dans les eaux de sources artésiennes à Zagnanado

Paramètres	unité	Normes OMS	Saison Pluvieuse Juin 2013							Saison Sèche Avril 2012						
			wakpa	N'gbèdè	Ahandatin	Kahodji	Dovê	Tovê	Massavi	Wakpa	N'gbèdè	Ahandatin	Kahodji	Dovè	Tovè	Massavi
Plomb	µg/L	50	14	01	01	03	01	03	4,0	1,5	5,0	5,0	4,0	3,0	3,0	4,0
Cadmium	µg/L	50	0,7	0,8	0,7	2,1	0,8	1,9	0,7	1,1	0,5	1,2	1,1	0,6	1,1	0,7
Mercure	µg/L	1	0	0,3	0	0,22	0,3	0	0,12	0,11	0,23	0,27	0,22	0,20	0,11	0,12
Arsenic	µg/L	50	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	<0,3

Source : *Résultats d'analyses des métaux lourds, Lalèyê, 2012-2013*

Tableau 2 : Résultats des Métaux lourds dans les eaux de forages artésiens à Zogbodomey

paramètre	**unité**	**Normes OMS**	**Saison Pluvieuse** Aôut 2013					**Saison Sèche Avril 2013**				
			Kpokissa	Samionta	Gbada	Hlanhonou	Hon	Kpokissa	Samionta	Gbada	Hlanhonou	Hon
Plomb	µg/L	50	4,0	3,0	3,0	2,0	4,0	03	1,0	1,0	< 1	02
Cadmium	µg/L	50	0,6	1,1	0,7	0,7	1,3	1,0	0,6	0,5	0,4	0,4
Mercure	µg/L	1	0,1	0,6	1,3	0,7	1,5	0,34	0,11	0,10	0,11	0,11
Arsenic	µg/L	50	< 3	< 3	< 3	< 3		< 3	< 3	< 3	< 3	4

Source : Résultats d'analyses des métaux lourds, Lalèyê, 2013

ANNEXE 5.1 : Cotation de la profondeur de la surface de la nappe selon la méthode GOD et Indice de l'épaisseur de la zone non saturée (BRGM)

Localite	Xcoord	Ycoord	NS	X	Y	Cote GOD	Indice (BRGM)
Kpedekpo	2,501417	7,232817	2,56	444958,03	799516,25	0,9	
Tanwe-Hessou	2,100275	7,044953	2,63	400630	778814,04	0,9	
Zogbodomey Centre	2,120151	7,06688	2,9	402830	781234,04	0,9	
Massi Centre	2,237576	6,971696	2,99	415782	770688,04	0,9	
Dovi-Dove	2,388467	7,172567	3,68	432479,38	792870,61	0,9	
Avlame Kotopka 1	2,170932	7,094587	4,1	408444	784287,04	0,9	
Koussoukpa	2,27121	7,062545	4,5	419513	780726,04	0,9	3
Zonmon	2,40455	7,1918	4,8	434258	794994,58	0,9	3
Avlame Kotopka 2	2,17047	7,094668	5,05	408393	784296,04	0,8	3
Massi Hlabgadenou	2,204685	7,011549	6,62	412156	775100,04	0,8	3
Akiza Denou	2,03646	6,946347	6,77	393559	767926,04	0,8	3
Dohounme	2,40725	7,2256	7,26	434560,96	798730,9	0,8	3
Dome	2,30991	7,097392	14	423793	784572,04	0,7	2
Sowe	2,330633	7,315733	14,8	426116,94	808707,33	0,7	2
Doga	2,387067	7,207633	15,28	432329,99	796747,57	0,7	2
Assiangbome	2,339683	7,339333	19,81	427119,73	811314,96	0,7	2
Batezoume	2,33475	7,327783	25,33	426573,31	810038,85	0,6	2
Cana 1 Togoudo	2,08632	7,124846	27,79	399106	787650,04	0,6	2
Tan	2,3732	7,27475	35,77	430809,24	804169,67	0,6	1
Zangnanado	2,390933	7,219233	38,13	432758,61	798029,42	0,6	1
Cana 2 Dohounve	2,080437	7,127783	39,65	398457	787976,04	0,6	1
Don	2,378217	7,251417	42,45	431359,49	801589,31	0,6	1
Gbonou	2,344517	7,379633	57,11	427659,75	815769,55	0,5	0
Vidokpo	2,359267	7,340117	62,1	429281,39	811398,42	0,5	0

ANNEXE 5.2 : Cotation du type d'aquifère selon GOD

ID_Saisie	xCoord	yCoord	Milieu aquifère	X	Y	Cote
010_019	2,474444444	7,25	Sable	441982,4991	801419,2613	0,2
001_020	2,239166667	7,464722222	Granite	416048,6608	825195,2806	0,3
001_022	2,316111111	7,052777778	Sable moyen	424470,5374	779638,6627	0,3
001_024	2,087222222	7,118333333	Sable moyen	399204,2075	786929,7973	0,3
001_036	2,080833333	7,128611111	Sable grossier	398500,9002	788067,5172	0,3
001_037	2,101111111	6,925	Sable grossier	400697,0497	765551,8708	0,3
008_023	2,298888889	7,517222222	Gneiss	422648,082	830988,5936	0,7
008_024	2,2525	7,429722222	Gneiss	417513,4164	821323,2385	0,7
008_025	2,303333333	7,516388889	Gneiss	423138,304	830895,6799	0,7
013_018	2,301111111	7,527777778	Gneiss	422895,13	832155,1929	0,7
001_018	2,385833333	7,172777778	Granite	432188,6518	792894,34	0,5
001_019	2,232777778	7,488333333	Granite	415348,2103	827806,9112	0,5
001_021	2,207777778	7,438055556	Granite	412579,6726	822253,142	0,5
013_020	1,856388889	7,474166667	Gneiss	373810,6302	826330,8037	0,5
047_050	2,306361111	7,094611111	grès	423400,5807	784265,1284	0,5
080_018	2,306361111	7,094611111	grès	423400,5807	784265,1284	0,5

ANNEXE 5.3 : Description de la zone non saturée, du milieu aquifère et leur cotation numérique selon la méthode GOD

ID_Saisie	xCoord	yCoord		Y	Milieu aquifère	Zone non saturée	Cote
010_019	2,474444444	7,25	441982,4991	801419,2613	Sable	Argile compacte	0,5
001_020	2,239166667	7,464722222	416048,6608	825195,2806	Granite	Argile sableuse	0,5
001_022	2,316111111	7,052777778	424470,5374	779638,6627	Sable moyen	Argile	0,5
001_024	2,087222222	7,118333333	399204,2075	786929,7973	Sable moyen	Argile sableuse	0,5
001_038	2,118611111	6,978333333	402641,4569	771444,7327	Sable grossier	Argile sableuse	0,5
001_039	2,139722222	7,121944444	405002,8338	787317,917	Sable grossier	Argile sableuse	0,5
102_052	2,133166667	7,088666667	404271,9897	783640,0998	Sable	Argile sableuse	0,5
102_053	2,237333333	7,089694444	415776,443	783733,5299	Sable	Argile	0,5
102_054	2,293361111	6,98075	421945,8815	771679,3894	Sable	Argile marneux	0,5
102_056	2,2185	6,988055556	413677,7144	772500,1241	Sable	Argile marneux	0,5
102_058	2,100027778	6,999333333	400593,0096	773770,3678	Sable	Argile marneux	0,5
102_059	2,150027778	7,121861111	406140,9016	787306,5969	Sable	Argile	0,5
110_071	2,049166667	7,056944444	394987,5585	780151,0044	Sable grossier	Argile	0,5
008_023	2,298888889	7,517222222	422648,082	830988,5936	Gneiss	Gneiss altéré	0,6
008_024	2,2525	7,429722222	417513,4164	821323,2385	Gneiss	Gneiss altéré	0,6
045_058	2,268611111	7,496666667	419303,6439	828721,4833	Gneiss	Micaschiste	0,6
046_014	2,125277778	6,975555556	403377,346	771136,2524	Sable	Schiste argileux	0,6
046_038	2,011388889	6,937222222	390787,063	766922,8842	Sable	Schiste argileux	0,6
052_041	2,270277778	7,491111111	419486,5217	828106,968	Gneiss	Gneiss altéré	0,6
052_076	2,401611111	7,209166667	433936,0293	796914,9498	Gneiss	Gneiss altéré	0,6
102_055	2,194138889	6,961916667	410981,7479	769614,8215	Sable et calcaire	Argile kaolinique	0,5

ANNEXE 5.4 : Pluie efficace

Pluie efficace = pluviométrie – ETR

ZOGBODOMEY

Moyenne de pluie par mois (1982-2012)	jan	févr	mars	avril	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	déc	Total
	6,664	36,416	66,13	120,2	141,5	154,7	171,0	121,0	154,5	127,2	26,70	16,88	1132,9
ETR	6,7	36,4	66,1	120,2	132,9	117,1	109,6	107,0	110,2	126,2	126,7	16,9	1076,0
Pluie efficace	0	0	0	0	8,6	37,61	61,5	14,1	44,3	1,1	0	0	56,9

ZAGNANADO

Moyenne de pluie par mois (1982-2012)	jan	févr	mars	avril	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	déc	Total
	6,0	28,3	56,2	129,8	144,8	147,8	125,4	109,5	164,4	120,7	22,8	8,6	1064,1
ETR	6,0	28,3	56,2	129,8	132,9	117,1	109,6	107,0	110,2	126,2	117,3	8,6	1049,2
Pluie efficace	0	0	0	0	11,9	30,7	15,8	2,5	54,2	-5,5	-94,5	0	14,9

ANNEXE 5.5 : Détermination d'ETP selon la méthode de coutagne

Méthode de Coutagne

Localité	Période	**P (m)**	**T (°C)**	**P^2**	**λ**	**1/8λ**	**1/2λ**	**D (m)**	**D (mm)**
zagnanado	1980-2012	1,0	28,08	1,00	0,21	0,61	2,44	0,79	794,71
				0,00	1,25	0,10	0,40	0,00	0,00
				0,00	1,25	0,10	0,40	0,00	0,00

P = Précipitation en m

T = Température en °C

D = Etr = Déficit d'écoulement

Méthode de Coutagne

Localité	Période	**P (m)**	**T (°C)**	**P^2**	**λ**	**1/8λ**	**1/2λ**	**D (m)**	**D (mm)**
Bohicon	1980-2012	1,1	28,08	1,28	0,21	0,61	2,44	0,87	869,44
				0,00	1,25	0,10	0,40	0,00	0,00
				0,00	1,25	0,10	0,40	0,00	0,00
				0,00	1,25	0,10	0,40	0,00	0,00
				0,00	1,25	0,10	0,40	0,00	0,00

P = Précipitation en m T = Température en °C D = Etr = Déficit d'écoulement

ANNEXE 5.6 : Détermination du ruissellement selon la méthode de Tixéron-Berkaloff

Méthode de Tixéront-Berkaloff

ETP = Celle obtenue par la méthode de Thornthwaite

Localité	Période	P (mm)	ETP (mm)	P^3	ETP^2	R (mm)
Bohicon	1980-2012	1132,9	1502,72	1454127909,01	2258157,38	214,65
		1119,80	1503,20	1404175494,39	2259610,24	207,14
				0,00	0,00	#DIV/0!
				0,00	0,00	#DIV/0!
				0,00	0,00	#DIV/0!
				0,00	0,00	#DIV/0!
				0,00	0,00	#DIV/0!

Méthode de Tixéront-Berkaloff

ETP = Celle obtenue par la méthode de Thornthwaite

Localité	Période	P (mm)	ETP (mm)	P^3	ETP^2	R (mm)
zagnanado	1980-2012	1064,1	1502,72	1205025686,89	2258157,38	177,88
		1119,80	1503,20	1404175494,39	2259610,24	207,14
				0,00	0,00	#DIV/0!
				0,00	0,00	#DIV/0!
				0,00	0,00	#DIV/0!
				0,00	0,00	#DIV/0!

ANNEXE 5.7 : Détermination de l'infiltration suivant le Bilan hydrique

Bilan hydrique de Thornthwaite

Localité	Période	P (mm)	ETR (mm)	R (mm)	I (mm)	
Bohicon	1980-2012	1132,9	1039,14	214,65	-120,86	ETR Turc
Bohicon	1980-2012	1132,9	1076,1	214,65	-157,84	ETR Thornthwaite
Bohicon	1980-2012	1132,9	869,44	214,65	**48,84**	ETR Coutagne
					0,00	

Localité	Période	P (mm)	ETR (mm)	R (mm)	I (mm)	
Zagnanado	1980-2012	1064,1	990,00	177,88	-103,74	ETR Turc
Zagnanado	1980-2012	1064,1	1049,2	177,88	-162,89	ETR Thornthwaite
Zagnanado	1980-2012	1064,1	831,68	177,88	**54,58**	ETR Coutagne

R = Ruissellement

I = Infiltration

ANNEXE 5.8 : Perméabilité

ID	xCoord	yCoord	Cond. Hydraulique	Indice
018_034	2,20416667	7,0175	0,004366812	classe 4
018_032	2,07833333	7,05277778	0,002850627	classe 4
018_035	2,21638889	7,10944444	0,001479547	classe 4
001_042	2,28222222	7,19972222	0,001239726	classe 4
001_039	2,13972222	7,12194444	0,000968067	classe 4
001_005	2,15472222	7,47194444	6,68E-05	classe 3
001_022	2,31611111	7,05277778	3,68E-05	classe 3
018_033	2,13861111	7,02083333	3,65E-05	classe 3
001_018	2,38583333	7,17277778	3,12E-05	classe 3
001_003	2,00472222	7,15388889	1,81E-05	classe 3
001_008	2,015	7,49138889	9,09E-06	classe 1
008_023	2,29888889	7,51722222	5,80E-06	classe 1
008_024	2,2525	7,42972222	5,26E-06	classe 1
001_009	1,65138889	7,57861111	4,89E-06	classe 1
001_002	1,92277778	7,17388889	3,12E-06	classe 1

ANNEXE 5.9 : Concentration de nitrate au niveau de la nappe phréatique

Localite	Xcoord	Ycoord	NS	X	Y	Nitrate (ss)	Nitrate (sp)	Nitrates (moy)	Nitrate Mg-N/l
Kpedekpo	2,50141667	7,23281667	2,56	444958	799516	7	6,6	6,8	1,5368
Tanwe-Hessou	2,10027498	7,04495313	2,63	400630	778814	9,8	10	5,9	1,3334
Zogbodomey Centre	2,12015147	7,06687963	2,9	402830	781234	24,4	27	25,7	5,8082
Massi Centre	2,23757606	6,97169614	2,99	415782	770688	33	39	36	8,136
Dovi-Dove	2,38846667	7,17256667	3,68	432479	792871			26,5	5,989
Avlame Kotopka 1	2,17093171	7,09458716	4,1	408444	784287	35	40	37,5	8,475
Koussoukpa	2,27120962	7,06254539	4,5	419513	780726	17,5	13,8	15,7	3,5482
Zonmon	2,40455	7,1918	4,8	434258	794995			41	9,266
Avlame Kotopka 2	2,17046977	7,09466774	5,05	408393	784296	50	44	47	10,622
Massi Hlabgadenou	2,20468457	7,01154894	6,62	412156	775100	35,6	43	39,3	8,8818
Akiza Denou	2,03645996	6,94634705	6,77	393559	767926	32	37	34,5	7,797
Dohounme	2,40725	7,2256	7,26	434561	798731	45,4	45	45,2	10,2152
Dome	2,30991032	7,09739246	14	423793	784572	18	17,2	17,6	3,9776
Sowe	2,33063333	7,31573333	14,8	426117	808707	8	7	7,5	1,695
Doga	2,38706667	7,20763333	15,28	432330	796748	18,8	20	19,4	4,3844
Assiangbome	2,33968333	7,33933333	19,81	427120	811315	49	51	50	11,3
Batezoume	2,33475	7,32778333	25,33	426573	810039	16,4	19	17,7	4,0002
Cana 1 Togoudo	2,08632007	7,12484599	27,79	399106	787650	10,6	17	13,8	3,1188
Tan	2,3732	7,27475	35,77	430809	804170	40,8	38	39,4	8,9044
Zangnanado	2,39093333	7,21923333	38,13	432759	798029	14,2	16	15,1	3,4126
Cana 2 Dohounve	2,08043746	7,12778292	39,65	398457	787976	12	16	14	3,164
Don	2,37821667	7,25141667	42,45	431359	801589	40	42	40,4	9,1304
Gbonou	2,34451667	7,37963333	57,11	427660	815770	5,6	6	5,8	1,3108
Vidokpo	2,35926667	7,34011667	62,1	429281	811398	4,8	5,2	5	1,13

ANNEXE 6.1 : Fiche de questionnaire

FICHE DE QUESTIONNAIRE D'ENQUETE

Ce questionnaire s'inscrit dans le cadre de la collecte des informations, pour la rédaction d'une thèse de doctorat à l'Ecole Doctorat Pluridisciplinaire de la Faculté des Lettres, Arts et Sciences Humaines de l'Université d'Abomey-Calavi

Option : Environnement et santé

Thème : Analyse des déterminants de la contamination des eaux des sources et forage artésiens dans les communes de Zagnanado et Zogbodomey

I- Identification de la localité

Pays: BENIN

Département: Zou

Commune :……

Arrondissement : ……

Village ou Quartier :…….

Q1- Quelle est la taille de votre ménage ?

Q2- Quelle eau buvez-vous ?

Forage🖵; Source 🖵 ; Puits 🖵 ; citerne🖵 **;** eau courante 🖵 **;** Autres🖵**.**

Q3-Où se situe cette eau ?

Place publique🖵 ; Cour 🖵; Forêt 🖵; Autres🖵.

Q4-Quel est votre mode de transport de l'eau de consommation ?

Seau 🖵; Bassine 🖵; Bidon 🖵; Autres🖵.

Q5- En quelle année le point d'eau a été construit ? Par quelle structure ?

……

Q6- Avant le Forage, qu'elle eau buvez-vous ?

……

Q7- Les populations s'approvisionnent-elles toutes au point d'eau ?

Oui 🖵; Non🖵.

Q8- Rendez-vous potable cette eau avant consommation ? Oui 🖵; Non🖵.

Q9- Si Oui, par quel procédé ? Filtration 🖵; Chauffage 🖵; Alun 🖵; Eau de javel 🖵; Les capsules🖵 ; Autres🖵.

Q10- Entretenez-vous votre point d'eau ? Ou on 🖵

Q10-Si Non, Pourquoi ? Raisons culturelles 🖵; Moyens financiers 🖵; habitudes du milieu 🖵; Autres 🖵

- Entretenez-vous votre point d'eau ? Oui 🖵; Non 🖵

Q11-Quelle structure s'en occupe ? Mairie 🖵; Usagers 🖵; Cultes 🖵

Q12-Quelle est la périodicité pour l'entretien ? Jour 🖵; Semaine 🖵; Mois 🖵 ; Année🖵.

Q13-Disposez vous de latrine ? Oui 🖵; Non🖵.

Q14- Si Oui, de quel type et quel est son état ? Traditionnelle 🖵; Moderne 🖵; Entretenue 🖵; Non entretenue🖵.

Q15- L'eau courante est-elle disponible ici ? Oui 🖵; Non 🖵

Q16- Etes vous abonné à la SONEB ? Oui 🖵; Non🖵**.**

Q17-Si Non, Pourquoi ? Raisons culturelles 🖵; Moyens financiers 🖵; habitudes du milieu 🖵; Autres 🖵

Q18-L'eau de ruissellement transporte-elle des déchets dans l'eau de la source ?

Oui 🖵; Non🖵**.**

Q19-Savez-vous que la lessive, la vaisselle et les travaux champêtres au bord de la source la pollue ? Oui 🖵; Non 🖵

Q20-Savez-vous que une eau polluée peut rendre malade ? Oui 🖵; Non🖵.

Q21- Si Oui, de quelle maladie courante souffrez-vous ? Diarrhée 🖵; Maux de ventre 🖵; Vomissement 🖵; Paludisme 🖵; Dysenterie 🖵; Fièvre typhoïde 🖵 ; Autres🖵.

ANNEXE 6.2 : FICHE D'ENQUETE POUR LES ELUS LOCAUX

Commune :……Nom :……..

Arrondissement : ……Sexe :……Age :……..

Quartier :……...

Profession :……

Enquêteur :…… Date de l'enquête :……

Q1- Quelle est la taille de la population ?

Q2-Quelles sont les sources d'approvisionnement en eau potable de la population et leur estimation ?

Forage🖵🖵; Source 🖵🖵 ; Puits 🖵🖵 ; c 🖵 ; eau courante 🖵🖵 ; Autres🖵🖵.

Q3-Quelles sont les structures intervenant dans la gestion des ressources en eau dans la commune ? Ministère 🖵; Mairie 🖵; ONG 🖵; Autres 🖵 ; Cultes 🖵; Populations 🖵;

-Q4 Quelles sont les mesures prises par les structures pour assurer un accès durable à l'eau potable aux populations ?

Q5-Réalisation d'ouvrages hydrauliques : Oui 🖵; Non 🖵. Si Oui, lesquels ?

……

Q6-Information, Education, Communication (IEC)…….

Q7-Entretien des points d'eau : Oui 🖵; Non 🖵…….

Q8-Traitement de la qualité de l'eau : Oui 🖵; Non 🖵……

Autres ……

ANNEXE 6.3 : Fiche d'enquête pour les agents de sante

Commune :…… ..**Nom :**……..

Arrondissement : ……**Sexe :**……**Age :**……..

Quartier :……... **Profession** :……

Enquêteur :…… **Date de l'enquête :**……

Q1-Quelles sont les affections hydriques fréquentes dont souffrent les patients que vous recevez ?

Diarrhée 🖵; Choléra 🖵; Bilharziose 🖵; Dermatose 🖵; Vomissement 🖵; Paludisme 🖵; Gastro-entérite 🖵; Dysenterie 🖵; Fièvre typhoïde🖵 ; Autres🖵.

Q2-La fréquence des affections dépende-t-elle de la saison ? **1**- Oui ; **2-** Non

Diarrhée 🖵; Choléra 🖵; Bilharziose 🖵; Dermatose 🖵; Vomissement 🖵; Paludisme 🖵; Gastro-entérite 🖵; Dysenterie 🖵; Fièvre T 🖵 ; Autres🖵.

Q3- En quelle saison chacune de ces affections atteint son pic ?

saison sèche ; 2- saison pluvieuse

Diarrhée 🖵; Choléra 🖵; Bilharziose 🖵; Dermatose 🖵; Vomissement 🖵; Paludisme 🖵; Gastro-entérite 🖵; Dysenterie 🖵; Fièvre T 🖵 ; Autres🖵.

Q4-Quelles sont les causes possibles de ces affections ? 1-Oui ; 2-Non

Qualité de l'eau 🖵; Manque d'hygiène 🖵; Mauvais assainissement du cadre de vie 🖵; Autres🖵.

Q5- Quelles sont les tranches d'âges les plus affectées ? 1- (0-5ans) ; 2- (5-10 ans) ;

3- (10-25 ans) ; 4- (25 ans et plus)

Diarrhée 🖵; Choléra 🖵; Bilharziose 🖵; Dermatose 🖵; Vomissement 🖵; Paludisme 🖵; Gastro-entérite 🖵; Dysenterie 🖵; Fièvre T 🖵 ; Autres🖵.

Q6- Dans quel état les populations se rendent-elles aux soins ?

Au début de la maladie. Oui 🖵; Non 🖵

A un état avancé Oui 🖵; Non 🖵

Q7-Quels sont les germes responsables de ses affections ?

Diarrhée**…….**; Choléra **…….**; Bilharziose **…….**; Dermatose**…….**; Vomissement **…….**; Paludisme **…….**; Gastro-entérite **…….**; Dysenterie **…….**; Fièvre typhoïde 🖵 ; Autres **…**……..

Annexe 7 : Liste des Publications

Liste des Publications

Gilbert Tite LALÈYÊ[*1]., Léonce Firmin DOVONON[2]., Christophe S. HOUSSOU[3]., Patrick A.EDORH[4]., 2014. Qualité des Eaux des Sources Artésiennes et Santé des Populations de la Commune de Zagnanado (Bénin). **European Journal of Scientific Research ISSN 1450-216X / 1450-202X 125 (1), 50-62 http://www.europeanjournalofscientificresearch.com**

Gilbert Tite LALÈYÊ*[1]., Expédit W. VISSIN[2]., Christophe S. HOUSSOU[3]., Patrick EDORH[4]., 2014. Relation eau de ruissellement et eau des sources et forages artésiens dans la région Zagnanado-Zogbodomey au Bénin : Approche couplée (pollution microbiologique – télédétection). **Available online at http://ajol.info/index.php/ijbcs Int. J. Biol. Chem. Sci. 8(6): 2786-2803, ISSN 1997-342X (Online), ISSN 1991-8631 (Print)**

Gilbert Tite LALÈYÊ*[1]. Léonce Firmin DOVONON[2]., Patrick A. EDORH[3]., Euloge AGBOSSO[4]., Christophe S. HOUSSOU5., 2015. Vulnerability of Sources and Drilling Artesian and Aquifer than Nitrate Pollution in the Region of Zagnanado Zogbodomey Center of Benin**. European Journal of Scientific Research ISSN 1450-216X / 1450-202X 131 (2), 182 – 189 http://www.europeanjournalofscientificresearch.com**

Gilbert Tite LAL□YÊ1*[1] ; Léonce Firmin DOVONON[2] ; Thierry Hervé AZONHÊ[3] ; Christophe S. HOUSSOU[4] ; Patrick A. EDORH[5] ; 2015. Seasonal variability of the drilling artesian common Zagnanado and Zogbodomey in central Benin. **International Journal of Biological Sciences (IJBS) ISSN: 2313 http://www.dne Vol. 02, No. 022313-3740 (Online) dnetrw.com 2, P. 01-26.**

Gilbert Tite. LALÈYÊ[1]*; Patrick EDORH[2] ; Christophe S. HOUSSOU[3] ; Euloge K. I. AGBOSSOU[4]. 2015. Metal Water Contamination Sources And Drilling Artesian In Common And Zagnanado And Zogbodomey Center Of Benin. **International Journal of Biological Sciences (IJBS) ISSN: 2313-3740 (Onlines) http://www.dnetrw.com 2 (03), 01-15**

Gilbert T. LALÈYÊ *[1] ; Abdoukarim ALASSANE[2]; Moussa BOUKARI[3] ; Christophe S. HOUSSOU[4] ; Patrick EDORH[5]. 2015. Contribution des Méthodes de Vulnérabilité Intrinsèque BRGM et GOD à l'étude de la Pollution par les Nitrates dans la Région de Zagnanado et de Zogbodomey au Centre du

Benin. **European Journal of Scientific Research ISSN 1450-216X / 1450-202X 133 (2), 108-129 http://www.europeanjournalofscientificresarch.com .**

TABLE DES MATIERES

SOMMAIRE 0
REMERCIEMENTS iii
SIGLES ET ACRONYMES vi
LISTE DES FIGURES vii
LISTE DES TABLEAUX x
LISTE DES PHOTOS xii
RESUME xiii
ABSTRACT xiv
INTRODUCTION GENERALE 1
CHAPITRE I : DEFINITION OPERATOIRE DES CONCEPTS ET SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE 6
1.1. Définition des concepts 6
1.2. Typologie des polluants 9
1.2.1. Matières organiques 9
1.2.1.1. Contamination de l'eau des sources et forages artésiens par les nitrates 11
1.2.2. Métaux lourds 11
1.2.3. Produits phytosanitaires 14
1.2.4. Pollution microbiologique 15
1.2.5. La survie des microorganismes d'origine fécale dans les eaux 15
1.2.6. Mécanisme d'acquisition de la composition de l'eau souterraine et de sa contamination 16
1.2.6.1. Transfert et évolution des polluants 16
1.2.6.2. Transfert dans le sol 17
1.2.6.3. Transfert dans la zone non saturée 18
1.2.6.4. Evolution en milieu saturé 18
1.3. Cartographie des linéaments 19
1.4. Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines 20
1.5.1. Méthode cartographique de la vulnérabilité des eaux souterraines 21
CHAPITRE II : CARACTERISTIQUES DU MILIEU D'ETUDE 23
2.1. Présentation de la zone d'étude 23

2.1.1. Localisation de la zone d'étude 23
2.1.2. Contexte climatique 25
2.1.2.1 Pluviométrie 25
2.1.2.2. Température 27
2.1.2.3. Humidité relative 27
2.1.2.4. Evapotranspiration 28
2.1.2.5. Bilan hydrique 31
2.1.2.6. Etude piézométrique 33
2.1.3. Relief, hydrographie et géomorphologie 35
2.1.3.1. Relief 35
2.1.3.2. Hydrographie 36
2.1.3.3. Géomorphologie 39
2.1.4. Sols et paysage 39
2.1.4.1. Type de sols 39
2.1.4.2. Végétation 42
2.1.5. Contextes géologique et hydrogéologique 44
2.1.5.1. Contexte géologique 44
2.1.5.2. Caractéristiques hydrogéologiques et Hydroclimatiques 47
2.1.6. Populations et activités socioéconomiques : deux éléments de pression sur les ressources en eaux souterraines 52
2.1.6.1. Activités socioéconomiques 52
2.1.7. Problématique de l'eau potable dans les deux communes 55
CHAPITRE III : APPROCHE METHODOLOGIQUE 58
3.1. Types de données collectées 58
3.1.1. Données qualitatives 58
3.1.2. Données quantitatives 59
3.1.3. Taille des échantillons et techniques d'échantillonnage 59
3.1.4. Observations directes et enquêtes socio-anthropologiques 60
3.1.5. Entretien 61
3.2. Analyse de l'évolution de la qualité des eaux des sources et forages artésiens 61
3.2.1. Sites et prélèvements d'échantillons des eaux souterraines 61
3.2.2. Travaux de terrain 62
3.2.3. Détermination des paramètres 68

3.2.3.1. Analyses physico-chimiques 69
3.2.3.1.1. Dosage des métaux lourds 69
3.2.3.1.1.1. Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique 70
3.2.3.1.1.2. Principe de la spectrophotométrie d'absorption moléculaire 71
3.2.3.1.2. Dosage des autres paramètres physico-chimiques 71
3.2.3.1.3. Analyses des sols 72
3.3. Méthode d'analyse de la cartographie des linéaments par télédétection 79
3.3.1. Matériels et données 79
3.3.1.1. Filtre directionnel 80
3.3.2. Contrôle et validation 81
3.4. Démarche d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque 83
3.4.1. Evaluation de la vulnérabilité par la méthode GOD 83
3.4.2. Evaluation de la vulnérabilité intrinsèque par la méthode du BRGM 84
3.4.3. Matériel 85
3.4.4. Détermination et analyse critique des différents paramètres et cartographie thématique 85
3.4.4.1. Profondeur de la nappe (D°) 85
3.4.4.2. Sol, S (couverture pédologique et géologique) 86
3.4.4.3. Impact de la zone non saturée (méthode GOD) 87
3.4.4.4. Type d'aquifère dans la méthode GOD : Milieu aquifère (A) 88
3.4.4.5. Pluie efficace P, exprimée en mm/an (moyenne interannuelle) 88
3.4.4.6. Capacité d'infiltration (I) de l'eau dans la zone non saturée (ZNS) 89
3.4.4.6.1. Ruissellement 89
3.4.4.6.2. Déduction de l'infiltration (I) 89
3.4.4.7. Perméabilité de l'aquifère, K, exprimée en m/s 90
3.4.5. Validation des cartes de vulnérabilité 91
3.5. Analyse des données 91
CHAPITRE IV :VARIABILITE SAISONNIERE DE LA QUALITE DES EAUX DES SOURCES ET FORAGES ARTESIENS DANS LES COMMUNES DE ZAGNANADO ET DE ZOGBODOMEY 93
4.1. Paramètres physico-chimiques et microbiologiques dans les eaux des sources 93
4.1.1. Description interprètation des paramètres 93
4.2. Caractéristiques hydrochimiques générales des eaux souterraines. 94
4.2.1. Température de l'eau 97

4.2.2. p H de l'eau 97
4.2.3. Conductivité électrique 99
4.2.4. Eléments chimiques majeurs 101
4.2.4.1. Teneurs des anions 101
4.2.4.2. Teneurs des cations 102
4.2.5. Faciès chimique des eaux 103
4.3. Corrélations entre les éléments majeurs 107
4.4. Caractéristiques des eaux des sources 111
4.5. Caractéristiques des eaux des forages artésiens 115
4.5.1. Saison pluvieuse 116
4.5.2. Saison sèche 119
4.6. Relation des ions majeurs avec les bicarbonates 120
4.7. Relations binaires entre le sodium et le chlorure 124
4.4. Influence des activités humaines et impact sur la santé de différents niveaux de nitrates dans l'eau des sources et forages de la région de Zagnanado-Zogbodomey 126
4.5. Influence des activités humaines et impact sur la santé de différents niveaux de nitrates dans l'eau de la nappe phréatique de la région de Zagnanado-Zogbodomey 128
4.6. Impact de l'emploie d'engrais azoté 130
4.7. Contamination de l'eau des sources et forages artésiens par les métaux lourds 132
4.8. Contamination bactériologique des eaux des sources et forages artésiens 138
CHAPITRE V : RÔLE DES LINÉAMENTS DANS LA POLLUTION DE EAUX SOUTERRAINES PAR LE RUISSELLEMENT 139
5.1. Pollution Biologique 141
5.1.1. Analyse microbiologique des terres de couverture des sources et forages artésiens 141
5.1.2. Analyse bactériologique des eaux des sources et forages artésiens 141
5.2. Rôle des linéaments dans la contamination des eaux souterraine 148
5.3. Analyse des problèmes liés à l'hygiène et à l'assainissement du cadre de vie des populations 151
CHAPITRE VI : CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITÉ A LA POLLUTION DES AQUIF□RES CONTINUS ET NIVEAU DE POLLUTION PAR LES NITRATES DE LA NAPPE SUPERFICIELLE DE LA REGION ZAGNANADO- ZOGBODOMEY 155
6.1. Détermination des différents paramètres 155
6.1.1. Profondeur de la nappe 155
6.1.2. Sol, S (couverture pédologique et géologique) 159
6.1.3. Impact de la zone non saturée (méthode de GOD) 159
6.1.4. Type d'aquifère dans la méthode GOD : Milieu aquifère (A) 162

6.1.5. Pluie efficace, P, exprimée en mm/an (moyenne interannuelle) BRGM.....162
6.1.6. Capacité d'infiltration (I) de l'eau dans la zone non saturée (ZNS).....164
6.1.7. Perméabilité de l'aquifère, K, exprimée en m/s 165
6.2. Poids des paramètres et classes de vulnérabilité..... 168
6.3. Evolution spatiale des indices GOD pour l'aquifère supérieur des communes de Zagnanado et de Zogbodomey 169
6.4. Evaluation de la vulnérabilité la pollution selon les méthodes BRGM et GOD : cartes de vulnérabilité 169
6.5. Validation des cartes de vulnérabilité 173
6.6. Comparaison des résultats d'application de la méthode BRGM et de la méthode GOD176
CHAPITRE VII : DISCUSSION GENERALE ET SUGGESTIONS.....176
7.1. DISCUSSION GENERALE..... 180
7.1.1. Détermination de l'impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux des sources et forages artésiens dans les communes de Zagnanado et de Zogbodomey.....180
7.1.2. Rôle des linéaments dans la contamination des eaux souterraines.....184
7.1.3. Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution des aquifères continus et niveau de pollution par les nitrates de la nappe superficielle de la région Zagnanado - Zogbodomey 186
7.2. SUGGESTIONS 190
7.2.1. Stratégies de protection des eaux des sources et forages artésiens dans les deux communes 190
7.2.2. Gestion de la qualité des eaux des sources et forages artésiens 190
7.2.3. Approche communicationnelle et éducationnelle sur l'eau 193
7.2.4. Stratégie nationale de la surveillance de la qualité de l'eau.....194
CONCLUSION GENERALE.....197
Bibliographie.....201
Liste des annexes.....226
TABLE DES MATIERES.....247