



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE : 2019-2020

N° D'ORDRE : 020/2021

CANDIDAT

Nom : KAMENAN

Prénoms : YIWA MONIQUE

Soutenue publiquement le :
09 Février 2021

THESE

Pour l'obtention du grade de Docteur de

l'Université Jean LOROUGNON GUEDE

Mention : Géosciences et Environnement

Spécialité : Hydrogéologie et Hydrochimie

**Elaboration d'un modèle de protection des eaux
souterraines en zone de socle : cas des aquifères
fissurés du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé
(Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire)**

JURY

**Président : Mme. TIDOU Abiba Sanogo Epouse KONE, Professeur
Titulaire, Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**Directeur de Thèse : M. DIBI Brou, Maître de Conférences, Université
Jean LOROUGNON GUEDE**

**Rapporteur : M. KOUAME Kan Jean, Maître de Conférences, Université
Félix HOUPHOUET-BOIGNY**

**Examineurs : M. GONE Droh Lanciné, Professeur Titulaire, Université
NANGUI ABROGOUA**

**M. KOUADIO David Léonce, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE**

TABLE DES MATIERES

DEDICACE.....	viii
REMERCIEMENTS	ix
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	xi
LISTE DES TABLEAUX.....	xii
LISTE DE FIGURES	xiv
LISTES DES ANNEXES.....	xvi
INTRODUCTION GENERALE.....	1
PREMIERE PARTIE : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	5
CHAPITRE 1 : PRESENTATION DU MILIEU D'ETUDE.....	6
1.2. Relief	6
1.3. Climat	7
1.4. Réseau hydrographique	8
1.5. Types de sols et leur occupation.....	9
1.5.1. Types de sols	9
1.5.2. Occupation du sol.....	10
1.6. Activités socio-économiques	11
1.6.1. Population.....	11
1.6.2. Activités agricoles	11
1.6.3. Approvisionnement en eau potable	12
1.7. Aperçu géologique de la Côte d'Ivoire.....	12
1.7.1. Domaine archéen.....	13
1.7.2. Domaine Paléoproterozoïque (Baoulé-Mossi)	14
1.8. Contexte géologique de la zone d'étude.....	14
1.8.1. Roches magmatiques	14
1.8.2. Roches métamorphiques.....	15
1.9. Aperçu hydrogéologique de la zone d'étude	16
Conclusion partielle.....	18
CHAPITRE 2 : ETAT DE CONNAISSANCES SUR LES THEMATIQUES ABORDEES .	19
2.1. Activités anthropiques et ressources en eau souterraine.....	19
2.1.1. Généralités sur la pollution des eaux souterraines.....	19

2.1.2. Paramètres indicateurs de la pollution des eaux souterraines.....	20
2.1.2.1. Paramètres physiques	20
2.1.2.2. Paramètres chimiques.....	20
2.1.2.3. Métaux lourds.....	23
2.2. Etat des lieux sur la vulnérabilité des aquifères,	25
2.2.1. Notion de vulnérabilité.....	25
2.2.2. Evaluation de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines.....	26
2.2.3. Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines	26
2.3. Modélisation hydrogéologique.....	27
2.3.1. Modèles mathématiques	27
2.3.2. Différentes étapes d'application d'un modèle numérique.....	28
2.3.3. Modélisation des écoulements en milieux fracturés.....	31
2.3.4. Modélisation numérique des écoulements souterrains	32
2.3.4.1. Equations régissant les écoulements souterrains	33
2.3.4.2. Méthodes de résolutions de l'équation de diffusivité.....	34
2.3.4.3. Conditions aux limites.....	35
2.4. Périmètres de protection.....	35
2.4.1. Définition.....	35
2.4.2. Périmètre de protection immédiate (PPI)	37
2.4.3. Périmètre de protection rapprochée (PPR)	37
2.4.4. Périmètre de protection éloignée (PPE).....	37
Conclusion partielle.....	38
DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET METHODES	39
CHAPITRE 3 : DONNEES ET MATERIEL	40
3.1. Données	40
3.1.1. Données cartographiques.....	40
3.1.2. Données techniques de forages	40
3.1.3. Données climatiques.....	40
3.1.4. Données hydrochimiques	41
3.2. Matériel de l'étude.....	41
3.2.1. Matériel de collecte de données	41
3.2.2. Matériel de mesure <i>in situ</i>	41
3.2.3. Matériel d'analyses au laboratoire.....	42
3.2.4. Matériel de traitement de données	43

Conclusion partielle.....	43
CHAPITRE 4 : APPROCHE METHODOLOGIQUE.....	44
4.1. Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines	44
4.1.1. Echantillonnage	44
4.1.1.1. Choix des sites d'échantillonnage	44
4.1.1.2. Méthode d'échantillonnage	45
4.1.2. Analyse des paramètres <i>in situ</i>	45
4.1.3. Analyse des paramètres au laboratoire	45
4.1.4. Traitement des données chimiques.....	46
4.1.4.1. Balance ionique	46
4.1.4.2. Détermination du faciès hydrochimique des eaux souterraines du bassin.....	47
4.1.4.3. Analyse statistique des données hydrochimiques.....	47
4.1.4.3.1. Description de la méthode	48
4.1.4.3.2. Présentation des résultats du modèle SOM	50
4.1.4.4. Indice de qualité de l'eau du bassin.....	50
4.1.4.4.1. Choix des poids unitaires et relatifs des paramètres	51
4.1.4.4.2. Indice de qualité par paramètre	51
4.1.4.4.3. Détermination de l'indice globale de qualité (IQE)	51
4.2. Cartographie des zones à protéger sur le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé.....	52
4.2.1. Zone potentielle de stockage des eaux souterraines dans le bassin versant de la Lobo. .	52
4.2.1.1. Lithologie	53
4.2.1.2. Infiltration.....	53
4.2.1.3. Fracturation	54
4.2.1.4. Pente	54
4.2.1.5. Drainage	54
4.2.2. Cartographie des zones vulnérables à la pollution du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé.....	55
4.2.2.1. Choix de la méthode.....	55
4.2.2.2. Définition des critères.....	56
4.2.2.3. Détermination des coefficients de pondération	59
4.2.2.4. Agrégation des facteurs par pondération	61
4.2.2.5. Détermination de l'indice de vulnérabilité	62
4.2.2.6. Détermination des différentes classes de vulnérabilité.....	63
4.2.2.7. Validation de la carte de vulnérabilité.....	63

4.3. Simulation des périmètres de protection des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé	65
4.3.1. Choix du domaine à modéliser	65
4.3.2. Détermination des données d'entrée du modèle	66
4.3.2.1. Caractérisation des propriétés hydrodynamiques	66
4.3.2.1.1. Détermination de la transmissivité	66
4.3.2.1.2. Perméabilités	67
4.3.2.1.3. Porosité	70
4.3.2.2. Caractérisation de la piézométrie et de la recharge	71
4.3.2.2.1. Détermination des niveaux piézométriques et des courbes isopièzes	71
4.3.2.2.2. Estimation de la recharge	71
4.3.3. Modélisation numérique des écoulements souterrains	72
4.3.3.1. Objectif de la modélisation	73
4.3.3.2. Choix du logiciel	73
4.3.3.3. Description du logiciel FEFLOW	74
4.3.3.4. Elaboration du modèle conceptuel	76
4.3.3.4.1. Principales hypothèses	76
4.3.3.4.2. Géométrie du modèle	77
4.3.3.4.3. Discrétisation spatiale	77
4.3.3.4.4. Conditions aux limites du modèle	79
4.3.3.4.5. Conditions initiales de l'écoulement souterrain	79
4.3.3.4.6. Paramètres dynamiques de l'écoulement	79
4.3.3.4.7. Paramètres hydrodynamiques	80
4.3.3.5. Approche milieu continu discrétisé	81
4.3.3.6. Calage du modèle en régime permanent	81
4.3.3.7. Détermination des périmètres de protection	83
4.3.3.7.1. Paramètres d'entrée du module	83
Conclusion partielle	84
TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION	86
CHAPITRE 5 : QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX SOUTERRAINES DU BASSIN VERSANT DE LA LOBO	87
5.1. Résultats des analyses physico-chimiques des eaux	87
5.1.1 Analyse des paramètres physico-chimiques mesurés <i>in situ</i>	88
5.1.2 Analyse des éléments chimiques	90
5.2. Faciès hydrochimiques des réservoirs hydriques	94

5.3. Application des SOM (Self Organizing Maps) aux paramètres physicochimiques	95
5.3.1. Taille de la carte de Kohonen	95
5.3.2. Classification hiérarchique ascendante de la carte de Kohonen	96
5.3.3. Répartition et dénombrement des échantillons d'eau sur la carte de Kohonen	98
5.3.4. Différenciation et particularités physico-chimiques des eaux	99
5.4. Indice de qualité des eaux (IQE)	101
5.4.1. Indice de qualité des eaux de forages	101
5.4.2. Indice de qualité des eaux de puits	102
5.4.3. Discussion	104
5.4.3.1. Paramètres physico-chimiques	104
5.4.3.2. Hydrofaciès	105
5.4.3.3. Origines de la minéralisation	106
5.4.3.4. Indice de qualité	107
Conclusion partielle.....	107
CHAPITRE 6 : ZONES A PROTEGER SUR LE BASSIN VERSANT DE LA LOBO A NIBEHIBE	108
6.1. Zones potentielles de stockage des eaux souterraines	108
6.1.1. Lithologie	108
6.1.2. Densité de fracturation	108
6.1.3. Pente	108
6.1.4. Densité de drainage	108
6.1.5. Infiltration.....	109
6.2. Zones vulnérables à la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé.....	112
6.2.1. Cartes thématiques des paramètres de la vulnérabilité.....	112
6.2.1.1. Carte thématique du facteur Protection	112
6.2.1.2. Carte thématique du critère roche ou réservoir	115
6.2.1.3. Carte thématique du facteur Infiltration	118
6.2.2. Carte de vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines	121
6.2.3. Validation de la carte de vulnérabilité par le nitrate.....	122
6.2.4. Discussion.....	123
6.2.4.1. Zones potentielles de stockage des eaux souterraines	123
6.2.4.2. Vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines.....	123
Conclusion partielle.....	125

CHAPITRE 7 : SIMULATION DES PERIMETRES DE PROTECTION DES OUVRAGES
DE CAPTAGE DES EAUX SOUTERRAINES DU BASSIN VERSANT DE LA LOBO . 127

7.1. Structure lithologique du système aquifère	127
7.2. Paramètres hydrodynamiques	128
7.2.1. Transmissivité	128
7.2.2. Perméabilités	128
7.2.3. Porosités efficaces	129
7.3. Niveau piézométrique de la nappe du bassin versant de la Lobo	130
7.4. Recharge	131
7.5. Résultat du calage du modèle	132
7.6. Aires de protection des ouvrages	135
7.6.1. Zones de périmètre de protection délimitée	135
7.6.2. Trajet des particules d'eau	136
7.6.3. Rayons de périmètre de protection	137
7.6.4. Superficies de protection des ouvrages de captage	138
7.7. Discussion	140
7.7.1. Lithologie du système aquifère	140
7.7.2. Paramètres hydrodynamiques	141
7.7.3. Calage du modèle	141
7.7. 4. Périmètre de protection des ouvrages	142
Conclusion partielle	143
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	143
REFERENCES	147

DEDICACE

A ma mère **ASSANDE Tebra** et mon père **KIRIOUA Kamenan**, sachez que vos efforts et souffrances pour moi n'ont pas été vains ! Que Dieu, lui-même, se souvienne de tout cela et vous maintienne le plus longtemps en vie afin que vous bénéficiiez des fruits de vos efforts.

À mon époux Docteur **MANGOUA Oi Mangoua Jules**, affectueux et attentionné, qui par sa simplicité et sa sympathie, a été l'ami et le conseiller de ma vie de tous les jours. Tes encouragements étaient la bouffée d'oxygène qui me ressourçait dans les moments pénibles et d'incertitudes, où l'on a terriblement besoin d'un petit mot, d'un petit geste, aussi humble soit-il, de soutien moral. Je t'aime très fort.

À mes enfants **MANGOUA Affoua Ashley Ketura Mariole** et **MANGOUA Yanis Archange Mangoua** qui ont supporté mes absences répétées pendant ces années de dur labeu

A la grande famille **KIRIOUA**

Remerciements

REMERCIEMENTS

Il m'est agréable au terme de ce cheminement de longue haleine et de dur labeur, d'exprimer très sincèrement ma reconnaissance à tous ceux qui de près ou de loin ont consenti des efforts pour la réalisation de ce travail. Je tiens cependant, à m'excuser en cas d'omission de certaines personnes qui ont également contribué d'une manière ou d'une autre au succès du présent travail. Qu'elles se reconnaissent néanmoins en ce travail, fruit de leur contribution.

Je voudrais exprimer ma profonde gratitude au Professeur TIDOU Abiba Sanogo Epouse KONE, Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG) de m'avoir permis de réaliser cette thèse dans ladite université et d'avoir accepté de présider le jury de thèse.

Je remercie également le Professeur KONÉ Tidiani, Vice-président de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG), chargé de la pédagogie, de la recherche, de la vie universitaire et de l'innovation technologique pour avoir coordonné la mise en place de la formation doctorale.

J'exprime mes sincères remerciements au Professeur AKAFFOU Doffou Sélastique, Vice-président de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG), chargé de la planification, de la programmation et des relations extérieures.

J'exprime ma profonde gratitude au Professeur KOUASSI Kouakou Lazare, Directeur de l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement, pour sa disponibilité et ses conseils avisés et surtout de m'avoir accepté dans le projet qu'il coordonne. Merci cher Maître pour la confiance.

Au Directeur du Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement (LSTE) de l'UFR Environnement, Docteur DIBI Brou, Maître de Conférences, je voudrais lui témoigner ma gratitude de m'avoir non seulement accepté dans le projet qu'il dirige mais surtout d'avoir accepté d'encadrer cette thèse. Sa disponibilité et les échanges qu'il a eu avec moi ont été d'une contribution significative dans la réalisation de ce travail. Merci cher Maître pour tous.

Je remercie l'ensemble des instructeurs et membres du jury de ce mémoire pour leurs temps si précieux qu'ils nous ont accordés et pour l'ensemble des propositions de corrections qui ont contribué grandement à l'amélioration de ce mémoire.

Remerciements

Je suis également très reconnaissante envers le Docteur KONAN-WAIDHET Arthur Brice, Maître de Conférences, responsable du conseil pédagogique de l'UFR Environnement pour ses conseils et ses encouragements.

Je traduis ma gratitude et ma reconnaissance au Docteur KONAN Kouakou Séraphin, Maître de Conférences qui a contribué d'une manière significative à l'avancement de mes travaux. Ses conseils avisés et ses questions très constructives m'ont permis d'améliorer ce travail. Merci cher Maître.

Je suis également très reconnaissante envers les Docteurs KOUADIO Zilé Alex, Kouassi Kouamé Auguste, Douagui Gountôh Aristide, Gbangbot Jean Michel Kouadio, tous Maître de Conférences, Sombo Abé Parfait, YAO Affoué Berthe, KOUASSI Kouakou Hervé, ANOH Kouao Armand, EBLIN Sampah Georges, SORO Tanina Drissa, Koua Tano Jean-Jacques tous Maître-Assistant, KOUAME Yao Morton et BROU Loukou Alexis, Assistants, pour leurs conseils et contributions significatives à travers la lecture et la correction de ce mémoire qui l'ont considérablement amélioré.

Je voudrais remercier également tous les doctorants du Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement : KOFFI Bérenger, TOURE Fanraban Fabrice, KOUASSI Kouassi Jean Michel, KOKOBOU Kouassi Hervé, KOUASSI Amino Anne-Marie, AKATCHI Akouba Agnès, OUEDE Gla Blaise, KONATE Yaya pour leurs sympathies et contributions à la réalisation de travail. Je voudrais particulièrement remercier KOUADIO Kouamé Jean Olivier et OUATTARA Gningnéri Souleymane pour leur contribution à l'élaboration de ce travail.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

AEP	: Alimentation en Eau Potable
BMU	: Best Matching Unit
C.A.H	: Classification Ascendante Hiérarchique
CCT	: Centre de Cartographie et de Télédétection
ETM	: Eléments Traces Métalliques
FEEFLOW	: Finite Element Flow
GPS	: Global Positioning Système
INS	: Institut National de la Statistique
JICA	: Agence Japonnaise de Coopération Internationale
LSTE	: Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement
MNA	: Modèle Numérique d'Altitude
NRMS	: Normalized Root Mean Squared Residual
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
PaPRI	: Protection des aquifères basée sur la Protection, le Réservoir, l'Infiltration
PPE	: Périmètre de Protection Eloignée
PPI	: Périmètre de Protection Immédiate
PPR	: Périmètre de Protection Rapprochée
SODECI	: Société de Distribution d'Eau de la Côte d'Ivoire
SODEMI	: Société de Développement Minier
SODEXAM	: Société d'Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aéronautique et Météorologique
SRTM	: Shuttle Radar Topographic Mission
UFR	: Unité de Formation et de Recherche
UJLOG	: Université Jean Lorougnon Guédé
USEPA	: United States Environmental Protection Agency (Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis)

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Méthodes d’analyse des paramètres chimiques	46
Tableau II : Classification des eaux basée sur les valeurs IQE (Ramakrishnaiah <i>et al.</i> 2009).....	52
Tableau III : Classes d’infiltration (Nouaty <i>et al.</i> , 2017)	53
Tableau IV : Classification de la pente selon le modèle SOTER (Nouaty <i>et al.</i> , 2017).....	54
Tableau V : Classes de densité de drainage (Selyam <i>et al.</i> , 2015)	55
Tableau VI : Classification et standardisation des paramètres de protection (P) (Dibi <i>et al.</i> , 2015).....	57
Tableau VII : Classification et standardisation des paramètres de réservoir (R) (Dibi <i>et al.</i> , 2015).....	58
Tableau VIII : Classification et standardisation des Paramètres d’Infiltration (I) (Dibi <i>et al.</i> , 2015)...	59
Tableau IX : Expression verbale et numérique de l’importance relative d’une paire de facteurs de Saaty modifié par Mangoua <i>et al.</i> (2018).....	60
Tableau X : Matrice de comparaison par paire et coefficient de pondération des facteurs de la vulnérabilité.....	61
Tableau XI : Synthèse des coefficients de pondération des principaux critères.....	63
Tableau XII : Classification de la vulnérabilité selon Dörfliger et Plagnes, (2009).....	63
Tableau XIII : Caractéristiques physiques et chimiques des eaux échantillonnées (Puits et Forages) sur les 40 points en saison pluvieuse.....	87
Tableau XIV : Caractéristiques physiques et chimiques des eaux échantillonnées (puits et forages) sur les 40 points en saison sèche	88
Tableau XV : Variation spatio-temporelle de la température des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo.....	88
Tableau XVI : Variation spatio-temporelle du pH des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo	89
Tableau XVII : Variation spatio-temporelle de conductivité électrique des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo	89
Tableau XVIII : Variation spatio-temporelle de l’oxygène dissous des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo	90
Tableau XIX : Estimation des erreurs de quantification et topologie des différentes tailles de cartes de Kohonen (la matrice retenue est en gras) des deux saisons.....	96
Tableau XX : Dénombrement des échantillons des eaux de puits et de forages par groupe sur la carte de Kohonen des deux saisons	98
Tableau XXI : Différenciation physico-chimique des groupes d’eau	100
Tableau XXII : Résultats du calcul des indices de qualité des eaux de forages.....	101
Tableau XXIII : Résultats du calcul des indices de qualité des eaux de puits.....	103
Tableau XXIV : Statistiques des indicateurs de protection.....	115
Tableau XXV : Statistiques des indicateurs de réservoir	118
Tableau XXVI : Statistiques des indicateurs d’infiltration	120
Tableau XXVII : Statistiques des indicateurs de vulnérabilité.....	122
Tableau XXVIII : Fréquences des classes de transmissivité (m ² /s) du bassin versant de la Lobo	128
Tableau XXIX : Perméabilités des couches d’altérites du bassin versant de la Lobo.	129
Tableau XXX : Perméabilités des aquifères du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé.....	129
Tableau XXXI : Porosités efficaces du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé.....	130
Tableau XXXII : Bilan hydrologique du bassin versant de la Lobo (2007-2016)	132

Liste des Tableaux

Tableau XXXIII : Différence entre les valeurs initiales et calées	133
Tableau XXXIV : Valeurs de vérification du calage du modèle.....	134
Tableau XXXV : Rayons des périmètres de protection éloignée et rapprochée des forages	138
Tableau XXXVI : Estimation des superficies des PPR et PPE	138

LISTE DE FIGURES

Figure 1 : Carte de localisation de la zone d'étude..... 6

Figure 2 : Carte du relief de la zone d'étude du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé 7

Figure 3 : Diagramme ombrothermique du bassin versant de la Lobo à Daloa (1971-2016) 8

Figure 4 : Carte du Réseau hydrographique de la zone d'étude..... 9

Figure 5 : Carte d'occupation du sol du bassin versant de la Lobo (Image Landsat ETM+ de 2019 (Kouassi *et al.*, 2020) 10

Figure 6 : Quelques cultures pratiquées sur le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé : a- Champ de cacao ; b- Rizière..... 11

Figure 7 : Vue de la rivière Lobo à l'exhaure 12

Figure 8 : Carte géologique simplifiée de la Côte d'Ivoire (Tagini, 1971)..... 13

Figure 9 : Carte géologique du bassin versant de la Lobo (Delor *et al.*, 1995) modifiée (Yao, 2015) . 16

Figure 10 : Schéma simplifié des aquifères sur socle cristallin (Lachassagne *et al.*, 2011)..... 18

Figure 11: Procédure d'application d'un modèle mathématique (Anderson et Woessner, 1992)..... 29

Figure 12 : (a) discrétisation d'un aquifère ; (b) maillage en différences finies et (c) maillage en éléments finis (Konikow, 1996) 34

Figure 13 : Illustration des périmètres et des zones de protection autour d'un ouvrage de captage (Karanta *et al.*, 2001)..... 36

Figure 14 : Quelques outils de terrain : (a) GPS de localisation ;(b) Multiparamètre ; (c) Sonde piézométrique ; (d) Tarière..... 42

Figure 15 : Matériel d'analyses chimiques au laboratoire..... 43

Figure 16 : Carte des points d'échantillonnage des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé 44

Figure 17: Mesure in situ des paramètres physico-chimiques..... 45

Figure 18 : Diagramme de Piper 47

Figure 19 : Représentation simplifiée de la carte auto-organisatrice (SOM) (Aguilar-Ibarra, 2004).... 48

Figure 20 : Hiérarchisation d'une classification non supervisée (Clustering) (Kamagaté et al., 2010). 50

Figure 21 : Etapes présentant l'élaboration de la carte de vulnérabilité (Mangoua *et al.*,2020) 59

Figure 22 : Localisation du domaine à modéliser (bassin de la Babo)..... 66

Figure 23 : Infiltromètre à double anneau 68

Figure 24 : Prélèvement d'échantillons de sol dans le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé 70

Figure 25 : Organigramme pour la conception du modèle hydrogéologique de la nappe fissurée 73

Figure 26 : Modèle 3D des différentes couches de l'aquifère du bassin versant de la Babo 78

Figure 27 : Domaine d'étude maillé à l'aide d'éléments prismatiques vu en plan (seul le triangle de la face supérieure du prisme est visible) 78

Figure 28 : Carte des zones de conductivité hydraulique 81

Figure 29 : Représentation des périmètres de protection (Krijgsman et Lobo-Ferreira, 2001)..... 84

Figure 30 : Variation spatio-temporelle des cations majeurs des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo : (a) saison pluvieuse et (b) saison sèche 91

Figure 31 : Variation spatio-temporelle des anions majeurs des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo : (a) saison pluvieuse et (b) saison sèche 92

Figure 32 : Variation spatio-temporelle des sels nutritifs des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo : (a) saison pluvieuse et (b) saison sèche 93

Figure 33 : Variation spatio-temporelle des éléments traces métalliques eaux souterraines du bassin versant de la Lobo : (a) saison pluvieuse et (b) saison sèche 94

Liste des figures

Figure 34 : Projection des eaux souterraines dans le diagramme de Piper.....	95
Figure 35 : Carte de Kohonen pour l'ensemble des puits échantillonnés.....	96
Figure 36 : Dendrogramme de classification hiérarchique ascendante des cellules de la carte de Kohonen sur la base des paramètres physico-chimiques des eaux.....	97
Figure 37 : Répartition des groupes d'échantillons d'eau des deux saisons sur la carte de Kohonen...	98
Figure 38 : Gradients de valeur de chaque paramètre physico-chimique dans la définition des groupes sur la carte de Kohonen (d = échelle ; couleur foncée = poids très fort ; couleur peu foncée = poids fort ; couleur moins claire = poids moyen ; couleur claire = poids faible.....	99
Figure 39 : Pourcentage des différentes classes d'eaux de forages	102
Figure 40 : Pourcentage des différentes classes d'eaux de Puits.....	103
Figure 41 : Cartes des Paramètres des zones de stockage : (a) Lithologie ; (b) Densité de fracturation ; (c) Pente ; (d) Densité de drainage ; (e) Infiltration	110
Figure 42: Domaines potentiels de stockage des eaux souterraines dans le bassin versant de la Lobo	111
Figure 43 : Cartes des paramètres de la protection : (a) Indice de protection du sol ; (b) Indice de protection des altérites ; (c) Indice de protection de la zone Non Saturée	113
Figure 44 : Carte thématique du critère protection.....	114
Figure 45 : Cartes des paramètres du réservoir : (a) nature de la roche ou lithologie, (b) densité de fracturation	116
Figure 46 : Carte thématique du critère roche ou réservoir	117
Figure 47 : Cartes des paramètres infiltration : (a) pente, (b) densité de drainage.....	119
Figure 48 : Carte thématique du facteur infiltration.....	120
Figure 49 : Carte de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo	121
Figure 50 : Carte de superposition des teneurs élevées de nitrate à la zone de vulnérabilité à la pollution	122
Figure 51 : Lithologie de l'aquifère de socle : Modèle du profil d'altération de 4 forages	127
Figure 52 : Carte piézométrique de février 2019.....	131
Figure 53 : Diagramme des charges calculées et observées en régime permanent	132
Figure 54 : Droite de corrélation entre les charges hydrauliques observées et les charges hydrauliques calculées	134
Figure 55 : Cartes piézométries des charges mesurées (a) et des charges simulées (b) (février 2019).....	135
Figure 56 : Zones de délimitation de périmètre de protection.....	136
Figure 57 : Trajet des particules d'eau captées délimitant les aires d'alimentation des forages	137
Figure 58 : Carte de superposition des activités anthropiques aux pathlines	139
Figure 59 : Champ de café et d'anacarde	140

LISTES DES ANNEXES

Annexes 1 : Pondération des paramètres de qualité

Annexes 2 : Exemple de calcul du facteur de protection

Annexes 3 : Carte des indices de zone de stockage

Annexes 4 : Carte des indices de vulnérabilité

Annexes 5 : Ecart entre charges calculées et observées

INTRODUCTION GENERALE

Introduction générale

L'eau est la source de la vie et le facteur le plus important pour la réalisation du développement durable. La gestion des ressources en eau est parmi les questions soulevées, en particulier dans les pays en développement (Djaffar et Kettab, 2015). En effet, une bonne gestion de l'eau conduit au progrès économique et social. À l'inverse, une mauvaise gestion de l'eau entrave le développement et cause la souffrance des populations (GWP, 2009). Toutefois, l'accès à l'eau potable est devenu une préoccupation majeure pour l'humanité toute entière au point où les instances internationales l'ont inscrit dans les objectifs de développement comme indicateur de développement durable dans le monde d'ici à 2030 (ODD, 2016 ; UNICEF, 2017). Offrir aux populations des conditions de vie décentes, c'est tout l'enjeu des 17 Objectifs de développement durable (ODD) qui ont été votés par 195 États et qui prévoient notamment, dans leur Objectif 6, l'accès de tous à des services d'assainissement et d'hygiène adéquats d'ici à 2030. Ce qui permettra de mettre fin à la contamination de l'eau et à la propagation des maladies comme le choléra, les diarrhées et la dysenterie (ONU, 2017). Pourtant, dans presque toutes les grandes villes du monde, l'action anthropique n'épargne pas cette ressource des différentes formes de pollution. En effet, l'utilisation accrue d'intrants agricoles et les rejets d'effluents domestiques, industriels et agro-industriels non contrôlés contribuent à la dégradation de la qualité des ressources en eau (Deh, 2013). Les grandes villes africaines connaissent actuellement une croissance incontrôlée de leur superficie et de leur démographie, entraînant une occupation anarchique de l'espace urbain. L'installation des populations dans cet espace urbain n'est souvent pas suivie par la réalisation d'un système d'assainissement de base si bien que les activités anthropiques menacent la qualité des ressources en eau (Yameogo, 2008).

En 2011, selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), plus de 2 millions de personnes, surtout les enfants de moins de cinq ans des pays en développement où les mesures d'hygiène et d'assainissement sont insuffisantes, mouraient chaque année de maladies diarrhéiques dont 90% sont imputables à la mauvaise qualité de l'eau de boisson (Kouassi *et al.*, 2017). Conscients de ce fait, depuis quelques années, les gouvernants font de la protection et la conservation des milieux naturels, en particulier des ressources en eau, une préoccupation majeure et un objectif principal dans les programmes de développement. En Côte d'Ivoire, les eaux de surface constituent les ressources les plus exploitées pour satisfaire les besoins en eau potable des populations des grandes localités comme la ville de Daloa et ses environs. Cependant, elles restent menacées par les polluants organiques, micropolluants et autres substances toxiques mal maîtrisées. Toutes ces formes de pollutions donnent à ces ressources des aspects organoleptiques et physiques souvent désagréables (Eblin *et al.*, 2019). Face à cette situation et à une demande en eau potable de plus en plus forte pour satisfaire les besoins en

eau, la ressource en eau souterraine apparaît comme une ressource majeure d'eau potable de qualité. Ces eaux souterraines conditionnent la sécurité alimentaire de la moitié de la population africaine dont la Côte d'Ivoire (Carter et Parker, 2009). Elles ont fait l'objet de plusieurs études, tant au niveau de l'évaluation quantitative que qualitative à travers le monde en général et particulièrement en Côte d'Ivoire. Ces études ont signalé pour la plupart une dégradation de la qualité de ces eaux (Chaoui *et al.*, 2012 ; Ahoussi *et al.*, 2013 ; Eblin *et al.*, 2014a et 2014b). Malgré ces constats, les ressources en eau souterraine sont toujours sollicitées comme source d'approvisionnement en eau potable et parfois sans traitement préalable surtout pour les zones rurales.

Daloa ne fait pas exception à la règle. Au niveau de cette commune, les caractéristiques organoleptiques peu agréables doublées des difficultés d'approvisionnement en eau potable obligent une bonne partie de la population de ces localités à abandonner l'eau de robinet au profit des eaux souterraines à travers les puits et forages ainsi que les sources de résurgence. Or, les travaux de Ligban (2013) dans la commune de Daloa ont fait ressortir le caractère douteux de ces ressources. Cependant, ces études ne permettent pas d'apprécier l'évolution et l'origine de ces polluants en vue de mettre en place un dispositif de traitement approprié. De plus, le comportement de ces polluants ainsi que les zones menacées par la pollution ne sont pas connus, ce qui ne permet pas de prévoir un système de protection pour ces eaux souterraines. Face à cette situation, la mise en place d'un système de protection contre les contaminants, action importante pour une meilleure gestion et une bonne planification apparaît essentiel. En effet, après une contamination, l'élimination des contaminants devient une tâche beaucoup plus difficile à mener (Lihe Yin *et al.*, 2013). Quand elle peut être réalisée, son effet est limité dans le temps et les résultats ne sont pas satisfaisants. Pour pallier les limites des actions curatives, la plupart des études de lutte contre la contamination des eaux souterraines se sont focalisées sur les méthodes préventives (Dibi *et al.*, 2013). C'est dans cette optique qu'a été initiée cette étude dont le thème est : « **Elaboration d'un modèle de protection des eaux souterraines en zone de socle : cas des aquifères fissurés du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire)** ». Elle s'inscrit dans le cadre du projet d'amélioration des conditions d'approvisionnement en eau potable de la commune de Daloa et ses environs (EPEAEP) et constitue l'un de ses objectifs majeurs. L'objectif principal de cette étude est de mettre en place des outils de protection des ressources en eau souterraine des aquifères fissurés dans le but d'une gestion efficace et durable de ces eaux. De façon spécifique, il s'agit :

- d'évaluer la qualité physico-chimique des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé ;

Introduction générale

- de cartographier les zones à protéger sur le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé;
- de simuler les périmètres de protection des ouvrages de captage des eaux souterraines du bassin.

Pour mener à bien cette étude, ce travail a été subdivisé en trois grandes parties qui se présentent comme suit :

- la première partie traite des généralités sur la zone d'étude. Elle décrit les contextes physique, socio-économique, géologique et hydrogéologique du bassin versant de la Lobo ;
- la deuxième partie est consacrée aux matériel et méthodes utilisés pour la réalisation de ce travail. Il s'agit d'abord de présenter les données de l'étude ainsi que le matériel de collecte de ces données. Ensuite, les outils et logiciels de traitement des données sont présentés. Enfin, les différentes méthodologies des études hydrochimiques, cartographiques, de modélisation hydrochimique, ainsi que les tests statistiques appliqués ;
- la troisième partie présente les principaux résultats obtenus et leur discussion. Cette analyse consiste à une interprétation suivie de discussion.

Une conclusion générale qui fait la synthèse des principaux résultats obtenus suivie des perspectives et recommandations, met fin à cette étude.

**PREMIERE PARTIE : REVUE
BIBLIOGRAPHIQUE**

CHAPITRE 1 : PRESENTATION DU MILIEU D'ETUDE

Ce chapitre est consacré à la présentation du milieu d'étude. Après avoir situé géographiquement cette zone, nous allons donner ses caractéristiques physiques. Cette description s'appuiera sur la littérature existante.

Situation géographique

Le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé est situé au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire entre les longitudes 6°17' et 7°41' Ouest et les latitudes 6° et 6°44' Nord. Il s'étale dans trois départements dont Daloa, Zoukougbeu, et Vavoua avec Daloa comme chef-lieu de région (figure 1). La population du bassin est estimée à 1 103 059 habitants (INS, 2014) soit une densité de 165,67 habitants par km². Sa superficie est d'environ 6 923 km².

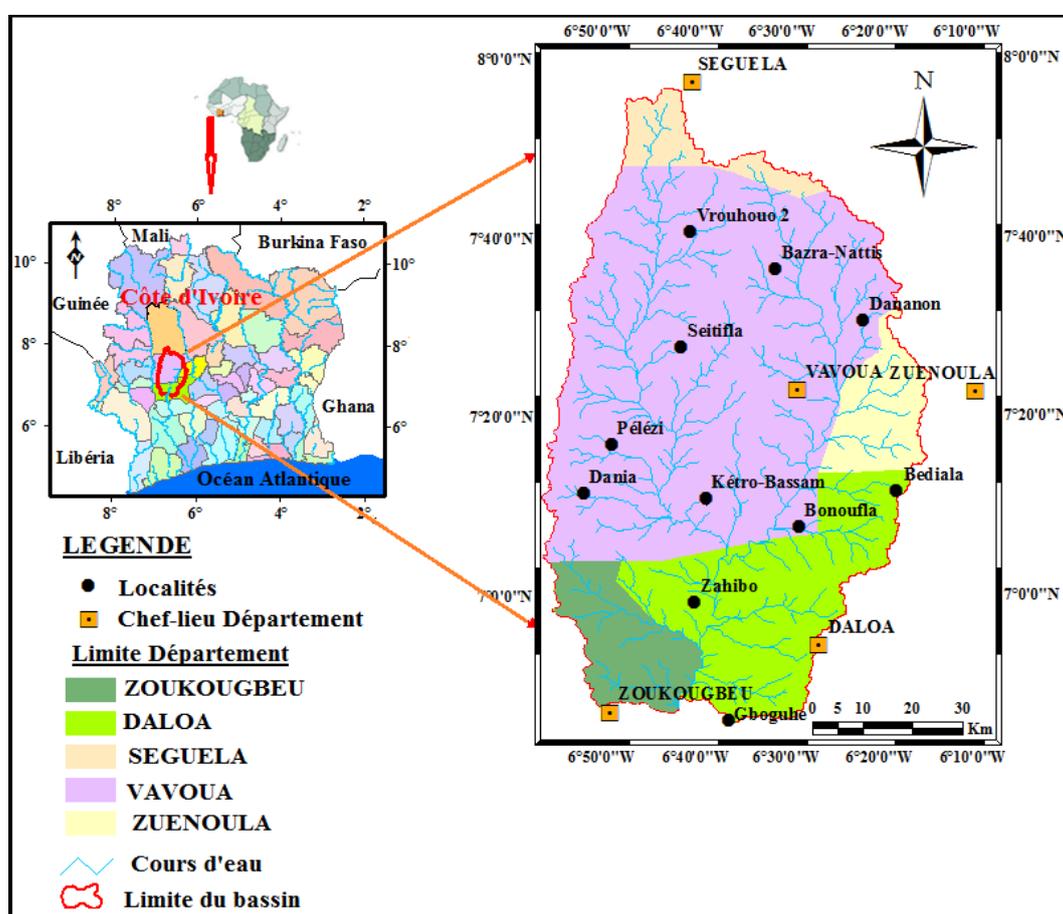


Figure 1 : Carte de localisation de la zone d'étude

1.2. Relief

Le bassin versant de la Lobo forme une pénéplaine monotone dont l'altitude varie entre 192 m et 603 m (Avenard, 1971). Le relief est composé de plaines et de plateaux. Les plaines qui se localisent au sud du bassin se situent à des altitudes comprises entre 192 m et 280 m. Les

plateaux quant à eux se situent à des altitudes variant de 280 m et 480 m et occupent la majeure partie du bassin (figure 2).

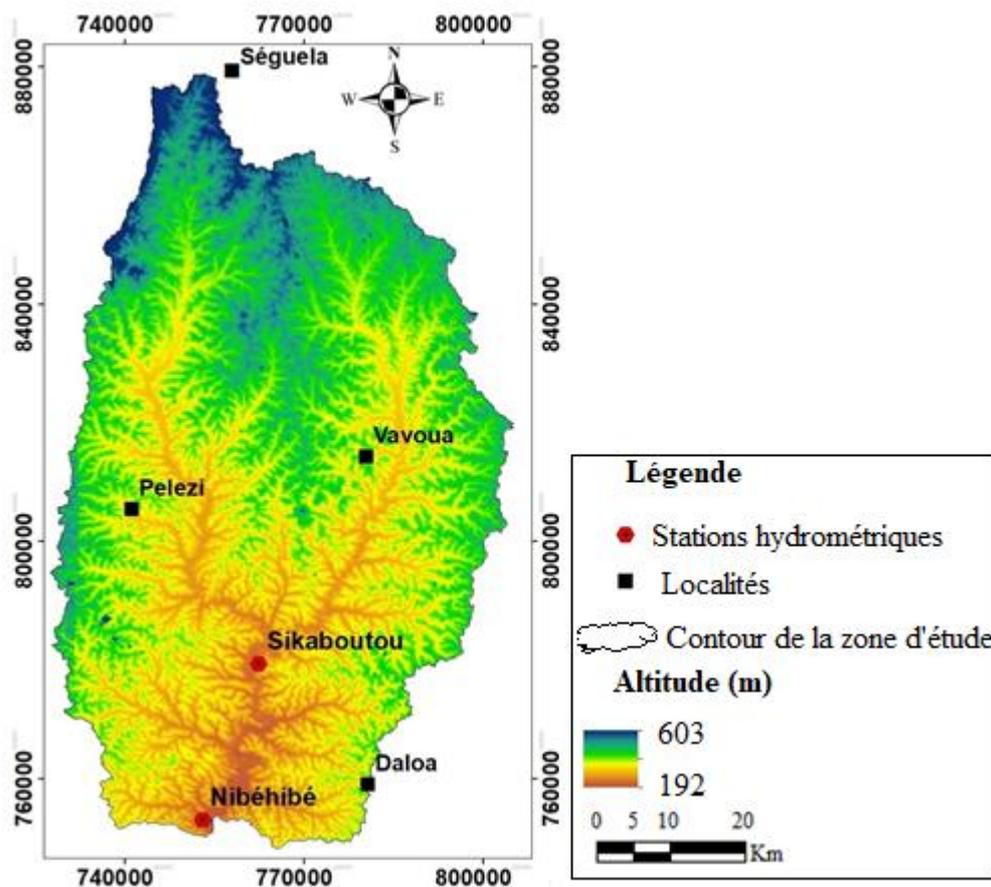


Figure 2 : Carte du relief de la zone d'étude du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé

1.3. Climat

Le climat est considéré comme l'un des paramètres les plus importants dans l'alimentation des nappes car il conditionne la pluviométrie. Le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé est sous l'influence du climat équatorial de transition atténué caractérisé par deux saisons (figure 3)

- une saison des pluies, de mars à novembre, avec un ralentissement de la pluie en juillet et août ;
- une saison sèche très marquée de décembre à février comportant quelques pluies isolées.

La moyenne interannuelle enregistrée au niveau de cette station est de 1 239 mm sur la période de 1971-2016.

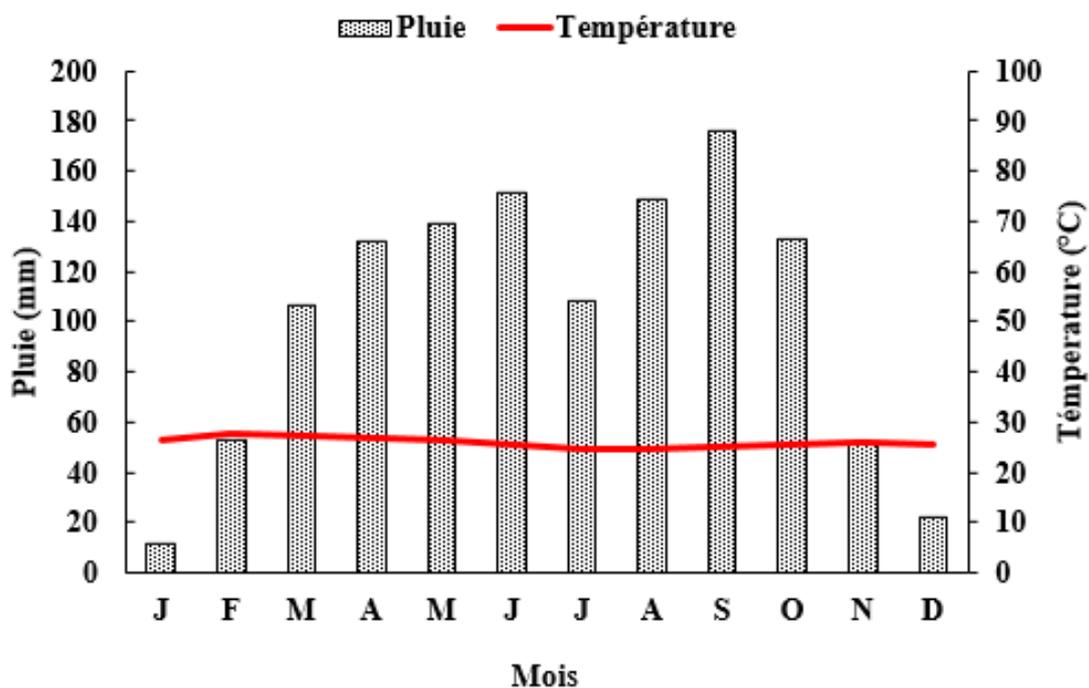


Figure 3 : Diagramme ombrothermique du bassin versant de la Lobo à Daloa (1971-2016)

1.4. Réseau hydrographique

La rivière Lobo présente un réseau hydrographique nettement plus développé sur sa rive gauche que sur sa rive droite avec ses principaux affluents que sont le Dé et la Lobo (figure 4). Ces deux affluents ont un régime permanent et leur lit contiennent de l'eau en toute saison avec parfois des crues qui sont observées en période pluvieuse. En période sèche, la très forte baisse des eaux dans les lits des rivières laisse parfois des creux larges et entrecoupés par des flaques d'eau. D'orientation générale Nord-sud, la Lobo traverse les départements de Vavoua et Daloa avant de se jeter dans le fleuve Sassandra dans la localité de Loboville.

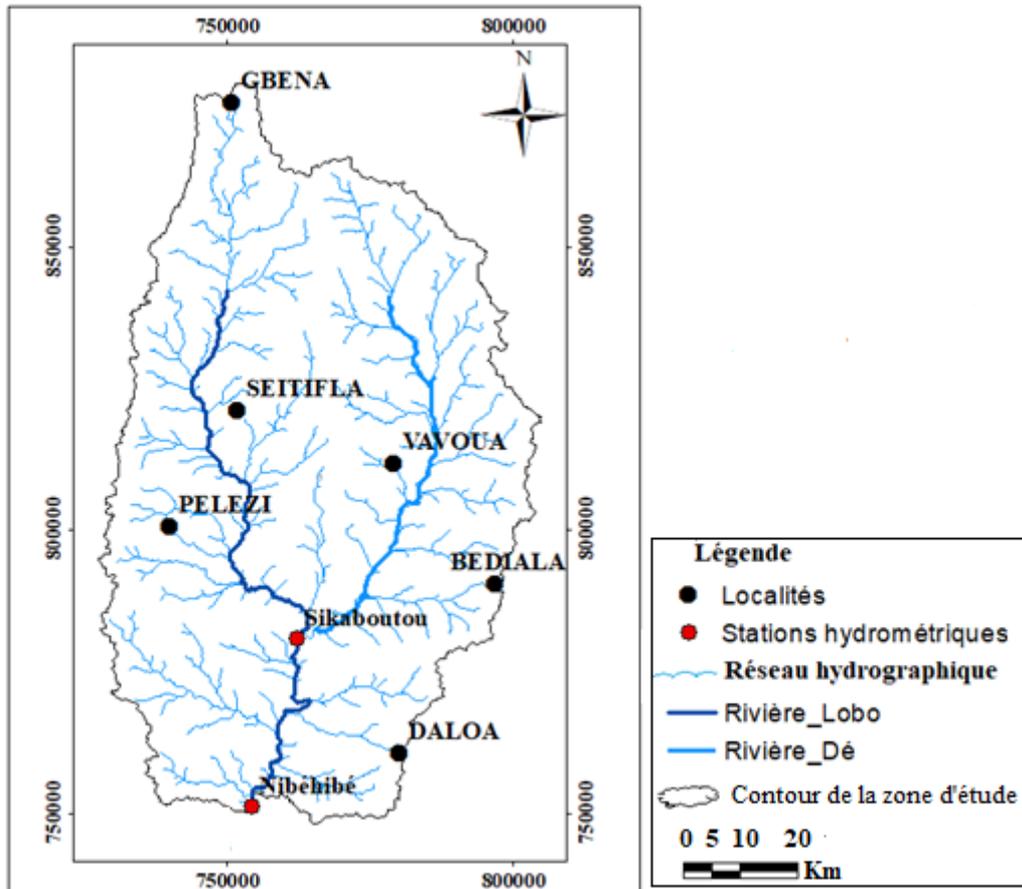


Figure 4 : Carte du Réseau hydrographique de la zone d'étude

1.5. Types de sols et leur occupation

1.5.1. Types de sols

Le bassin versant de la Lobo présente deux types de sols : les sols de types ferrallitiques fortement ou moyennement désaturés remaniés modaux et les sols hydromorphes (Perraud et Souchère, 1969).

- les sols ferrallitiques fortement désaturés sous forte pluviométrie (>1 500 mm de pluie annuelle). Ces sols sont issus en général, des roches métamorphiques schisteuses et se rencontrent dans l'extrême sud-ouest du bassin ;
- les sols ferrallitiques fortement désaturés sous pluviométrie atténuée (<1 500 mm de pluie annuelle). Ils occupent la quasi-totalité du Sud et la partie centrale du bassin. Les caractéristiques de ces sols sont un atout pour les cultures industrielles (cacaoyer, caféier, palmier à huile, etc.) ;
- les sols ferrallitiques moyennement désaturés issus des granites sous une pluviométrie relativement faible se développent dans le Nord du bassin.

-Les sols hydromorphes, s'observent le long des cours d'eau et dans les bas-fonds. Ce sont des sols qui ont une grande capacité de conservation d'eau et sont généralement exploités pour la culture du riz et pour les cultures maraîchères.

1.5.2. Occupation du sol

Le bassin versant de la Lobo est localisé dans le domaine guinéen et appartient au secteur mésophile avec des zones forestières propices à l'agriculture. Cette forêt renferme de nombreuses essences telles que le samba *Triplochiton scleroxylon*, l'ako *Antiaris africana*, le bété *Mansonia altissima*, etc. (Guillaumet et Adjahohoun, 1971). La superficie de la forêt défrichée augmente et la forêt naturelle devient clairsemée (figure 5). La forêt dégradée devient de plus en plus l'élément dominant de cette végétation marquée par l'exploitation agricole (Kouassi *et al.*, 2020).

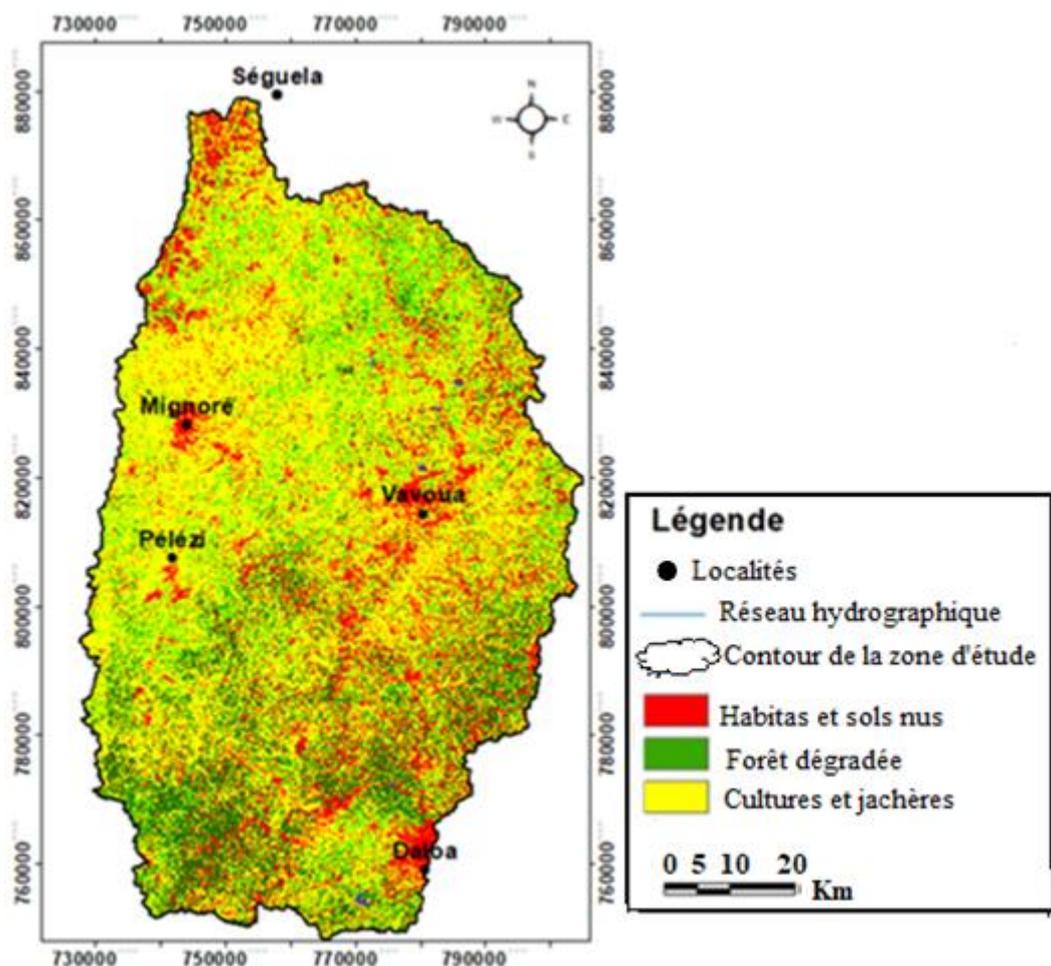


Figure 5 : Carte d'occupation du sol du bassin versant de la Lobo (Image Landsat ETM+ de 2019 (Kouassi *et al.*, 2020))

1.6. Activités socio-économiques

1.6.1. Population

Le bassin versant de la Lobo a une population estimée à 1 103 059 habitants (INS, 2014) soit une densité de 165,67 habitants par km². Cette population est répartie de façon inégale sur les trois principaux départements du bassin : 54% pour le département de Daloa, contre 36% pour Vavoua et 10% pour Zoukougbeu. Elle est essentiellement rurale. En effet, 74% de la population vit en milieu rural et 26% en milieu urbain. Les différentes sous-préfectures ont une croissance démographique rapide (JICA, 2001) favorisée par les potentialités physiques du milieu. Les populations autochtones (25%) sont composées de Bétés, de Niambouas, de Zombos, de Niédébouas, de Gouros et de Malinkés. On note également une forte proportion de population allochtone composée de 40% de migrants ivoiriens et de 35% d'étrangers (INS, 2014). L'évolution démographique est importante dans le domaine de la gestion des ressources car elle détermine les besoins futurs ; notamment les activités économiques de développement.

1.6.2. Activités agricoles

L'agriculture constitue la principale activité génératrice de revenus des populations (Yao, 2015). C'est une agriculture extensive, anarchique, pluviale et manuelle, qui compense ses faiblesses par la conquête permanente de terres nouvelles (Noufou, 1998). Le système de production agricole est dominé par le binôme café-cacao. En dehors des cultures du café et du cacao, il existe quelques industries du bois. L'élevage constitue aussi l'une des activités économiques de la zone d'étude. Il est de type traditionnel et comprend majoritairement la volaille, les bovins et les ovins. A côté des cultures industrielles se développe un important réseau de cultures vivrières, le riz pluvial, le maïs, l'igname, la banane plantain et le manioc (figure 6).



Figure 6 : Quelques cultures pratiquées sur le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé : a- Champ de cacao ; b- Rizière

1.6.3. Approvisionnement en eau potable

En dehors de la zone sédimentaire, l'eau potable des populations est assurée dans les grandes agglomérations de la Côte d'Ivoire généralement par le captage des eaux de surface (figure 7). Elles sont ensuite traitées et distribuées aux populations par la Société de Distribution d'Eau de la Côte d'Ivoire (SODECI). Pour les villages et les grands campements, en zone rurale et semi-rurale, l'eau potable provient des pompes à motricité humaine réalisées lors des programmes d'hydraulique villageoise améliorée (HVA). Aussi, les localités ayant une population comprise entre 1 000 et 4 000 habitants bénéficient-elles du système d'hydraulique villageoise améliorée. Ce système prévoit, en plus d'un forage, l'équipement des localités en un réseau primaire de distribution, un château d'eau et des bornes fontaines. A côté de ces systèmes dits modernes, une frange de la population s'approvisionne en eau à partir des émergences naturelles et des puits traditionnels dont l'eau présente une qualité physico-chimique douteuse. Cette situation est favorisée par l'abandon des forages suite aux pannes mécaniques des ouvrages, à la mauvaise qualité de l'eau, et leur tarissement pendant les saisons sèches (Yao, 2015).



Figure 7 : Vue de la rivière Lobo à l'exhaure

1.7. Aperçu géologique de la Côte d'Ivoire

La Côte d'Ivoire se situe au Sud du craton ouest africain et son histoire géologique s'intègre à celle de la dorsale de Man. La géologie de cette dorsale est connue grâce aux études de plusieurs auteurs parmi lesquels nous pouvons citer Djro (1998) et Touré (2007). La dorsale de Man se subdivise en deux grands domaines : le domaine archéen à l'Ouest et le domaine protérozoïque

à l'Est, séparés par l'accident majeur de Sassandra (Figure 8). Le socle précambrien couvre 97,5% du territoire de la Côte d'Ivoire et le bassin sédimentaire côtier occupe les 2,5% restants.

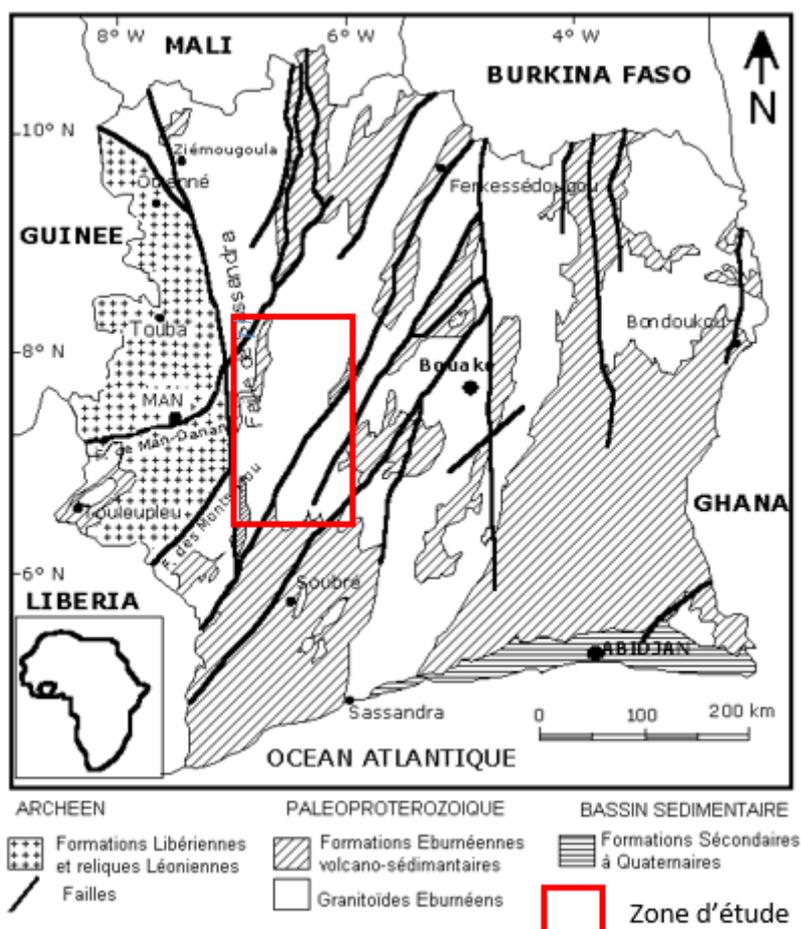


Figure 8 : Carte géologique simplifiée de la Côte d'Ivoire (Tagini, 1971)

1.7.1. Domaine archéen

Le domaine archéen se situe à l'ouest de la faille de Sassandra, appelé zone SASCA (Sassandra-Cavally) qui englobe toute la Sierra Leone et une grande partie du Libéria et de la Guinée (Touré, 2007). Les formations géologiques de ce domaine ont été structurées au cours de deux mégacycles que sont le léonien et le libérien.

Le domaine archéen comprend 3 domaines (Camil, 1984 ; Kouamelan, 1996) :

- le domaine granulitique nord qui comprend les gneiss gris granulitiques, les charnockites et les granodiorites, accompagnés quelques fois d'amphibolo-pyroxènes ;
- le domaine granulitique et migmatique intermédiaire qui est constitué de gneiss migmatitique à hyperstènes, de granulites basiques, d'ortho-gneiss oeillés, de gneiss alumineux, des amphibolo-pyroxénites en très faible quantité ;
- le domaine sud de migmatite à biotite.

1.7.2. Domaine Paléoprotérozoïque (Baoulé-Mossi)

Ce domaine qui se situe à l'Est de la faille de Sassandra se prolonge jusqu'au Mali, au Burkina-Faso, au Ghana, au Niger et sur une partie du Togo. Les formations géologiques de ce domaine ont été structurées au cours du mégacycle Eburnéen (2500 – 1500 MA). Ce mégacycle Eburnéen est subdivisé en 2 cycles orogéniques distincts (Touré *et al.*, 1987) :

- le cycle Burkinien (2400 à 2100 Ma) ;
- le cycle Eburnéen au sens strict (2100 à 1800 Ma).

Le domaine Paléoprotérozoïque constitue la majeure partie des roches du pays. Ce domaine est constitué d'un ensemble très complexe de formations géologiques.

1.8. Contexte géologique de la zone d'étude

Les formations géologiques du bassin versant de la Lobo appartiennent principalement au socle précambrien (précambrien moyen) et se regroupent en deux grandes entités que sont les roches magmatiques et les roches métamorphiques (Figure 9). La géologie du bassin est connue grâce aux travaux de Delor *et al.* (1995).

1.8.1. Roches magmatiques

Cet ensemble renferme les roches plutoniques, volcaniques ou effusives. Elles sont représentées dans la région par les granitoïdes et les dioritoïdes.

- **Granitoïdes**

Ce groupe renferme les granites à biotite, les granites à chlorite, l'albite et la muscovite, les leucogranites et les granodiorites. Ils occupent le tiers de la surface étudiée et se présentent sous forme de petits massifs allongés dans la direction éburnéenne. Les affleurements observés sont sous forme de :

- petits dômes allongés ;
- dalles aux bords et dans les lits des cours d'eau ;
- gros inselbergs culminant à plus de 200 m d'altitude.

Cependant, dans de nombreuses zones, ils sont masqués par d'épaisses couches d'altérites ou par la végétation Delor *et al.* (1995).

- **Dioritoïdes**

La famille des dioritoïdes est essentiellement constituée de diorites quartziques à albite sur le bassin versant de la Lobo. Son affleurement a été découvert par Sonnendrucker (1964). Elle se

situé au milieu des schistes de l'unité Hana-Lobo à proximité de Lamedougou. La diorite rencontrée dans cette région a un grain grossier et une texture grenue. Au microscope, elle laisse apparaître les minéraux suivants : quartz, séricite, albite, biotite et muscovite.

1.8.2. Roches métamorphiques

Les migmatites et les schistes sont les formations géologiques qui représentent les roches métamorphiques.

- **Migmatites**

Les migmatites occupent les deux cinquièmes du bassin versant de la Lobo. Cet ensemble désigne les formations correspondant à l'étape ultime du métamorphisme et au début de la fusion. Les faciès migmatitiques rencontrés dans la zone d'étude sont constitués par les migmatites anciennes, les gneiss migmatitiques, les migmatites rubanées et les leucomigmatites (Bonnot, 1985).

- **Ensemble schisteux**

Il se caractérise par une zonation dans la disposition des faciès. Les schistes vrais sont au centre avec des faciès plus dentritiques en bordures. Ensuite viennent les schistes argileux bariolés et chloritoschistes qui ont été mis en évidence par le programme d'hydraulique villageoise. Les schistes argileux, les schistes gréseux, les grès feldspathiques et les schistes francs à tendance micaschisteuse sont les formations géologiques schisteuses identifiées par Papon (1973) dans la zone d'étude.

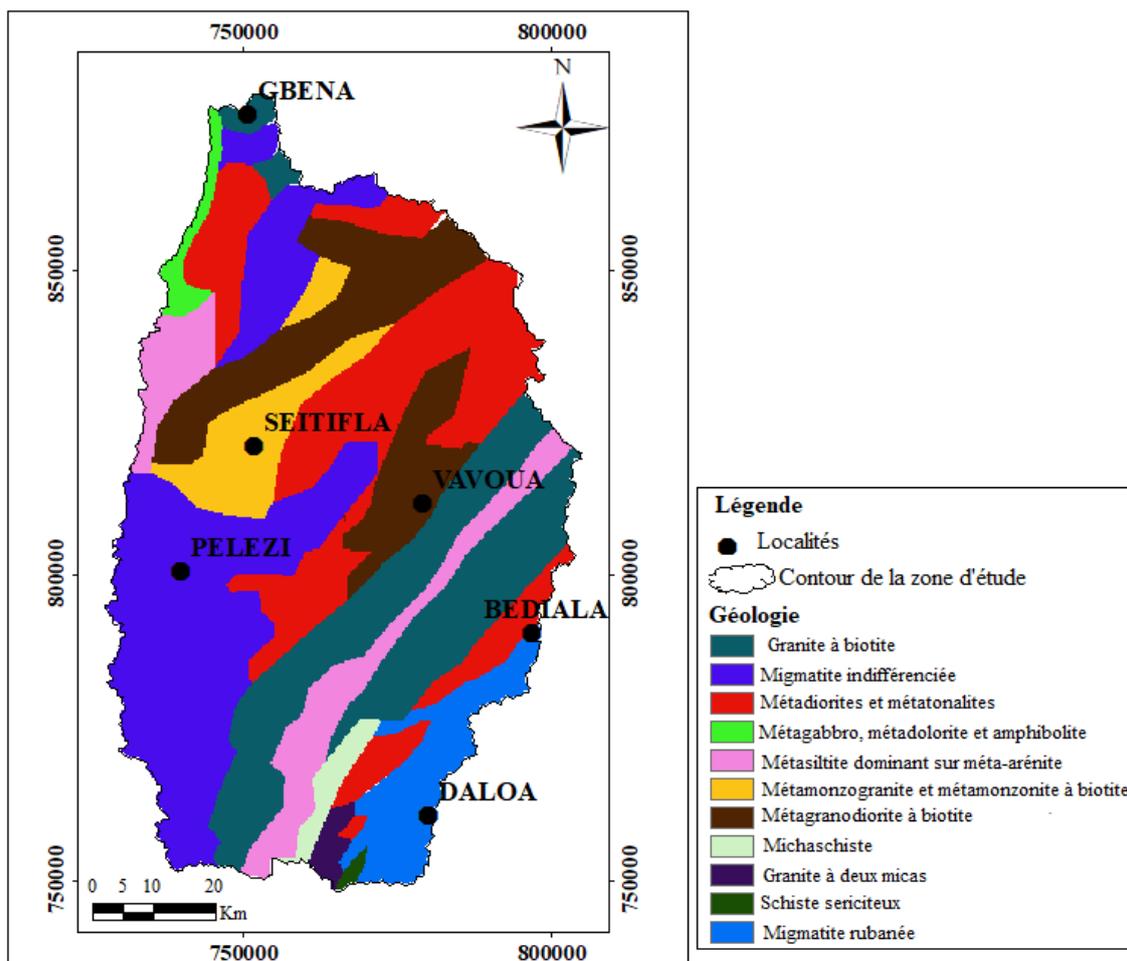


Figure 9 : Carte géologique du bassin versant de la Lobo (Delor *et al.*, 1995) modifiée (Yao, 2015)

1.9. Aperçu hydrogéologique de la zone d'étude

Dans le bassin versant de la Lobo, il existe généralement deux types d'aquifères : les aquifères d'altérites (superficiels) et les aquifères fracturés (plus profonds). Les altérites constituent le premier niveau de réservoir d'eau souterraine en milieu de socle cristallin et cristallophyllien. Ce sont des formations de surface résultant des processus d'altération physico-chimique et d'érosion du socle. Ces aquifères d'altérites se développent dans les formations argilo-sableuses et dans les arènes granitiques. Les altérites issues des formations grenues sont constituées d'argiles, de sables, d'argiles sableuses et/ou d'argiles latéritiques. Celles qui proviennent des roches granitiques sont représentées par un mélange de sables et d'argiles avec une proportion plus importante de sable. La partie sableuse constitue les arènes, qui au plan hydrogéologique constituent le niveau le plus perméable. En revanche, les produits d'altération des schistes sont dominés par une phase argileuse importante. Ils sont peu perméables et de porosité importante liée à la taille des grains (Ligban, 2013). Ces altérites constituent un vaste réservoir superficiel

directement alimenté par l'infiltration de l'eau de pluie. Son niveau piézométrique baisse significativement en saison sèche et remonte en saison des pluies (Biémi, 1992). La baisse du niveau d'eau est due au drainage des eaux souterraines vers les cours d'eau ou autres eaux de surfaces, mais aussi aux puits et forages exploités (Maréchal et *al.*, 2004). Les réserves d'eau dans ces réservoirs sont tributaires de la perméabilité, de l'épaisseur de ces altérites. A l'échelle du bassin de la Lobo, ces réservoirs d'altérites sont captés par la quasi-totalité des puits et forages réalisés dans le cadre des différents programmes d'hydrauliques villageoises depuis les années 1954 à 2001. Du fait de l'amélioration des connaissances sur le milieu fissuré, les programmes d'hydrauliques villageoises sont désormais orientés vers le captage des nappes de fissures. Les aquifères de fissures qui sont sous-jacents aux aquifères d'altérites constituent des réservoirs beaucoup plus importants. Ces aquifères naissent généralement à la suite d'événements tectoniques qui affectent les niveaux supérieurs et moyens de l'écorce terrestre (Sawadogo, 1984) (figure 10). Ils s'étendent en moyenne sur une épaisseur de 50 m (Maréchal et *al.*, 2003) dans le socle et développent une productivité supérieure à celle des altérites. Par rapport aux aquifères d'altérites, les aquifères de fissures sont à l'abri des fluctuations saisonnières et de la plupart des divers types de pollution. Pour cela, dans les régions de socle, ces aquifères sont de plus en plus recherchés et exploités à partir des forages pour l'alimentation en eau des populations. Les possibilités de formation des aquifères de fissures sont liées à la densité et à l'importance de la fracturation de ceux-ci (Sawadogo, 1984 ; Biémi, 1992). Leur importance est liée à l'existence de fractures ouvertes (Soro, 2002). A l'affleurement, les fractures se présentent sous forme de diaclases, de joints, de fentes et de failles de différentes dimensions. Leur cartographie est possible à partir des travaux de géophysiques, de géomorphologie, de photographies aériennes, d'images satellitaires, etc.

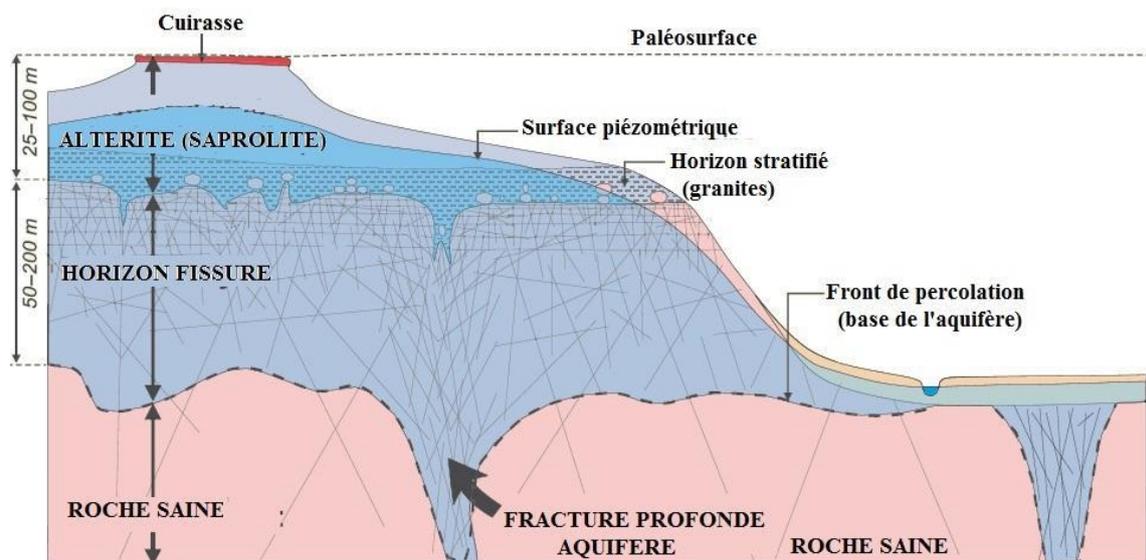


Figure 10 : Schéma simplifié des aquifères sur socle cristallin (Lachassagne *et al.*, 2011)

Conclusion partielle

Le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé est caractérisé par un relief peu contrasté et peu varié, dominé par les plateaux de 240 à 320 m d'altitude. Le climat du bassin est de type équatorial de transition atténué (climat baouléen) caractérisé par deux saisons dont une saison des pluies de mars à novembre avec un ralentissement des précipitations en juillet-août et une saison sèche très marquée de décembre à février comportant quelques précipitations isolées. La rivière Lobo présente un réseau hydrographique nettement plus développé sur sa rive gauche que sur sa rive droite avec ses principaux affluents qui sont le Dé et la Lobo. Le bassin versant de la Lobo présente deux types de sols : les sols de types ferrallitiques fortement ou moyennement désaturés remaniés modaux et les sols de types hydromorphes. La population du bassin est estimée à 1 103 059 habitants. Les formations géologiques du bassin appartiennent principalement au socle précambrien (précambrien moyen) et se regroupent en deux grandes entités que sont les roches magmatiques et les roches métamorphiques. Sur le plan hydrogéologique, le bassin dispose deux types d'aquifères : les aquifères d'altérites (superficiels) et les aquifères fracturés (plus profonds). Ce chapitre a permis de présenter le cadre physique de la zone d'étude. Le chapitre suivant fait l'état des connaissances sur la qualité des ressources en eau souterraine, la vulnérabilité à la pollution des aquifères et le périmètre de protection.

CHAPITRE 2 : ETAT DE CONNAISSANCES SUR LES THEMATIQUES ABORDEES

2.1. Activités anthropiques et ressources en eau souterraine

2.1.1. Généralités sur la pollution des eaux souterraines

La pollution de l'eau est la dégradation physique, chimique et/ou biologique de ses qualités naturelles, provoquée par diverses activités. On distingue plusieurs types de pollutions qui peuvent avoir une origine domestique, biologique, naturelle, agricole ou industrielle que sont :

- la pollution physique altère la transparence de l'eau (présence de matières en suspension) et agit sur sa température (pollution thermique) ;

- la pollution chimique est due à des valeurs relativement élevées de substances indésirables telles que les nitrites, nitrates, phosphates et les éléments traces métalliques (ETM). La pollution des eaux souterraines représente un problème environnemental majeur. Elle affecte aussi bien les pays industrialisés que ceux en développement. Plusieurs cas sont cités à travers le monde. Des études récentes relatives à la qualité des eaux souterraines effectuées en Espagne (González Vázquez *et al.*, 2005), en Italie (Debernardi *et al.*, 2008) et en Turquie (Yesilnacar *et al.*, 2008) ont indiqué une importante contamination aux nitrates. Cette pollution est due très souvent aux rejets municipaux, industriels et domestiques. Des études effectuées en Afrique montrent que les sources de pollution des nappes d'eaux souterraines africaines sont, entre autres, les fosses septiques, les eaux usées et les dépotoirs (Tredoux & Talma, 2006 ; Xu & Usher, 2006). Les travaux de Chalbaoui (2000) ont révélé la présence d'importantes quantités de métaux lourds tel que le cadmium, dans la nappe superficielle du Bassin de Redayef Moularès, en Tunisie. Ikem *et al.* (2002) qui ont étudié la qualité des eaux souterraines à proximité des décharges dans les localités de Lagos et d'Ibadan, au Nigeria, ont décelé une pollution azotée et bactériologique affectant ces eaux captées au moyen de puits privés par les riverains pour leur alimentation. En Côte d'Ivoire, Ligban *et al.* (2009) ont montré que les eaux de puits et de sources dans le degré carré de Daloa sont dominées par le faciès chloruré nitraté. Les ions chlorures et nitrates, importants dans ces eaux, proviendraient, d'après ces auteurs, entre autres, de matières organiques liées aux activités humaines ou à la production animale ou végétale. Des cas de contamination par les nitrates, d'eaux de puits consommées par les populations urbaines et rurales dans la région de Buyo, ont été enregistrés par Ohou *et al.* (2008). Il ressort des travaux de Ahoussi (2008) que les eaux des altérites des quartiers Dioulakro, Château et Artisanal, dans la ville d'Agboville, ont des concentrations en nitrates supérieures à 50 mg. L⁻¹

2.1.2. Paramètres indicateurs de la pollution des eaux souterraines

2.1.2.1. Paramètres physiques

➤ Température

La température de l'eau agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivants dans l'eau et particulièrement les micro-organismes (Rodier, 2009). Plus la température de l'eau s'élève, plus la quantité d'oxygène dissous diminue. Des valeurs de température supérieures à 25°C favorisent le développement des micro-organismes et l'accélération des réactions d'oxydation des dérivés de l'azote tels que l'ammonium et les nitrites (Degbey *et al.*, 2008).

➤ Conductivité électrique (CE)

La conductivité permet d'apprécier globalement l'ensemble des substances en solution dans l'eau. En d'autres termes, La conductivité est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm. Elle est l'inverse de la résistivité électrique. Les unités de mesure de la conductivité sont l'ohm par mètre (Ω/m), le siemens par mètre (S/m) et le micro siemens par centimètre ($\mu S/cm$) (Rodier, 2009). Si l'eau très pure est un isolant qui oppose une grande résistance au passage de l'électricité, il n'en est plus de même lorsqu'elle est chargée en sels minéraux (calcium, magnésium, sodium, potassium, etc) et en polluants.

2.1.2.2. Paramètres chimiques

➤ Potentiel d'hydrogène (pH)

Le potentiel d'hydrogène (pH) est la mesure de l'acidité ou de l'alcalinité de l'eau sur une échelle logarithmique de 0 à 14. Il renseigne sur le caractère corrosif ou incrustant des eaux. Le pH des eaux naturelles est lié à la nature géologique des terrains traversés. Dans les terrains cristallins en milieu tropical humide, les eaux souterraines sont généralement acides et cette acidité est liée à l'hydrolyse du CO₂ provenant de la minéralisation de la matière organique végétale présente dans le sol (Matini *et al.*, 2009). Les valeurs du pH se situent entre 6 et 8,5 dans les eaux naturelles (OMS, 2017). Un pH inférieur à 6,5 présente des effets corrosifs significatifs. Par contre, un pH supérieur à 8,5 présente des risques d'incrustation importants pour cette eau (Ahoussi, 2008).

➤ **Oxygène dissous (OD)**

L'oxygène dissous mesure la concentration du dioxygène dissous dans l'eau. C'est un facteur essentiel dans le maintien de la vie aquatique (Dimon *et al.*, 2014 ; Hasan *et al.*, 2015). Il est utile pour évaluer la qualité de l'eau. Sa valeur renseigne le degré de pollution de l'eau et par conséquent son degré d'auto-épuration (Makhoukh *et al.*, 2011 ; Goher *et al.*, 2017). Sa solubilité est liée à plusieurs facteurs particuliers : la température, la pression atmosphérique et la salinité et aussi en fonction de l'origine de l'eau ; les eaux superficielles peuvent en contenir des quantités relativement importantes proches de la saturation. Les eaux profondes n'en contiennent le plus souvent que quelques milligrammes par litre (Derwich *et al.*, 2011).

➤ **Chlorures (Cl⁻) et sulfates (SO₄²⁻)**

Les chlorures et les sulfates font généralement l'objet d'un suivi particulier. Les chlorures sont des anions inorganiques importants contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Ils sont souvent utilisés comme un indice de pollution. Ils ont une influence sur la faune et la flore aquatique ainsi que sur la croissance des végétaux. Une forte teneur en chlorures peut indiquer une pollution par des eaux usées domestiques (De Villers *et al.*, 2005). La présence de chlorures en concentration élevée dans l'eau peut lui donner un goût désagréable. Les sulfates quant à eux proviennent du ruissellement ou de l'infiltration dans les terrains à gypse. Ils résultent également de l'activité de certaines bactéries (chlorothiobactéries, rhodothiobactéries, etc.). Cette activité peut oxyder l'hydrogène sulfuré (H₂S) toxique en sulfate. Leur concentration est généralement comprise entre 2,2 et 58 mg/L (Meybeck *et al.*, 1996). Les principaux problèmes associés aux teneurs élevées de sulfates dans l'eau potable sont l'irritation gastro-intestinale et le mauvais goût de l'eau (OMS, 2017).

➤ **Composés azotés (NH₄⁺, NO₂⁻ et NO₃⁻)**

L'azote est un élément indispensable à la croissance des végétaux. Les produits azotés sont constitués par l'ammonium, les nitrates et les nitrites. Ils sont essentiellement d'origine agricole mais proviennent aussi des décharges municipales (Wakida et Lerner, 2005). Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'ammonium en milieu aérobie (Bonton *et al.*, 2010 ; Sallenave, 2017). La plupart des polluants rencontrés dans les eaux sont de nature azoté à cause de leur forte mobilité (Nolan, 2001). En effet, ils sont facilement lixiviables et atteignent facilement les eaux souterraines (Ibtissam *et al.*, 2007). Les fortes concentrations de nitrates

dans les eaux souterraines sont préjudiciables à la santé humaine car elles peuvent être réduites, en nitrite dans les tractus digestifs des nourrissons et provoquer la méthémoglobinémie (Hunter, 2003 ; Wongsanit *et al.*, 2015). Les nitrates peuvent aussi produire la nitrosamine qui est un composé cancérigène. La valeur maximale pour une eau de boisson est de 50 mg. L⁻¹(OMS, 2017). Les nitrites proviennent soit de l'oxydation incomplète de l'ammonium, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante. Ils ne représentent qu'un stade intermédiaire et leurs présences d'origine naturelle est très rare (Olivier, 2005). Les valeurs maximales recommandées pour une eau de boisson à court et à long terme sont respectivement 3 mg. L⁻¹ et 0,2 mg. L⁻¹(OMS, 2017). L'ammonium (NH₄⁺) est relativement peu toxique mais peut engendrer divers inconvénients tels que la corrosion des conduites, la limitation de l'effet désinfectant du chlore ajouté à l'eau potable pour inhiber la prolifération des bactéries et des germes pathogènes. Des teneurs élevées d'ammonium témoignent d'une pollution d'origine humaine récente. La valeur guide pour une eau de boisson est de 1,5 mg. L⁻¹ (OMS, 2017).

➤ **Composés phosphatés (PO₄³⁻)**

Les phosphates sont les formes minérales du phosphore. Leur présence dans l'eau est due aux rejets industriels (agro-alimentaire, laverie), agricoles (engrais, pesticides), domestiques (détergents, lessives) ou à leur utilisation pour lutter contre la corrosion et l'entartrage (polyphosphates). Ils proviennent aussi en grande partie des rejets animaux et humains (Martinelli, 1999). Assimilés par les algues, les phosphates se transforment en phosphore (P) organique sous l'influence de la photosynthèse. Au-delà de 20 µg/L dans les eaux naturelles, le phosphore est considéré comme un facteur déterminant de l'eutrophisation des plans d'eau (Rodier, 2009).

➤ **Calcium (Ca²⁺)**

Le calcium est un élément (métal) alcalino-terreux extrêmement répandu dans la nature, et en particulier dans les roches calcaires sous forme de carbonates surtout à l'état d'hydrogénocarbonate et en quantité moindre sous forme de sulfate et de chlorure. Il est le composant majeur de la dureté de l'eau et l'élément dominant des eaux naturelles. Lorsque sa teneur dans l'eau dépasse la norme, il forme des sels de calcium insolubles et inactifs ; lors de la lessive ; ce qui augmente la consommation de savon. De plus, il augmente le temps de cuisson des légumes par formation de pectates insolubles. En revanche, l'insuffisance de calcium peut entraîner des maladies cardio-vasculaires (Derwich *et al.*, 2010). La valeur admise pour une eau de boisson est de 150 mg. L⁻¹ (OMS, 2017).

➤ **Magnésium (Mg²⁺)**

C'est un élément dominant dans l'eau, le 12^{ème} élément le plus abondant à l'état naturel. Il constitue un élément significatif de sa dureté. Sa teneur dépend de terrain traversé et dépasse rarement 15 mg/l dans les eaux naturelles. Par contre, dans les eaux minérales, il peut largement dépasser cette valeur. Le magnésium a une grande importance biologique car il entre dans la constitution des os et intervient dans certains systèmes enzymatiques et dans la biogénèse de certaines hormones (Rodier, 2009). A forte concentration, le magnésium confère à l'eau une saveur amère et entraîne une action laxative chez l'homme surtout chez les enfants (Derwich *et al.*, 2010). La valeur admise pour une eau de boisson est de 50 mg. L⁻¹ (OMS, 2017).

➤ **Sodium (Na⁺)**

C'est le 11^{ème} élément le plus abondant à l'état naturel. Il est toujours présent dans l'eau en proportion très variable. Le sodium joue un rôle important en agriculture, pour l'irrigation à cause de son action sur la perméabilité des sols. Mais, il peut présenter des inconvénients pour certains malades en cas de grandes quantités. Il est nécessaire à l'homme pour maintenir l'équilibre hydrique de l'organisme. Le sodium est aussi nécessaire pour le fonctionnement des muscles et des nerfs. Trop de sodium peut endommager les reins et augmenter les risques d'hypertension artérielle (Rodier, 2009).

➤ **Potassium (K⁺)**

C'est le 19^{ème} élément le plus abondant à l'état naturel ; beaucoup moins abondant que le sodium, et rarement présent dans l'eau à des teneurs supérieures à 20 mg/l. Il ne représente aucun inconvénient particulier. La teneur globale de Na et de K dans l'eau est souvent estimée comme la différence entre la somme de tous les cations présents obtenus par échange ionique et la dureté (Rodier, 2009).

2.1.2.3. Métaux lourds

✓ **Définitions**

Les métaux lourds désignent, pour les chimistes, des métaux de numéro atomique élevé, de masse volumique supérieure à 5 g/cm³ et qui forment des sulfures insolubles (Lémière *et al.*, 2001). Quarante et un (41) métaux correspondent à cette définition générale auxquels il faut ajouter cinq métalloïdes. Certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement " lourds " (le zinc), tandis que d'autres éléments toxiques ne sont pas tous des métaux (l'arsenic) (Miquel,

2001). La notion de métaux lourds est apparue lorsque les premiers biologistes ont cherché à caractériser les protéines qui contenaient du soufre. Le mercure, le plomb et le cadmium sont considérés comme particulièrement toxiques pour les micro-organismes, les plantes, les animaux et l'homme. Ils ont une grande affinité pour le soufre et présentent une forte bioaccumulation dans les chaînes alimentaires. Ils n'ont aucune activité biologique bénéfique contrairement à d'autres métaux comme le chrome (Cr) ou le nickel (Ni) qui à faible dose, sont indispensables à divers organismes vivants. A forte concentration, ils deviennent toxiques. L'or (Au), le thallium (Tl), l'argent (Ag) et le bismuth (Bi) qui ont de l'affinité avec le soufre, sont bioaccumulables et toxiques. Ils pourraient tout aussi bien être classés dans la famille des « métaux lourds », terme uniquement réservé au mercure, au plomb et au cadmium (Picot, 2002). Selon cet auteur, cette notion de « métaux lourds » est maintenant uniquement médiatique et sans valeur scientifique. Pour les scientifiques, ces métaux lourds doivent être regroupés dans ce que l'on appelle les « métaux en traces » ou « éléments en traces métalliques » (ETM) ; car, normalement, on les retrouve dans les milieux naturels, en très faibles concentrations. Le mercure (Hg), le plomb (Pb) et le cadmium (Cd), considérés ici comme les seuls métaux lourds, sont en fait des éléments traces toxiques et il faut les regrouper ainsi si l'on veut concilier le langage populaire et l'exactitude scientifique.

➤ **Zinc (Zn)**

Le zinc existe dans l'eau sous diverses formes : ion hydraté ($\text{Zn}(\text{H}_2\text{O})^{2+}$), zinc complexé par les ligands organiques (acides fulviques et humiques), zinc adsorbé sur de la matière solide, oxydes de zinc, etc. La spéciation du zinc dans le compartiment aquatique est un phénomène très complexe qui dépend de nombreux facteurs abiotiques tels que le pH, la quantité de matière organique dissoute, le potentiel redox, etc. Le chlorure de zinc et le sulfate de zinc sont très solubles dans l'eau, mais peuvent s'hydrolyser en solution pour former un précipité d'hydroxyde de zinc, sous conditions réductrices. Un pH faible est nécessaire pour maintenir le zinc en solution (Pichard *et al.*, 2005). Il a été montré que l'ingestion de sulfate de zinc pouvait induire des désordres gastro-intestinaux à la dose de 2 mg Zn^{2+} /kg (Samman et Roberts, 1987). Des doses trop élevées en zinc altèrent les réponses immunitaires et inflammatoires (Chandra, 1984). L'ingestion d'aliments ou de boissons contaminés par exposition à des surfaces galvanisées peut provoquer des nausées, des vomissements, des crampes et de la diarrhée qui est rarement fatale. La consommation non contrôlée de suppléments diététiques riches en Zn représente un danger qui n'est pas bien cerné. L'absorption intestinale de Cu est supprimée et il peut arriver un déficit de cet élément (Nordberg *et al.*, 2007).

➤ **Fer (Fe)**

Le fer est le quatrième métal le plus abondant de la croûte terrestre et le métal de transition le plus abondant. Il change facilement de valence et se présente sous deux formes : l'ion ferreux (Fe^{2+}) et l'ion ferrique (Fe^{3+}). Il forme des complexes avec l'oxygène et les réactions intermédiaires soutiennent la respiration de presque tous les organismes aérobies (Nordberg *et al.*, 2007). La toxicité est une conséquence de radicaux libres générés par catalyse de fer. Ces radicaux peuvent endommager les molécules biologiques, des cellules, des tissus et des organismes entiers (Nordberg *et al.*, 2007). Les organes et les tissus sont des lieux de fortes concentrations de fer et de l'activité métabolique. Le tractus gastro-intestinal est un site privilégié, car c'est là que la plus forte concentration de fer se produit. La nécrose et l'hémorragie peuvent être significatives (Tenenbein *et al.*, 1990). Les principaux sites de toxicité systémique sont le cœur (Tenenbein *et al.*, 1988) et le foie (Craven *et al.*, 1987 ; Wright *et al.*, 1986).

➤ **Manganèse (Mn)**

Le manganèse (Mn^{2+}) est généralement associé au fer dans les roches. Son origine dans l'eau est essentiellement liée à la dissolution des roches et d'éventuels rejets industriels. La présence de manganèse peut donner à l'eau une couleur noirâtre et un goût métallique désagréable. Il provoque aussi des dépôts d'hydroxyde de manganèse. L'OMS fixe à 0,1 mg. L^{-1} la concentration maximale admise dans l'eau destinée à la consommation (OMS, 2017).

2.2. Etat des lieux sur la vulnérabilité des aquifères,

2.2.1. Notion de vulnérabilité

La notion de "vulnérabilité" est définie par Vrba & Zaporozec (1994) comme "une propriété intrinsèque des systèmes aquifères qui dépend de la sensibilité qu'ont ces systèmes aux impacts humains et naturels". Partant de cette définition, la vulnérabilité est distincte du risque de pollution. Le risque de pollution dépend non seulement de la vulnérabilité, mais également de l'existence d'une charge significative de pollution susceptible d'atteindre la nappe (Antonakos & Lambrakis, 2007). Ainsi, il est possible d'avoir une vulnérabilité "élevée" de l'aquifère, mais aucun risque de pollution, s'il n'existe aucun polluant. Il peut aussi avoir un risque "élevé" de pollution, malgré la vulnérabilité faible, si la charge de pollution est exceptionnelle. Il paraît très important de faire cette distinction, parce que la détermination du risque de pollution est fonction de deux états. Il est déterminé non seulement par les caractéristiques intrinsèques de

l'aquifère, qui sont relativement statiques et à peine changeables, mais également de l'existence des activités potentielles de pollution, qui sont des facteurs dynamiques et qui peuvent en principe être contrôlés (Lobo-Ferreira *et al.*, 1995). La vulnérabilité à la pollution d'une nappe d'eau souterraine matérialise la facilité avec laquelle elle peut être atteinte par une pollution. Cette pollution peut être engendrée par diverses sources (Sinan *et al.*, 2003) :

- ponctuelle (décharge, cimetière, rejet d'eaux usées brutes domestiques ou industrielles, etc) ;
- linéaire (pipeline, réseau d'eaux usées, réseau de drainage agricole, etc) ;
- diffuse (engrais chimiques, pesticides, herbicides, épandage des eaux usées domestiques, etc).

2.2.2. Evaluation de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines

L'étude de la vulnérabilité consiste à évaluer la sensibilité de la ressource à toute forme de polluant introduit à partir de la surface du sol en se basant sur les propriétés physiques et chimiques du milieu (Murat *et al.*, 2003). La précision de son évaluation dépend essentiellement de la nature, de la quantité et de la fiabilité des données utilisées. Sa caractérisation est basée généralement sur l'estimation d'un certain nombre de paramètres importants (Bezalgues *et al.*, 2002). Le terme "évaluation de vulnérabilité" des aquifères regroupe deux niveaux d'évaluation (Murat *et al.*, 2000) :

- la vulnérabilité intrinsèque, qui considère les conditions physiques naturelles de l'aquifère ;
- la vulnérabilité spécifique, qui fait intervenir non seulement les paramètres naturels, mais également les propriétés du contaminant, des activités humaines ou même des populations à risque.

La différence fondamentale entre ces deux types de vulnérabilité réside dans le fait que la première peut être considérée comme invariante dans le temps (à l'échelle de travail) alors que la vulnérabilité spécifique directement liée aux sources de pollution est évolutive et ne caractérise qu'un instant précis (Schnebelen *et al.*, 2002).

2.2.3. Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines

Plusieurs approches évolutives allant des méthodes traditionnelles (DRASTIC, GOD...) à celles incluant les caractéristiques du milieu ont été développées pour étudier la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines. Cependant, toutes ces méthodes bien qu'efficaces ne mettent

pas suffisamment en évidence l'importance de la couverture de la protection de l'aquifère. En effet, elles n'intègrent que la nature des paramètres de cette couverture protectrice. Elles accordent une grande importance à la disponibilité de l'eau en se basant sur le niveau d'eau dans l'aquifère mais aussi et surtout sur la hauteur de pluie tombée sur le bassin. De plus, une étude comparée réalisée au niveau des aquifères karstiques à partir de ces différentes méthodes laisse apparaître des différences significatives liées soit aux couches ou critères utilisés, soit aux poids de ces critères (Huneau *et al.*, 2013). Il en est de même pour les aquifères de socle ou discontinus. Quant à la méthode PaPRI, elle est efficace pour l'évaluation de la vulnérabilité à la pollution de façon ponctuelle car elle s'applique à petite échelle et prend en compte les altérites, le réseau de drainage ainsi que la nature et les épaisseurs des paramètres qui ont souvent été ignorés dans l'évaluation de la vulnérabilité à la pollution (Dibi *et al.*, 2015). Cette méthode s'avère donc efficace pour l'évaluation de la vulnérabilité à la pollution à cause de l'importance des paramètres utilisés.

2.3. Modélisation hydrogéologique

Un modèle hydrogéologique est une représentation plus ou moins conceptuelle d'un système ou plus simplement un instrument représentant une version simplifiée de la réalité en vue de simuler la réponse d'un système à une série de sollicitations (Ledoux, 1986). Dans l'étude de l'écoulement des eaux souterraines, on développe la plupart du temps un modèle conceptuel. Le modèle conceptuel constitue une représentation simplifiée des conditions réelles de terrain. Il a pour but de simplifier le système à modéliser et d'organiser les données associées pour les prendre en compte dans un modèle numérique (Bear, 1972 ; Koffi, 2004). En d'autres termes, le modèle conceptuel sert à intégrer les différents paramètres tant pour le cadre physique (épaisseur des aquifères, limites, etc) que pour le cadre hydrogéologique (conductivité hydraulique, recharge, etc.). Pour faire des prévisions avec le système, il est nécessaire d'avoir une sorte de modèle dynamique capable d'être manipulé (Fetter, 2001). Il existe en général trois types de modèles dynamiques : les modèles physiques, les modèles analogiques et les modèles mathématiques (Ledoux, 1986 ; Fetter, 2001).

Dans le cadre de cette étude, les modèles mathématiques ont été utilisés grâce aux codes numériques (logiciels) qui ont simplifié leur application.

2.3.1. Modèles mathématiques

Les modèles mathématiques regroupent les modèles stochastiques, les modèles analytiques et les modèles numériques (Fetter, 2001). Ils servent à traduire le modèle conceptuel en termes

mathématiques. Cela se traduit par l'élaboration d'une ou plusieurs équations différentielles ou partielles. Les équations représentent un écoulement en régime permanent ou transitoire et un écoulement en milieu saturé ou non saturé.

Les modèles analytiques consistent à mettre en place une représentation conceptuelle qui tient compte des caractéristiques physiques du milieu et du fluide (Fetter, 2001). Ces modèles sont développés pour simuler, soit les écoulements des eaux vers les puits et les rivières (Walton, 1984), soit la chaleur ou le transport de masse (Javandel *et al.*, 1984). Ils sont simples, faciles à programmer sur un micro-ordinateur et rapide dans la recherche de solution. Les hypothèses formulées pour résoudre analytiquement les modèles sont restrictives. Par exemple, la plupart des solutions analytiques requièrent un milieu homogène et isotrope. Les méthodes analytiques ne sont plus beaucoup utilisées non seulement parce qu'elles sont parfois trop complexes, mais aussi à cause de la disponibilité des outils informatiques qui rendent facile l'utilisation des méthodes numériques (Deh, 2013). Pour traiter plusieurs situations réalistes, il est souvent nécessaire de résoudre le modèle mathématique approximativement en utilisant des techniques numériques.

Le modèle numérique constitue une schématisation du modèle hydrogéologique essayant de reproduire le mieux possible la relation sollicitation-réponse. Il utilise des techniques numériques pour approximer spatialement et temporellement les équations différentielles de base qui gouvernent l'écoulement des eaux souterraines et de transport des solutés. Les modèles numériques sont sollicités lorsque les conditions aux limites sont complexes ou lorsque les valeurs des paramètres varient à l'intérieur du modèle (Zheng et Bennett, 1995). La fiabilité des prédictions utilisant les modèles numériques dépend de la manière dont ces modèles font l'approximation de la situation réelle. La figure 11 schématise les principales étapes de l'application d'un modèle d'écoulement.

2.3.2. Différentes étapes d'application d'un modèle numérique

Une procédure de modélisation inclut la sélection des codes et leur vérification, la mise en place du modèle, le calage, l'analyse de sensibilité et finalement la prédiction. Les 11 étapes de la procédure d'application d'un modèle ont été soigneusement décrites par la figure 11.

Etape 1 : Etablissement de l'objectif du modèle. Cet objectif déterminera précisément ce qui sera résolu par les équations d'état et le code qui sera sélectionné.

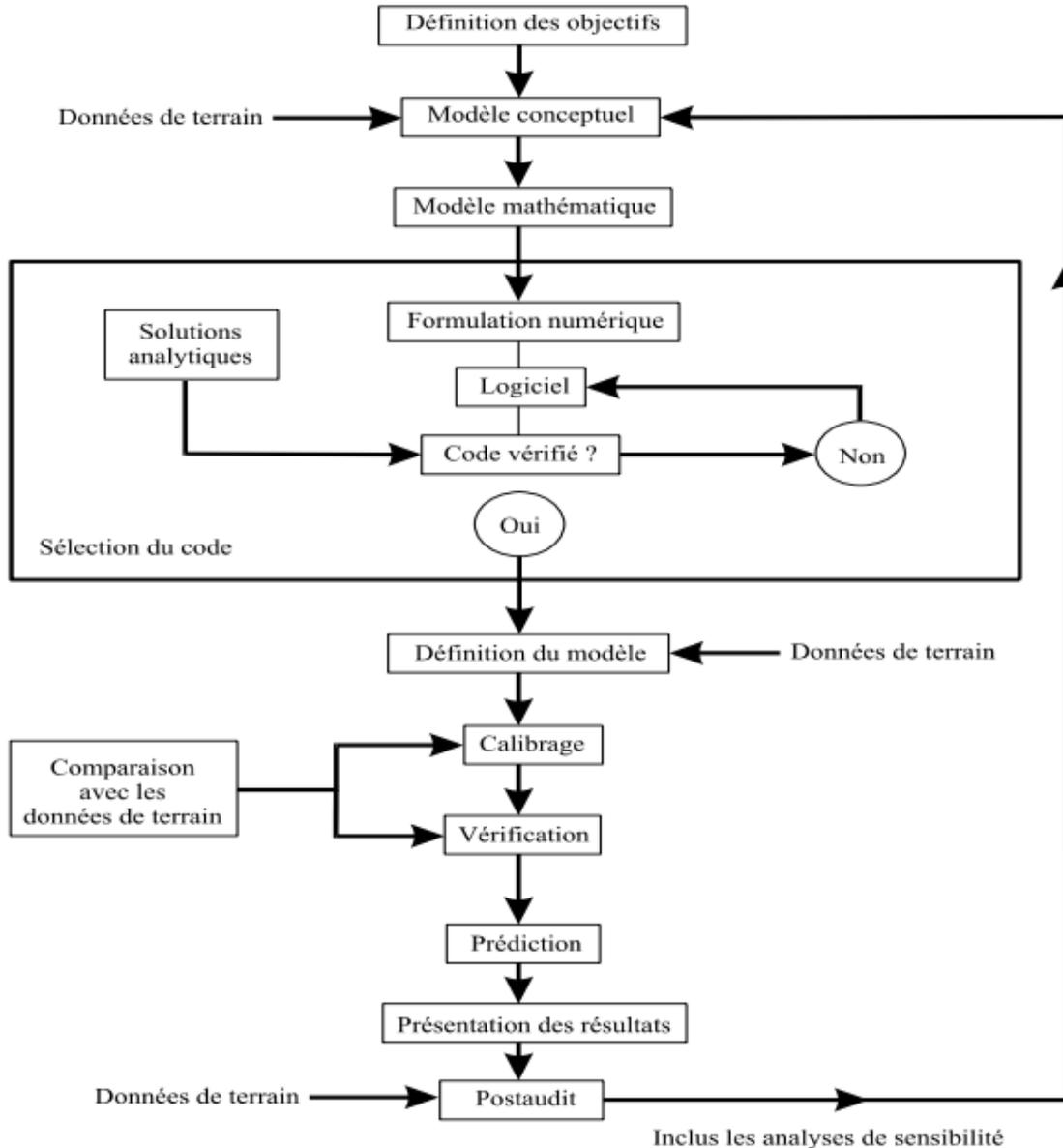


Figure 11: Procédure d'application d'un modèle mathématique (Anderson et Woessner, 1992)

Étape 2 : Développement d'un modèle conceptuel du système. Les unités hydrostratigraphiques et les conditions aux limites du système sont identifiées. Les données de terrain permettant de faire le bilan hydrologique ainsi que les paramètres devant être assignés à l'aquifère sont rassemblés. Durant cette étape, une visite sur le site est hautement recommandée. Cette visite aidera le concepteur du modèle à s'imprégner de certaines réalités qui vont avoir une influence positive sur des décisions subjectives.

Étape 3 : Sélection des équations d'état et du code informatique. Le code est le programme informatique qui contient un algorithme permettant de résoudre numériquement le modèle

mathématique. La fiabilité des équations d'état et du programme informatique devra auparavant être vérifiée.

Etape 4 : Conception du modèle numérique. Le modèle conceptuel est donc introduit dans une forme appropriée pour la modélisation. A cette étape, on procède à l'élaboration des grilles, la sélection des échelles de temps, la mise en place des conditions aux limites et des conditions initiales, et de la sélection préliminaire des valeurs des paramètres aquifères et des périodes hydrologiques.

Etape 5 : Calage du modèle. Le but du calage est de montrer que le modèle peut reproduire les charges et les écoulements mesurés sur le terrain.

Etape 6 : Test de sensibilité. Le modèle calé est influencé par des incertitudes dues à l'incapacité de définir avec exactitude la distribution spatiale ou temporelle des valeurs des paramètres sur le site d'étude. Le test de sensibilité permet de corriger l'effet des incertitudes sur le modèle calé.

Etape 7 : Vérification du modèle. Le but de la vérification du modèle est d'établir une grande confiance dans le modèle en utilisant les valeurs des paramètres calés pour reproduire une seconde fois les données de terrains.

Etape 8 : Prévion quantifie la réponse du système pour les événements futurs. Le modèle dans ce cas est exécuté avec les valeurs calées des paramètres et des contraintes, exception faite des contraintes dont les valeurs changent avec le temps.

Etape 9 : Test de sensibilité de la prévion : il est effectué pour quantifier les effets des incertitudes dans les valeurs des paramètres de prévion. Ce test permet de voir l'impact de la variation des contraintes futures sur le modèle de prévion.

Etape 10 : Présentation du modèle et des résultats. Une présentation claire du modèle et des résultats est essentielle pour une bonne communication.

Etape 11 : Post-audit ou vérification postérieur du modèle conduit à réactualiser le modèle plusieurs années après. De nouvelles données sont collectées pour vérifier si la prévion faite auparavant était correcte. Si la prévion du modèle est fiable, alors le modèle est validé pour ce site particulier, parce que chaque site est unique et le modèle devra être validé pour chaque site spécifique. Chacune de ces étapes constitue un support important dans la démonstration

qu'un modèle appliqué à un site spécifique est capable de produire des résultats significatifs permettant de valider le modèle.

La procédure complète de la figure 11 constitue la formule idéale qu'on pourrait avoir dans une étude de modélisation et qui s'élabore à partir d'un code numérique.

2.3.3. Modélisation des écoulements en milieux fracturés

Dans les milieux fracturés, l'écoulement est lié à la connectivité entre les fractures. En effet, si les fractures ne sont pas connectées ou forment de petits amas séparés, aucun écoulement n'est possible. Par contre, si les fractures sont bien connectées, le système se comporte comme un milieu continu (Koita, 2010).

✓ Modélisation en réseaux de fractures discrètes

Dans les roches fracturées de faible perméabilité matricielle, l'écoulement est souvent très hétérogène et localisé dans quelques fractures. Dans ce cas, les théories classiques de l'hydrogéologie qui considèrent un milieu poreux équivalent sont souvent difficiles à appliquer.

✓ Approche milieu poreux hétérogène fracturé

Le modèle milieu poreux hétérogène fracturé traite le milieu fracturé comme un milieu hétérogène incompressible (De Marsily, 2004). Chaque fracture significative est modélisée de façon explicite. Ce modèle conceptuel pour l'écoulement souterrain et le transport de contaminants représente un énorme challenge pour les hydrogéologues. Bien que conceptuellement séduisante, cette approche devient difficile à appliquer lorsque le nombre de fractures est important, même dans les zones modérément fracturées. De plus, les ressources informatiques et les données nécessaires pour traiter un tel modèle sont souvent très importantes ; ce qui rend cette approche inadaptée pour des cas pratiques (Koita, 2010). Une telle approche est donc adaptée pour les zones présentant quelques fractures importantes participant à l'hydrodynamisme.

✓ Approche milieu double porosité

L'approche double milieux continus est fréquemment utilisée en raison de la géométrie très complexe des fractures, de l'irrégularité des espacements entre fractures et du manque d'informations sur les propriétés de l'écoulement dans la fracture. Dans la modélisation hydrodynamique des milieux à double porosité, deux approches sont généralement distinguées. Elles diffèrent par la manière dont elles décrivent l'écoulement de la matrice à la fracture. La

première, classique, suppose que l'échange matrice-fracture se fait en régime pseudo-permanent (De Marsily, 2004) ; c'est-à-dire que l'échange est directement proportionnel à la différence de pression moyenne entre la matrice et la fracture. La seconde considère une dynamique de l'échange matrice-fracture avec des termes plus transitoires (Roy, 1998).

✓ **Approche milieu continu équivalent**

L'intensité de fracturation dépassant fréquemment une fracture par mètre cube, les calculs d'écoulement dans un modèle chenalisé restent limités à des domaines dont l'extension n'excède pas la centaine de mètres (De Marsily, 2004). Pour des systèmes de taille importante, la modélisation des fractures de façon explicite devient très compliquée et un milieu continu est souvent employé représentant les propriétés hydrodynamiques globales du milieu fracturé. Cette approche est largement appliquée du fait de sa simplicité en termes de données requises et de son efficacité numérique via l'utilisation de grilles de grandes tailles (Koita, 2010). Dans le modèle continu équivalent, aucune distinction n'est faite entre les fractures conductrices et les blocs de matrices, l'eau est supposée s'écouler à travers tout le système (Koita, 2010). Cette dernière approche est celle qui correspond le mieux au type de problème que nous voulons traiter.

2.3.4. Modélisation numérique des écoulements souterrains

Un modèle est une simplification de la réalité, devant être la plus conforme possible du point de vue des mécanismes et processus simulés (Dassargues, 1990). Le niveau de détail exigé dans le modèle géologique dépend du but pour lequel le modèle est développé. En hydrogéologie, les modèles sont mis en place pour une meilleure connaissance et une gestion durable des eaux souterraines (Rapantova *et al.*, 2007 ; Atteia, 2011 ; Leray *et al.*, 2013). En effet, les informations sur la ressource en eau souterraine sont souvent ponctuelles. Elles ne sont connues qu'en des points particuliers (forage, piézomètre). Elles ne peuvent pas alors servir de support de prise de décisions. Afin de vaincre cette contrainte, le comportement du système étudié est retranscrit en équations mathématiques : on parle alors de modèle mathématique. Ce modèle peut être soit déterministe (associant par une relation unique avec des paramètres à valeur unique la cause d'un phénomène et les résultats) soit stochastique (les paramètres et les variables indépendantes sont des variables aléatoires). La plupart des modèles hydrogéologiques utilisés aujourd'hui sont des modèles mathématiques déterministes (Konikow, 1996). Ces modèles nécessitent généralement la résolution d'équations différentielles partielles. Ces équations peuvent être résolues soit analytiquement soit

numériquement. L'approche analytique est adaptée pour les cas jugés "simples" car son application requiert une importante simplification des paramètres et des limites du système. Cependant, l'hétérogénéité et la variabilité des propriétés des aquifères, sont les caractéristiques de tout système géologique. Celles-ci influencent fortement les processus d'écoulement des eaux souterraines dans les aquifères de socle (Konikow, 1996). Il est donc judicieux d'utiliser l'approche numérique. Elle permet de réaliser des modèles à paramètres distribués. Les propriétés du système peuvent être alors représentées spatialement de façon plus réaliste. Par ailleurs, les modèles hydrogéologiques sont de types physiques déterministes, car basés sur l'application des lois physiques générales (comme la loi de Darcy et la loi de continuité) et les variables ont une valeur fixée.

2.3.4.1. Equations régissant les écoulements souterrains

Les modèles hydrogéologiques sont élaborés en combinant des lois physiques. Ainsi, les écoulements souterrains sont décrits par des équations qui dérivent de la loi de Darcy et de la loi de conservation de masse.

- **Loi de Darcy** : La loi de Darcy permet de déterminer le flux d'un fluide à travers un milieu poreux. Dans un problème à une dimension, elle s'exprime selon l'équation 1 :

$$q = -k \text{ grad } h \quad (\text{Eq.1})$$

Avec,

q est le flux à travers un milieu poreux. Il a la dimension d'une vitesse. h (m) exprime la charge hydraulique.

- **Principe de conservation de masse** : Le principe de conservation de masse est décrit par l'équation de continuité (équation 2). Il stipule que dans un volume élémentaire, la quantité d'eau sortant pendant un intervalle de temps est égale à la somme de la quantité d'eau entrant et de la quantité d'eau stockée ou relâchée pendant ce même intervalle de temps :

$$\text{div}(p \cdot q) + \frac{\partial}{\partial t} (p \cdot \phi t) + pq' = 0 \quad (\text{Eq.2})$$

avec q' : somme algébrique des débits prélevés et apportés, ρ : masse volumique de l'eau et ϕt : porosité totale.

- **Equation de diffusivité** : L'équation de diffusivité régit les écoulements souterrains en milieux poreux. Pour un fluide incompressible de masse volumique et de viscosité

dynamique constante (Equation 3). Cette équation est obtenue en associant la loi de Darcy (équation 1) et l'équation de continuité (équation 2) :

$$\operatorname{div}(k \operatorname{grad} h) + q' = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (\text{Eq.3})$$

Où S_s représente le coefficient d'emmagasinement spécifique ($S_s = S/e$)

2.3.4.2. Méthodes de résolutions de l'équation de diffusivité

Les méthodes numériques donnent des solutions approchées de l'équation de diffusivité de base, à travers la discrétisation de l'espace et du temps. Les méthodes qui sont communément utilisées sont : la méthode des différences finies et la méthode des éléments finis. Ces méthodes ont chacune des avantages et des inconvénients. Dans les deux cas, la modélisation nécessite que le système aquifère soit discrétisé (ou segmenté) en mailles (ou cellules) de formes variables. A l'intérieur du domaine discrétisé, les valeurs des propriétés internes, des conditions aux limites et des perturbations du système sont approximées. La figure 12 présente un exemple de système aquifère avec des limites imperméables et un champ captant (figure 12a), qui a été discrétisé avec un maillage en différences finies (figure 12b) et un maillage en éléments finis (figure 12c).

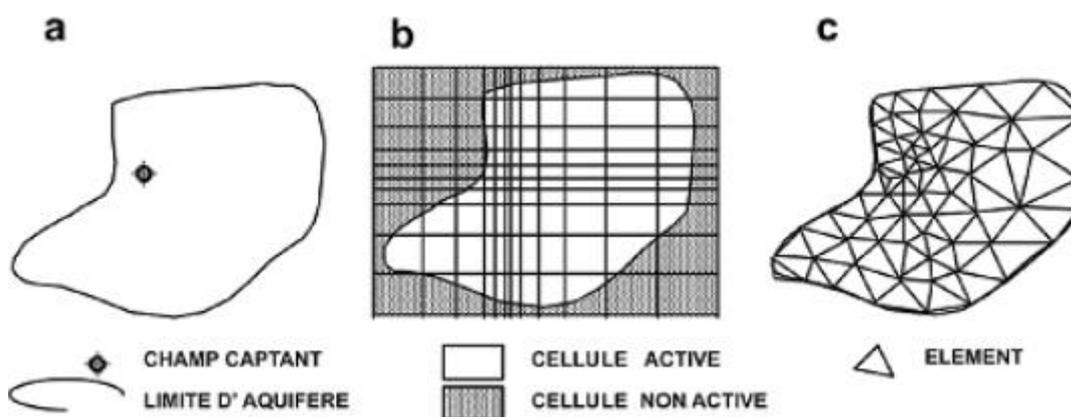


Figure 12 : (a) discrétisation d'un aquifère ; (b) maillage en différences finies et (c) maillage en éléments finis (Konikow, 1996)

L'application de la **méthode des différences finies** nécessite un maillage du système étudié généralement en des cellules rectangulaires. Cependant, des modifications permettent de resserrer le maillage au niveau d'une zone d'intérêt comme ici au droit du forage (figure 12b). Cette méthode présente l'avantage d'être simple à appliquer. Ainsi, elle permet de traiter une grande variété de problèmes. Toutefois, elle est difficile à mettre en œuvre pour des géométries très complexes, totalement en 3D et très hétérogènes.

Dans la **méthode des éléments finis**, le domaine peut être représenté par des cellules polygonales quelconques telles que les triangles et les quadrilatères. Il est plus difficile à comprendre et à programmer que la méthode des différences finies mais il est beaucoup plus flexible géométriquement. En effet, cette méthode admet toute forme et toute taille d'éléments finis. De ce fait, la complexité des formes aux frontières, l'hétérogénéité et les sollicitations externes sont représentées de façon plus précise. Elle admet toutes les directions d'anisotropie et les hétérogénéités très marquées.

2.3.4.3. Conditions aux limites

Un modèle numérique ne peut fonctionner que si on définit des conditions aux limites ; c'est-à-dire aux bornes du domaine ou au voisinage des cellules inactives. En effet, le modèle est conditionné par le fait que l'eau rentre ou sort à ces limites (Atteia, 2011). Il faut spécifier les paramètres du sol ainsi que les données qui expriment l'état initial ($t=0$). Les conditions aux limites peuvent être de trois types :

- 1^{er} type, condition de type « Dirichlet » ou de potentiel : définition de quantités imposées (niveaux piézométriques, limites artificielles, ...)
- 2^{ème} type, condition de type « Neumann » ou de flux : définition d'un flux (lié à une précipitation effective, une irrigation, un drainage, une surface imperméable, ...)
- 3^{ème} type, condition mixte de type « Cauchy » ou mixtes : définition d'un transfert, fonction d'une élévation prédéfinie (interface nappe/rivière, ...).

2.4. Périmètres de protection

2.4.1. Définition

Le périmètre de protection est une zone particulière autour d'un point de captage d'eau potable, (source ou forage) où des prescriptions sont établies pour limiter les risques de pollution de l'eau captée. Il définit un territoire comprenant la surface et le sous-sol autour d'un ouvrage à travers lequel les contaminants peuvent migrer et atteindre l'eau souterraine pompée par le captage (Karanta *et al.*, 2001). Les périmètres de protection ont donc pour objectif la protection des points de captage d'eau destinée à l'Alimentation en Eau Potable (AEP) contre toute forme de pollution pouvant provenir de la surface du sol. Ils visent aussi à interdire ou à réglementer les activités se déroulant à l'intérieur de ces périmètres et qui pourraient nuire à la qualité des eaux captées. En Côte d'Ivoire, la loi n° 98-755 du 23 Décembre 1998 portant code de l'eau, au titre des dispositions générales définit :

-les eaux souterraines comme toutes les eaux contenues dans les roches réservoirs dans le sous-sol, localisées en dessous de la couche hypodermique du sol (zone non saturée) ;

-la pollution des eaux comme l'introduction dans le milieu aquatique de toute substance susceptible de modifier les caractéristiques physiques, chimiques et/ou biologiques de l'eau et de créer des risques pour la santé de l'homme, de nuire à la faune et à la flore terrestres et aquatiques, de porter atteinte à l'agrément des sites ou de gêner toute autre utilisation rationnelle des eaux ;

-le principe de précaution et de prévention : les mesures préliminaires prises de manière à éviter ou à réduire tout risque ou tout danger pour un milieu donné (ressources en eau) lors de la planification ou de l'exécution des activités susceptibles d'avoir un impact dans ce milieu environnemental.

Cette même loi en son article 38, définit le périmètre de protection en tant que mesure de salubrité publique obligatoire. Elle prévoit trois types de périmètres de protection autour des ouvrages de captage des eaux souterraines dont les distances de protection maximales sont définies par le décret N°2013-440 du 13 Juin 2013 qui sont illustrés par la figure 13 :

- le périmètre de protection immédiate (PPI) pour une distance maximale de 1 km ;
- le périmètre de protection rapprochée (PPR) pour une distance maximale de 5 km ;
- le périmètre de protection éloignée (PPE) pour une distance maximale de 10 km.

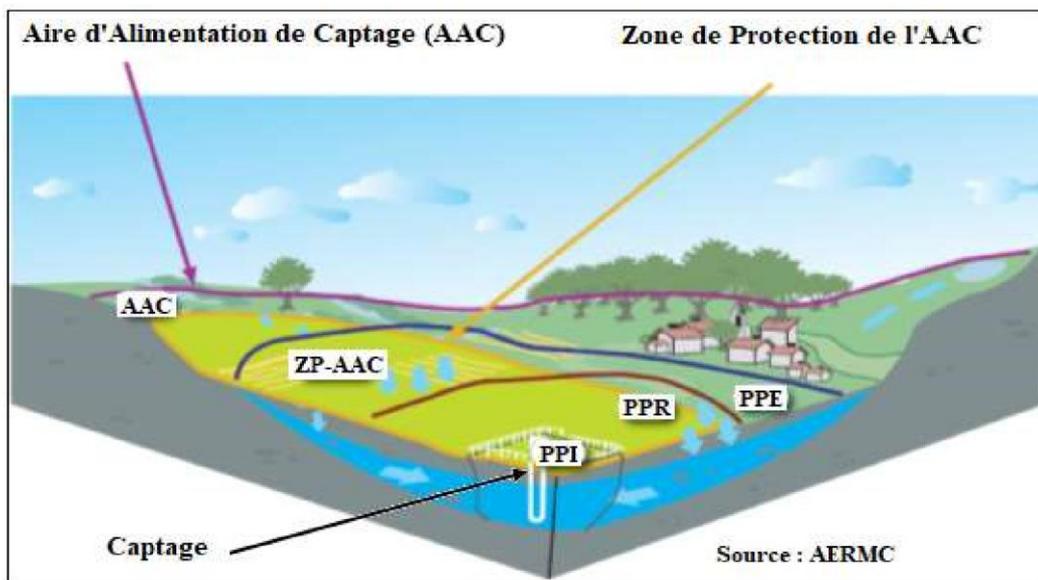


Figure 13 : Illustration des périmètres et des zones de protection autour d'un ouvrage de captage (Karanta *et al.*, 2001)

2.4.2. Périmètre de protection immédiate (PPI)

Selon le code de l'eau, le PPI est l'aire clôturée où toute activité, installation ou dépôt sont interdits en dehors de ceux explicitement autorisés. Il vise à garantir la sécurité des installations de prélèvement contre toutes formes de détérioration et à empêcher des déversements ou des infiltrations de substances polluantes à l'intérieur ou à proximité du point de captage de l'eau.

- **Activités interdites**

Seuls les travaux de construction et les activités servant à l'approvisionnement en eau potable sont autorisés ; une exception est consentie pour l'herbe fauchée laissée sur place.

2.4.3. Périmètre de protection rapprochée (PPR)

Le Périmètre de Protection Rapprochée (PPR) est défini comme l'aire où peut y être interdit ou réglementé toute activité ou tout dépôt de nature à nuire directement ou indirectement à la qualité des eaux. Son rôle est la protection de la qualité de la ressource en eau souterraine contre les micro-organismes pathogènes (bactéries, virus, parasites, etc.) ou toute sorte de pollution pouvant compromettre la qualité de l'eau souterraine.

- **Activités interdites**

Les activités non autorisées sont :

- la construction d'ouvrages et d'installations (l'autorité peut accorder des dérogations pour des motifs importants si toute menace pour l'utilisation d'eau potable peut être exclue) ;
- les travaux d'excavation altérant les couches de couverture protectrice ;
- l'infiltration des eaux à évacuer ;
- les autres activités susceptibles de réduire la quantité d'eau potable et d'altérer sa qualité.

2.4.4. Périmètre de protection éloignée (PPE)

Le Périmètre de Protection Éloignée (PPE) correspond à l'aire où les activités peuvent être réglementées si elles présentent un risque de pollution. Son but est de protéger la ressource en eau de toute pollution ponctuelle ou diffuse qui pourrait affecter la qualité de l'eau sur de longues distances comme les substances chimiques ou peu dégradables ainsi que les substances radioactives. Selon Garouni et Merzouk, (2004), il permet d'assurer la protection des ressources en eau contre les polluants à long terme, notamment les polluants mobiles et persistants (hydrocarbures, pesticides, substances radioactives, produits phytosanitaires, etc.).

- **Activités interdites**

Les activités interdites sont les exploitations industrielles et artisanales impliquant un risque pour les eaux du sous-sol à savoir :

- les constructions diminuant le volume d'emmagasinement ou la section d'écoulement de l'aquifère ;
- l'infiltration des eaux à évacuer, à l'exception des eaux non polluées s'écoulant des toits à travers une couche recouverte de végétation ;
- la réduction importante des couches de couvertures protectrices ;
- les circuits thermiques qui prélèvent ou rejettent de la chaleur dans le sous-sol ;
- les réservoirs contenant des liquides de nature à polluer les eaux, dont le volume utile dépasse 450 l par ouvrage de protection, à l'exception des réservoirs non enterrés pour l'huile de chauffage et l'huile diesel destinés à l'approvisionnement en énergie de bâtiments ou d'exploitations pour deux ans au maximum. Le volume utile total de ces réservoirs ne doit pas dépasser 30 m³ par ouvrage de protection ;
- les installations d'exploitation contenant des liquides de nature à polluer les eaux, dont le volume utile dépasse 2000 litres.

Conclusion partielle

Ce chapitre a présenté quelques notions et concepts relatifs à la pollution des ressources en eau souterraine, à la vulnérabilité, à la pollution des aquifères, à la modélisation hydrogéologique et au périmètre de protection. La pollution des eaux affecte aussi bien les pays industrialisés que ceux en développement. Les sources de pollution sont diverses et essentiellement constituées des activités anthropiques. Les principaux polluants provenant de ces sources sont constitués de produits azotés (nitrate, nitrite, ammonium) et phosphatés et, des éléments traces métalliques. Pour une gestion durable des ressources en eau, il est nécessaire de développer des méthodologies permettant de fournir aux décideurs des outils d'aide à la décision. Ce sont des outils de prévention et de protection des ressources en eau contre toutes sources de pollution. Au terme des généralités, il convient de passer à la deuxième partie du mémoire c'est-à-dire le matériel et les méthodes utilisés pour la réalisation de cette étude.

**DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET
METHODES**

CHAPITRE 3 : DONNEES ET MATERIEL

3.1. Données

Les données utilisées dans le cadre de ce travail sont de diverses sources.

3.1.1. Données cartographiques

Il s'agit des cartes géologiques établies au 1/200 000 pour les localités de Daloa et de Séguéla (Delor *et al.*, 1995) et de la carte photogéologique au 1/500 000 de la zone d'étude établie par Biémi (1992). Ces cartes sont celles de la localité de Daloa et de Séguéla. Les cartes géologiques au 1/200 000 sont fournies par la Société de Développement Minier de Côte d'Ivoire (SODEMI). Les image SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission) de résolution 30 m couvrant la zone 29N UTM-WGS84 du bassin versant de la Lobo ont été utilisées pour extraire le MNA de la zone d'étude et le réseau hydrographique ainsi que la carte des pentes.

3.1.2. Données techniques de forages

Les données utilisées concernent principalement les données issues des fiches techniques des forages réalisés sur le bassin versant de la Lobo et collectées auprès de la Direction Régionale de l'Hydraulique. Au total, 133 fiches techniques et 108 fiches d'essais de pompage ont été retenues pour cette étude. Ces données de forages sont constituées des paramètres suivants : le débit de forage, l'épaisseur d'altération, la profondeur totale et la nature des formations géologiques sous-jacentes. Elles renferment aussi des essais de courte durée (1 à 4 h) avec des remontées de 1 heure à 2 heures. Ces données nous ont permis de calculés les paramètres hydrodynamiques qui ont servi de paramètres d'entrée dans le modèle.

3.1.3. Données climatiques

Les données climatologiques composées de la pluie, la température et l'évapotranspiration potentielle au pas de temps journalier et mensuel ont été utilisés. Les données pluviométriques proviennent des stations de Daloa, Séguéla et Zuénoula et couvrent la période 2007-2016. Ces données ont été fournies par la Société d'Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aéronautique et Météorologique (SODEXAM).

3.1.4. Données hydrochimiques

Les données hydrochimiques utilisées dans le cadre de cette étude sont de sources multiples. Elles proviennent des résultats d'analyses physico-chimiques d'échantillons d'eau effectués après une série de deux (2) campagnes de prélèvement. Ces campagnes ont été organisées respectivement en septembre 2018 (saison pluvieuse) et février 2019 (saison sèche), à partir de 40 points d'eau souterraine (25 forages et 15 puits) par campagne répartis sur la zone d'étude.

3.2. Matériel de l'étude

Il regroupe le matériel de collecte de données, de mesure *in situ*, d'analyses au laboratoire et de traitement de données

3.2.1. Matériel de collecte de données

Le matériel de prélèvement est constitué de :

- **une puisette** qui a servi à prélever les échantillons d'eau de puits qui ont été recueillis dans des flacons en polyéthylène de capacité (1L) ;
- **glacières (thermos et glaces)**, pour la conservation dans de meilleures conditions des échantillons d'eau, très rapidement acheminés au laboratoire pour les analyses chimiques ;
- **un bécher** pour recueillir l'eau destinée à la détermination des paramètres, *in situ* ;
- **une solution d'acide sulfurique concentré** : deux à trois gouttes de cette dernière a été versés dans chaque échantillon destiné aux analyses des cations, en prévention des éventuelles variations des concentrations initiales qui pourraient subvenir dans certaines eaux ;
- **d'un appareil photo numérique** a servi à faire des photographies ;
- **une tarière** qui a permis de faire le prélèvement de sol a servi à la détermination de la porosité.

3.2.2. Matériel de mesure *in situ*

Le matériel de terrain est composé :

- **d'un GPS différentiel (Leica R1200+)** pour relever les coordonnées des différents points d'échantillonnage (figure 14 a) ;
- **d'un multiparamètre portable** pour mesurer les paramètres *in situ* tels que le pH, la température, la conductivité, l'oxygène dissous (figure 14 b) ;
- **d'une sonde piézométrique** pour mesurer les niveaux d'eau dans les forages du bassin (figure 14 c) ;

- **d'un infiltromètre à double anneau** pour mesurer la perméabilité *in situ* (figure 14 d).



Figure 14 : Quelques outils de terrain : (a) GPS de localisation ;(b) Multiparamètre ; (c) Sonde piézométrique ; (d) Tarière.

3.2.3. Matériel d'analyses au laboratoire

Le matériel de détermination des paramètres chimiques tels que les ions majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , HCO_3^- , NO_3^- et SO_4^{2-}), les éléments nutritifs (NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) et les éléments traces métalliques (Fe, Zn, Mn) est constitué pour l'essentiel :

- **d'un spectrophotomètre de type HACH DR 6000** pour le dosage des teneurs des paramètres chimiques ;
- **de verreries** (flacons, béchers, éprouvettes, burettes, erlenmeyers, pipettes) pour les prélèvements et préparation des échantillons à l'analyse ;
- **de réactifs en sachets** de chaque paramètre à déterminer (Figure 15).



Figure 15 : Matériel d'analyses chimiques au laboratoire

3.2.4. Matériel de traitement de données

Il est essentiellement constitué de logiciels :

- **Diagramme 6.0** a servi à traiter les données de mesure *in situ* et au laboratoire et réaliser les diagrammes de piper, ainsi qu'au calcul de la balance ionique des différents échantillons d'eau ;
- **Matlab 6.1** a permis de réaliser les tests statistiques ;
- **ArcGIS 10.1** a été utilisé pour la production et la combinaison des cartes thématiques ;
- **Visual Feeflow 7.3** a servi à la modélisation du périmètre de protection ;
- **Excel 2016** a été utilisé pour organiser et traiter les données ;
- **AQTESOLV** a permis de déterminer la transmissivité.

Conclusion partielle

Ce chapitre a fait le point du matériel et des données utilisées au cours de cette étude. Le matériel constitué de matériel de terrain et de laboratoire a permis d'acquérir des données pendant les deux saisons (sèche et pluvieuse). Ces données ont été complétées par des données cartographiques et des fiches techniques des forages hydrauliques.

CHAPITRE 4 : APPROCHE METHODOLOGIQUE

L'approche méthodologique adoptée dans le cadre de cette étude a consisté d'abord à analyser la variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques suivie de la détermination de l'origine probable de la pollution et de la minéralisation des eaux. Ensuite, la méthode de vulnérabilité intrinsèque (Papri) a été utilisée pour cartographier la vulnérabilité à la pollution de ces eaux. Enfin, une simulation a été faite pour déterminer les périmètres de protection des ouvrages de captage (forages).

4.1. Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines

4.1.1. Echantillonnage

4.1.1.1. Choix des sites d'échantillonnage

Ce choix s'est fait de façon à obtenir une bonne couverture spatiale de la zone d'étude et en fonction des objectifs de l'étude. La figure 16 présente l'ensemble des points d'eau échantillonnés.

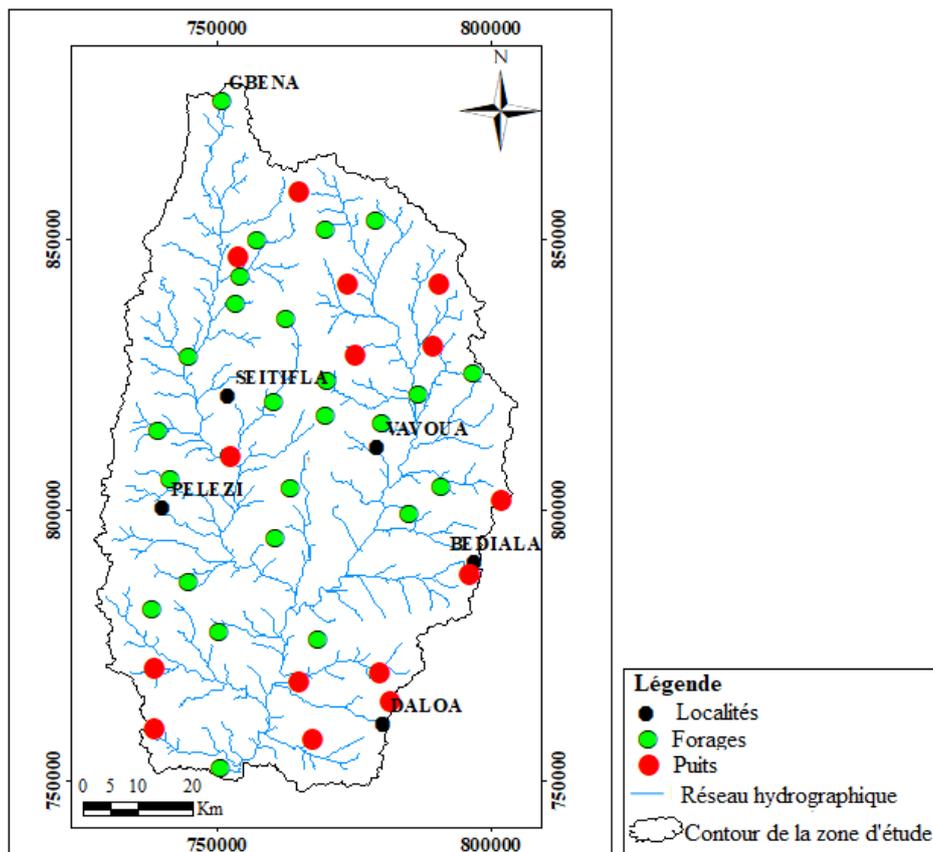


Figure 16 : Carte des points d'échantillonnage des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé

4.1.1.2. Méthode d'échantillonnage

L'échantillonnage est une étape primordiale car il conditionne la pertinence de l'analyse. Il doit être de qualité mais également représentatif de ce que l'on veut analyser. Les échantillons d'eau prélevés ont été conservés dans des flacons en polyéthylène (1L) rincés au préalable avec l'eau à prélever. Ils ont été remplis d'eau à ras bord puis fermés hermétiquement en évitant qu'ils contiennent des bulles d'air.

4.1.2. Analyse des paramètres *in situ*

Les paramètres tels que la température ($T^{\circ}\text{C}$), le potentiel d'hydrogène (pH), l'oxygène dissous (OD), le potentiel Redox (Eh), la conductivité électrique (CE) ont été mesurés à l'aide d'un multi-paramètre HACH LANGE HQ40D *in situ* (figure 17). En effet, ces paramètres sont très sensibles aux conditions du milieu et susceptibles de varier dans des proportions importantes s'ils ne sont pas mesurés sur le site. Pour la mesure de ces paramètres, l'extrémité de l'électrode du multi-paramètre, conservée dans de l'eau distillée est introduite dans l'échantillon à 50 cm. La lecture des mesures des différents paramètres est effectuée une fois les valeurs stabilisées.



Figure 17: Mesure *in situ* des paramètres physico-chimiques

4.1.3. Analyse des paramètres au laboratoire

La détermination des paramètres chimiques de l'eau permet d'apprécier sa qualité. Pour les analyses au laboratoire, les méthodes de Rodier (2009) ont été adoptées (tableau I). Les paramètres analysés dans les ressources en eau sont les ions majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- ,

NO_3^- ; HCO_3^- , SO_4^{2-}), les composés azotés (NO_2^- , NH_4^+), l'ortho-phosphate (PO_4^{3-}) et quelques éléments traces métalliques (Zn^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+}).

Tableau I : Méthodes d'analyse des paramètres chimiques

Paramètres	Flaconnage	Méthode d'analyse	Norme
Nitrite	Flacon en polyéthylène stérilisé	Spectrométrie d'absorption moléculaire	NF T 90 013
Nitrate	Flacon en polyéthylène stérilisé	Spectrométrie d'absorption moléculaire	NF T 90 012
Ammonium	Flacon en polyéthylène stérilisé	Spectrométrie d'absorption moléculaire	NF T 90 015
Orthophosphate	Flacon en polyéthylène stérilisé	Spectrométrie d'absorption moléculaire au molybdate d'aluminium	NF T 90 023
Sodium	Flacon en polyéthylène stérilisé	Dosage spectrométrique d'émission atomique	NF T 90 020
Sulfate	Flacon en polyéthylène stérilisé	Néphélométrie	NF T 90 040
Potassium	Flacon en polyéthylène stérilisé	Absorption atomique	NF T 90 020
Chlorure	Flacon en polyéthylène stérilisé	Titrimétrie	NF T 90 014
Calcium /magnésium	Flacon en polyéthylène stérilisé	Absorption atomique	NF T 90 036
Hydrogénocarbonate	Flacon en polyéthylène stérilisé	Titrimétrie	NF T 90 036

4.1.4. Traitement des données chimiques

Il existe différents types de méthodes de traitement des paramètres chimiques.

4.1.4.1. Balance ionique

La balance ionique est un paramètre très important puisqu'elle permet de contrôler la fiabilité des résultats analytiques. En effet, l'analyse est considérée comme bonne, si la valeur de cette balance, est inférieure ou égale à $\pm 5\%$ (Yao, 2009). Celle-ci est exprimée par l'équation 4 suivante :

$$BI = \frac{\sum \text{cations} - \sum \text{anions}}{\sum \text{cations} + \sum \text{anions}} \times 100 \quad (\text{Eq. 4})$$

Avec, $\sum \text{anions} = [\text{rHCO}_3^-] + [\text{rSO}_4^{2-}] + [\text{rCl}^-] + [\text{rNO}_3^-]$

$\sum \text{cations} = [\text{rCa}^{2+}] + [\text{rMg}^{2+}] + [\text{rNa}^+] + [\text{rK}^+]$

[rX] : la concentration de l'élément chimique est exprimée en milliéquivalent par litre (méq/L).

4.1.4.2. Détermination du faciès hydrochimique des eaux souterraines du bassin

La détermination des hydro-faciès a été faite à partir du logiciel diagrammes de Piper (1944) conçu par Roland Smiler (2007). Ce diagramme a été utilisé dans plusieurs travaux en Côte d'Ivoire (Eblin *et al.*, 2014 a ; Mangoua *et al.*, 2018). C'est un diagramme ternaire qui met en évidence les associations dominantes d'ions et les filiations qui existent entre les eaux. Il permet de regrouper les eaux en fonction de leurs ressemblances en termes de proportions de cations ou d'anions. Il permet d'établir le faciès chimique des eaux souterraines. Il est composé de deux triangles représentant respectivement la répartition des anions et celle des cations, et d'un losange supérieur représentant la répartition synthétique des ions majeurs. Ce dernier est subdivisé en quatre losanges matérialisant un type d'eau (figure 18).

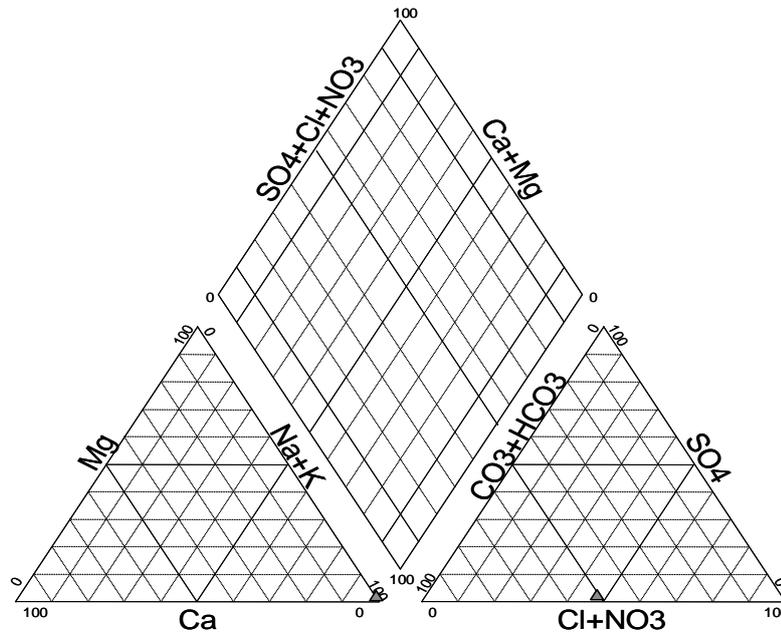


Figure 18 : Diagramme de Piper

4.1.4.3. Analyse statistique des données hydrochimiques

Les données de la composition physico-chimique des ressources en eaux souterraines ont été soumises à un traitement statistique : il s'agit de l'analyse statistique multivariée. La méthode adoptée est celle de la différenciation physico-chimique entre les différents types d'eau par l'application des SOM (Self Organising Maps). Elle permet de déterminer les origines et les principaux mécanismes de la minéralisation des eaux à travers les corrélations entre les variables. Elle permet aussi de caractériser chaque type d'eau puis de comparer la composition de ces eaux en faisant ressortir les ressemblances et les dissemblances.

4.1.4.3.1. Description de la méthode

La méthode des cartes topologiques auto-organisatrices SOM (Self-Organizing Maps) appelée aussi cartes de Kohonen, est la méthode des réseaux de neurones artificiels à apprentissage non supervisé. Elle cherche à projeter des données dont la dimension est quelconque, en général grande, dans un espace à deux dimensions représentées par une grille (ou carte) avec des nœuds qu'on appelle neurones et qui sont connectés entre eux par des arrêts (figure 19). La couche d'entrée d'une carte SOM est la matrice des individus et la couche de sortie est la carte SOM. Chaque individu de la couche d'entrée est relié à tous les neurones de la carte SOM représentant la couche de sortie. Dans ce travail, le but des réseaux de neurones artificiels (RNA) est de parvenir à déterminer l'origine probable de la pollution et de la minéralisation. Pour ce faire, 19 paramètres physico-chimiques (T, pH, CE, Eh, OD, Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , NO_2^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ , Mn^{2+} , Zn^{2+} et Fe^{2+}) mesurés dans les eaux de puits (nappes d'altérites) et les eaux de forages (nappes de socle) ont été utilisés comme les paramètres d'entrée du modèle dont les "poids" dans les différents échantillons sont estimés à la sortie sur la carte de Kohonen. Les cartes auto-organisatrices de Kohonen ou « Self Organising Maps » (SOM), sont des réseaux de neurones non-supervisés qui permettent d'ordonner et de classer des échantillons en fonction de leur similarité. L'algorithme de classification a été développé par Kohonen (1982).

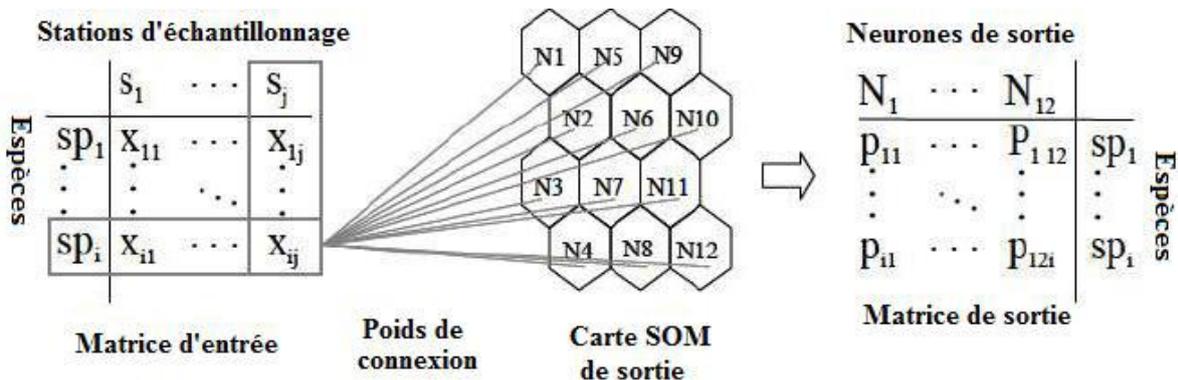


Figure 19 : Représentation simplifiée de la carte auto-organisatrice (SOM) (Aguilar-Ibarra, 2004).

Les étapes de l'application des SOM sont l'apprentissage de la carte de Kohonen, l'algorithme d'apprentissage et la classification ascendante hiérarchique.

- **Apprentissage de la carte de Kohonen**

Définir l'architecture d'un RNA revient à faire un choix judicieux du vecteur d'entrée, de la taille du réseau (ou nombre total de couches et de neurones), de la structure du réseau, c'est-à-dire le type d'interconnexion entre les couches de neurones et des fonctions de transfert, sans disposer de procédure standard. L'apprentissage se fait avec différentes tailles de cartes et la taille optimale est choisie en minimisant les erreurs dites de quantification (QE) et de topographie (TE). Les neurones obtenus à partir de la carte sont regroupés à l'aide d'une procédure de classification hiérarchique ascendante dont le principe de regroupement est basé sur le critère de Ward. Il consiste à regrouper au mieux les échantillons ayant un comportement similaire sur un ensemble de variables afin de donner une vision plus globale à la carte (Vesanto & Alhoniemi, 2000).

- **Algorithme d'apprentissage**

L'apprentissage met en correspondance l'espace des entrées et la carte. Elle a pour but d'adapter les poids W de telle manière que des exemples proches dans l'espace d'entrée sont associés au même neurone ou à des neurones proches dans la carte. Les différentes étapes de l'algorithme sont : les objets virtuels sont initialisés par des objets pris au hasard parmi le jeu de données ; un objet réel est choisi au hasard et présenté à la couche d'entrée ; la distance entre cet objet et chaque objet virtuel est calculée ; l'objet virtuelle plus proche est dit "Best Matching Unit (BMU) » ; et tous les neurones au voisinage du BMU sont modifiés (mise en ordre et d'ajustement) (Konan, 2008 ; Kamagaté et al., 2010).

- **Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)**

La classification hiérarchique est une méthode de classification automatique non supervisée. Son but est d'obtenir une représentation schématique simple de données qui permet d'identifier des groupes de données ayant un comportement similaire sur un ensemble de variables, de manière à donner une vision plus globale de la carte. Dans la présente étude, la classification hiérarchique ascendante par SOM (CHA-SOM) est utilisée pour regrouper les neurones semblables de la carte SOM selon les distances entre les vecteurs de poids correspondant. Chaque ensemble de données particulier est attribué au groupe correspondant de son neurone. Une fois la carte de Kohonen obtenue, un algorithme d'analyse de classification hiérarchique, basée sur la méthode Ward et la distance Euclidienne, permet de mettre en évidence les assemblages des objets réels sur la carte (Rousseau et al., 2007) (figure 20).

pondération des paramètres, le calcul de l'indice par paramètre, le calcul du sous-indice (SI) par paramètre et l'indice global de qualité sont nécessaires (Lumb *et al.*, 2011).

4.1.4.4.1. Choix des poids unitaires et relatifs des paramètres

Un poids (w_i) est affecté à un paramètre en tenant compte de son importance relative dans l'évaluation de la qualité totale d'une eau de consommation et son effet sur la santé de l'homme. Sur cette base, six paramètres qui influencent directement la santé (nitrate, nitrite, sulfate, sodium, calcium, magnésium) et cinq paramètres d'acceptabilité (pH, fer, manganèse, zinc, ammonium) ont été retenus (Sudhakar *et al.*, 2014). Un poids unitaire a été attribué à chaque paramètre en fonction de son impact sur la santé du consommateur. Ainsi, les paramètres qui ont un effet néfaste sur la santé du consommateur ont les poids les plus élevés sur une échelle de 1 à 5 (Sudhakar *et al.*, 2014). A partir de ce poids unitaire, le poids relatif de chaque paramètre est déterminé selon l'équation (5) (Srinivas & Nageswararao, 2013) (annexe 1).

$$Wi = \frac{wi}{\sum_{i=1}^n wi} \quad (\text{Eq. 5})$$

avec :

- **Wi** est le poids relatif,
- **wi** est le poids de chaque paramètre et
- **n** est le nombre de paramètres.

4.1.4.4.2. Indice de qualité par paramètre

La détermination d'une échelle d'estimation de la qualité (q_i) pour chaque paramètre est déterminée en divisant la concentration de chaque échantillon d'eau par la valeur guide de ce paramètre puis multiplier le résultat par 100. L'équation suivante illustre le calcul de q_i :

$$q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \right) \times 100 \quad (\text{Eq. 6})$$

où q_i désigne la qualité de l'eau estimée par rapport au paramètre i ; C_i , la concentration en mg. L⁻¹ de chaque paramètre mesuré dans chaque échantillon d'eau et S_i , la valeur guide proposée pour les eaux de boisson.

4.1.4.4.3. Détermination de l'indice globale de qualité (IQE)

Cette étape consiste à multiplier chaque paramètre standardisé par son poids relatif de pondération et additionner les résultats obtenus pour produire un indice de qualité (Equation 7).

$$IQE = \sum \left(\left(\frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \right) \times \left(\frac{C_i}{S_i} \times 100 \right) \right) \quad (\text{Eq. 7})$$

Le regroupement des valeurs IQE comme indiqué dans le tableau II permet de classer les eaux étudiées. Il existe 5 classes de qualité des eaux qui vont des « eaux excellentes » aux « eaux impropres à la consommation humaine » au regard des paramètres retenus.

Tableau II : Classification des eaux basée sur les valeurs IQE (Ramakrishnaiah *et al.* 2009)

Classe de l'eau	Indice de qualité de l'eau (IQE)	Qualité de l'eau
1	< 50	Excellente qualité
2	50 – 100	Bonne qualité
3	100 – 200	Qualité médiocre
4	200 – 300	Qualité mauvaise
5	> 300	Eau impropre à la boisson

4.2. Cartographie des zones à protéger sur le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé

La mise en place des périmètres de protection nécessite la connaissance des zones appropriées tenant compte seulement des zones de bonne productivité où ces forages pourraient être réalisés mais et surtout parmi ces zones celles qui pourraient être menacées par la pollution. Des lors, il convient de cartographier les zones les plus productives d'une part et d'autres parts les zones qui seraient exposées à la pollution que sont les zones de vulnérabilité à la pollution et les types d'occupation des sols.

4.2.1. Zone potentielle de stockage des eaux souterraines dans le bassin versant de la Lobo.

Différents facteurs sont impliqués dans la détermination des domaines potentiels pour le stockage des eaux souterraines. Mashaël (2010) a procédé à la synthèse de plusieurs travaux en indiquant la qualité des résultats obtenus selon les paramètres utilisés. Cet auteur considère que les facteurs majeurs influençant le stockage de l'eau souterraine sont : (1) l'infiltration en tant que source d'eau ; (2) la lithologie de la zone qui régit le débit ; (3) la fracturation qui augmente la perméabilité et la porosité des roches ; ce qui facilite l'infiltration des eaux de surface ; (4) la pente qui contrôle le débit d'eau et son énergie ; (5) le drainage a également un rôle dans la distribution des eaux de ruissellement et donnent une indication sur le régime de l'infiltration (Nouaty *et al.*, 2017). L'intégration de ces facteurs dans un modèle empirique permettra d'identifier sur le bassin versant les zones potentielles de stockage des eaux souterraines. Dans cette étude, la démarche adoptée a considéré que les deux facteurs prépondérants sont les paramètres fracturation et lithologie donc on leur attribue un poids de 30% chacun. Les poids affectés aux trois autres facteurs, Infiltration, Drainage et Pente, sont respectivement de 15%, 15% et 10% (Nouaty *et al.*, 2017).

4.2.1.1. Lithologie

La lithologie, comme un facteur majeur contrôlant le stockage des eaux, est représentée par la répartition géographique des différentes formations rocheuses du bassin versant. Pour la spatialisation de la lithologie de la zone saturée de l'aquifère du bassin versant de la Lobo, 133 coupes de forages ont été utilisées. La procédure adoptée pour réaliser cette carte est la suivante:

-dans un premier temps, les formations géologiques rencontrées dans l'ensemble des forages ont été identifiées et encodées. Il s'agit des granites à deux micas, des granites à biotite, des schistes et des granitoïdes hétérogènes. Ces formations ont été respectivement encodées de 1 à 6 (granite à deux micas = 1, granite à biotite = 2, schiste = 3, granitoïdes hétérogènes = 4).

-par la suite, chaque forage a été divisé en deux zones à savoir la zone saturée et la zone non saturée grâce au niveau piézométrique.

-une formation géologique dominante est attribuée à chaque zone en fonction de l'épaisseur de la formation examinée et du nombre de fois qu'apparaît cette formation.

-enfin, la répartition spatiale des formations géologiques rencontrées dans chaque zone est réalisée à partir des coordonnées de chaque forage et des codes des formations dominantes.

Les surfaces des différentes unités géologiques représentées sur les cartes ont été calculées à partir du logiciel ArcGis, afin de connaître l'unité dominante dans la zone. La carte obtenue est classée en quatre classes et est convertie en format "grid" puis utilisée comme l'une des couches SIG.

4.2.1.2. Infiltration

La répartition géographique et l'infiltration du bassin versant de la Lobo ont été analysées et régionalisées à partir de la méthode de krigeage en utilisant les données pluviométriques des stations de Daloa, Vavoua et Séguéla. Cette infiltration a été déterminée en utilisant la méthode du bilan hydrologique développé par Yao (2015). La classification de l'infiltration élaborée par Nouaty *et al.* (2017) a été aussi utilisée dans cette étude (tableau III).

Tableau III : Classes d'infiltration (Nouaty *et al.*, 2017)

Classes d'infiltration (I)	Très faible	Faible	Moyenne	Forte	Très forte
Valeurs (mm/an)	$I < 100$	$150 < I > 100$	$200 < I > 150$	$250 < I > 200$	$I > 250$

4.3.1.3. Fracturation

Les fractures dans les roches augmentent la perméabilité et la porosité secondaire et, par conséquent, augmentent le flux vertical de l'eau. Pour cette raison, les fractures dans les roches ont été considérées comme un facteur majeur, puis incluent dans l'identification des domaines potentiels pour le stockage des eaux souterraines.

4.2.1.4. Pente

Ce facteur joue un rôle très important dans l'augmentation de la vitesse de l'écoulement de l'eau avec une réduction subséquente de la percolation verticale et ainsi dans l'affectation du processus de la recharge. Plus la pente est forte, plus l'eau de surface circule rapidement et moins la nappe se recharge. Dans cette étude, la génération d'une carte des pentes a été obtenue à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT). La classification s'est basée sur le modèle SOTER (European Commission Soil Terrain Database, 1995 cités par Nouaty *et al.*, 2017), (tableau IV).

Tableau IV : Classification de la pente selon le modèle SOTER (Nouaty *et al.*, 2017)

Pente (%)	Description	Potentialité de stockage
<2	Plate	Très élevée
2-8	Vallonnée	Elevée
8-15	Roulante	Modérée
15-30	Peu raide	Faible
> 30	Raide	Très faible

4.2.1.5. Drainage

Le taux de recharge des aquifères par les eaux de surface est régi également par les caractéristiques du système de drainage (Kumar *et al.*, 2007). Par conséquent, le drainage est souvent impliqué dans des études similaires, et parfois il est intégré avec les linéaments pour proposer des domaines potentiels pour le stockage des eaux souterraines (Robinson *et al.* 1999). Plus le système de drainage est dense plus le taux de recharge est faible. Pour le calcul de la densité de drainage, une grille de 5 km x 5 km a été élaborée et elle a été calculée selon l'équation 15 suivante proposée par Murthy (2000) :

$$DD = \sum \frac{LWS}{AWS} \quad (\text{Eq 15})$$

Avec

- LWS : Longueur des cours d'eau dans la grille (km) ;
- AWS : la superficie du bassin versant (km²) ;
- DD : Densité de Drainage (km/km²).

Ainsi, quatre catégories de densité de drainage (DD) ont été identifiées suivant une classification effectuée par le tableau V :

Tableau V : Classes de densité de drainage (Selyam *et al.*, 2015)

Classe de densité de drainage	Elevée	Moyenne	Faible	Très faible
Valeur de DD (km/km ²)	8-13	6-8	3-6	0-3

4.2.2. Cartographie des zones vulnérables à la pollution du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé

4.2.2.1. Choix de la méthode

Dans la littérature, il a été recensé plus d'une vingtaine de méthodes d'estimation de la sensibilité des aquifères à la pollution. Nous pouvons citer entre autres méthodes : EVARISK (Murat *et al.*, 2000), MINNESOTA (Murat *et al.*, 2000), ECPSI (Kouamé, 2007), GOD (Murat *et al.*, 2003) et DRASTIC (Jourda *et al.*, 2006 ; Kouamé, 2007). Ces méthodes ont produit d'excellents résultats lors de l'étude de la vulnérabilité des eaux souterraines de plusieurs régions. Cependant, toutes ces méthodes bien qu'efficaces ne mettent pas suffisamment en évidence l'importance de la couverture protectrice de l'aquifère. En effet, elles n'intègrent que la nature des paramètres de cette couverture protectrice. La méthode PaPRI, utilisée dans cette méthode se présente comme une méthode innovante dérivée de la méthode PaPRIKa appliquée en milieu karstique. La force de cette méthode réside dans le rôle important qu'elle apporte à la couverture protectrice. En effet, tout comme dans la méthode PaPRIKa, l'évaluation de la couverture protectrice (P) repose en plus de la texture, sur l'épaisseur des paramètres de protection (Sol, Zone non saturée et réservoir) (Dorfliger & Plagnes., 2009). De plus, elle prend en compte les altérites, le réseau de drainage ainsi que la nature et les épaisseurs des paramètres qui ont souvent été ignorés dans l'évaluation de la vulnérabilité à la pollution (Dibi *et al.*, 2015) mais aussi à cause de l'importance des paramètres utilisés et sa conception spéciale pour l'évaluation de la vulnérabilité en milieu de socle fissuré.

PaPRI dont l'acronyme signifie « Protection des aquifères basée sur la Protection, le Réservoir, l'Infiltration » est une méthode d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères du socle. Elle est développée à partir de la méthode PaPRIKa (Protection des aquifères karstiques

basée sur la Protection, le Réservoir, l'Infiltration et le degré de Karstification), qui est une méthode multicritère à index avec système de pondération dont les critères sont sélectionnés en fonction des caractéristiques de structure et de fonctionnement des aquifères karstiques (Dorfliger & Plagnes., 2009). L'absence de l'épikarst conduit à la limitation du nombre de critère à trois (3) contre quatre (4) pour PaPRIKa (Dibi *et al.*, 2015).

4.2.2.2. Définition des critères

- Critère Protection (P)

Le critère **P** représente tous les facteurs qui contribuent à la protection de la nappe face à l'infiltration. Il caractérise l'aptitude à réduire le transport des polluants et leur vitesse de transfert depuis la surface vers la nappe. Il dépend principalement de la nature et de l'épaisseur du sol (S), des altérites (A) et de la zone non saturée (ZNS) ainsi que de la fracturation de celle-ci (Dibi *et al.*, 2015).

Le paramètre "sol" est basé sur l'épaisseur et la nature de sol décapé avant la foration. Pour les terrains d'épaisseurs de sol supérieures à 40 cm, la cotation attribuée est 1. Ensuite, les terrains d'épaisseurs de sol moyennes ou fortes avec des valeurs qui varient de 0 à 10 cm et de 10 à 40 cm sont cotés respectivement 3 et 2. Par contre, pour un terrain sans sol, l'on donnera la cotation 4.

Le paramètre "altérite" est choisi en fonction de l'épaisseur d'altérites traversée. La cotation 4 est attribuée aux faibles épaisseurs et la cotation 1 pour les épaisseurs supérieures à 30 m. La cotation 2 et 3 est attribuée aux épaisseurs intermédiaires dont les valeurs sont comprises entre 5 et 30 m.

Le paramètre "zone non saturée" consiste à attribuer aux granites fissurés la cotation 2 et la cotation 3 aux gneiss fissurés. L'ensemble de ces critères est présenté dans le tableau VI.

Tableau VI : Classification et standardisation des paramètres de protection (P) (Dibi *et al.*, 2015).

Critères	Paramètres	Qualificatifs du paramètre	Classes	Notes
Protection (P)	Sol (argilo-sableux)	Faible	Pas de sol	4
		Moyen	0 - 10 cm	3
		Fort	10 - 40cm	2
		Très fort	> 40 cm	1
	Altérites (m)	Faible	0 - 5 m	4
		Moyen	5 - 15 m	3
		Fort	15 - 30 m	2
		Très fort	> 30 m	1
	Zone non saturée	Schistes fissurés		3
		Granites fissurés		2

- **Critère Réservoir (R)**

Le critère **R** désigne la nature géologique du réservoir aquifère caractérisée par la lithologie et la fracturation (Dörfliger & Plagnes, 2010). Il est spatialisé à partir des cartes géologiques, des observations de terrain, des données sur la nature lithologique et des coupes de forages. Ce critère est évalué en considérant la nature (lithologie) des formations géologiques qui constituent les nappes souterraines et la densité de fracturation de ces formations aquifères.

La nature de la “roche réservoir” caractérise le degré de perméabilité. La cotation 4 correspond aux zones de grands accidents ou de méga-fractures ouvertes et la cotation 2 pour les granites fissurés rencontrés juste au-dessus de la roche saine. Ensuite, la cote 1 est donnée aux formations géologiques constituées de gneiss fissurés rencontrés juste au-dessus de la roche saine. Enfin, les roches meubles constituées de sables grossiers, sables argileux, etc, prennent la cotation 3.

La “densité de fracturation” est tirée de la carte de fracturation détaillée du bassin en faisant un maillage. La longueur totale de toutes les fractures dans chaque grille est calculée et utilisée pour déterminer la valeur de la densité de fracturation. Ainsi, la cotation de la densité de fracturation en fonction des classes standardisées se fait comme suit : les faibles densités de fracturation (1,3 – 1,9 km/km²) prennent la note 1 par contre la note 4 est donnée aux plus fortes densités de fracturation (supérieures à 3,3 km/km²). Les classes de densité de fracturation

intermédiaires (1,9 – 2,7 3 km/km² et 2,7 – 3,3 3 km/km²) ont respectivement les notes 2 et 3. (tableau VII).

Tableau VII : Classification et standardisation des paramètres de réservoir (R) (Dibi *et al.*, 2015).

Critères	Paramètres	Qualificatifs du paramètre	Classes	Note
Réservoir (R)	Nature de la roche	Très forte	Les zones de grands accidents ou de mega-fractures ouvertes	4
		Forte	Roches meubles constituées de sables grossiers, sable argileux	3
		Moyenne	Schistes fissurés rencontrés juste au-dessus de la roche saine	2
		Faible	Granites fissurés rencontrés juste au-dessus de la roche saine	1
	Densité de fracturation (km/km ²)	Faible	1,3 – 1,9	1
		Moyen	1,9 – 2,7	2
		Fort	2,7 – 3,3	3
		Très fort	> 3,3	4

- **Critère Infiltration (I)**

Ce critère concerne les conditions d'infiltration. Cette infiltration est fonction de plusieurs paramètres qui pourraient soit l'accélérer soit la retarder en fonction de leur nature. Cette infiltration est conditionnée par deux critères importants que sont la pente et la densité de drainage. L'importance de ces deux paramètres a déjà été signalée dans les travaux de Sinan & Razack (2008).

La carte des “pentes” est déterminée à partir de la carte du Modèle Numérique de Terrain (MNT) de la zone d'étude. Les pentes dont les valeurs sont supérieures à 50 % sont cotées 1 et la cotation 4 est attribuée aux plus faibles pentes de valeurs comprises entre 0 et 5 (%).

La “densité de drainage” est obtenue grâce au réseau hydrographique, lequel est extrait de la carte du MNT. La longueur totale de tous les drains dans chaque grille est calculée et utilisée pour déterminer la valeur de la densité de drainage. L'évaluation de la densité de drainage obéit tout comme les autres à la classification standardisée. Il ressort de cette classification que la cotation 1 est attribuée aux densités de drainage supérieures à 1,23 km/km². Cependant, les plus

faibles classes allant de 0,54 à 0,71 km/km² prennent la cotation 4 tandis que les autres classes de densité de drainage sont cotées 2 et 3 (tableau VIII).

Tableau VIII : Classification et standardisation des Paramètres d’Infiltration (I) (Dibi *et al.*, 2015).

Paramètre	Critères	Qualificatifs du critère	Classes	Note
Infiltration (I)	Pente (%)	Faible	0 - 5 (%)	4
		Moyen	5 - 15 (%)	3
		Fort	15 - 50 (%)	2
		Très Fort	> 50 (%)	1
	Densité de drainage (km/km ²)	Faible	0,54 – 0,71	4
		Moyen	0,71 – 0,93	3
		Fort	0,93 – 1,23	2
		Très fort	> 1,23	1

La combinaison des différents critères ainsi présentés contribue à l’élaboration de l’indice final de vulnérabilité (figure 21).

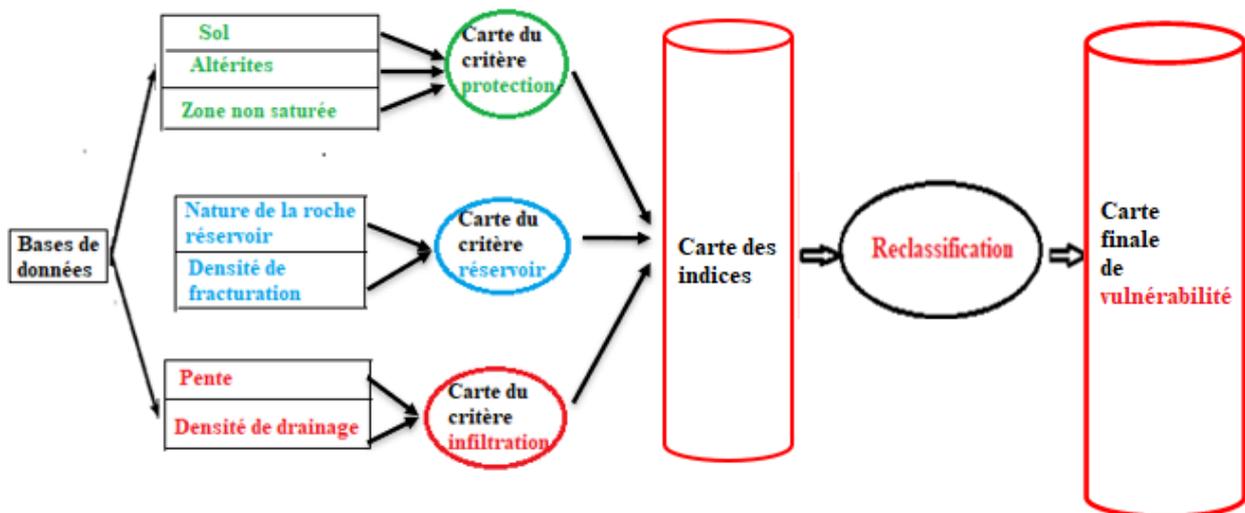


Figure 21 : Etapes présentant l’élaboration de la carte de vulnérabilité (Mangoua *et al.*,2020)

4.2.2.3. Détermination des coefficients de pondération

Le calcul des poids ou coefficients de pondération s’est fait à partir de la méthode des comparaisons par paire développée par Saaty (1977) dans le cadre du processus d’analyse hiérarchique (Analytical Hierarchy Process, AHP). Il permet de produire des coefficients de pondération standardisés dont la somme est égale à 1. La procédure se présente comme suit :

- comparer l’importance relative de tous les éléments appartenant à un même niveau de la hiérarchie pris deux par deux, par rapport à l’élément du niveau immédiatement supérieur ;

- configurer une matrice carrée réciproque formée par les évaluations des rapports des poids (K x K), avec K, le nombre d'éléments comparés. On obtient de cette façon :

$\mathbf{a} = \mathbf{a}_{ij}$ avec $\mathbf{a}_{jj} = 1$ et $\mathbf{a}_{ji} = 1/\mathbf{a}_{ij}$ (valeur réciproque) où \mathbf{a} est la valeur de chaque facteur et i et j constituent les lignes et les colonne).

Sur cette base, les coefficients de pondération des facteurs sont déterminés à partir d'une série de comparaisons par paire en tenant compte de leur importance dans l'établissement de la carte de potentialité. Cette importance est déterminée sur une échelle numérique de neuf niveaux définis par El Morjani et modifiée par Mangoua *et al.* (2018) pour avoir 5 niveaux comme le montre le tableau IX.

Tableau IX : Expression verbale et numérique de l'importance relative d'une paire de facteurs de Saaty modifié par Mangoua *et al.* (2018)

Expression d'un critère par rapport à un autre	Note
Moins important	1/3
Légèrement moins important	1/2
Même importance	1
Légèrement plus important	2
Plus important	3

Les valeurs issues de cette comparaison ont par la suite été intégrées dans un calcul de vecteur propre (équation 8) et de coefficient de pondération (équation 9) pour chaque paramètre (Doumouya *et al.*, 2012) :

$$V_{P_i} = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n N_i} \quad (\text{Eq. 8})$$

V_{P_i} = Vecteur propre de chaque facteur ; N_i = Valeur de chaque facteur. Le coefficient de pondération (W_i) de chaque facteur est déterminé comme suit (équation 9) :

$$W_i = \frac{V_{P_i}}{\sum_{i=1}^n V_{P_i}} \quad (\text{Eq. 9})$$

(W_i) = coefficient de pondération de chaque facteur. Sur cette base, des matrices de corrélation ont été élaborées pour chaque sous-critère pour déterminer au niveau de chaque maille la valeur du critère concerné.

Tableau X : Matrice de comparaison par paire et coefficient de pondération des facteurs de la vulnérabilité

Facteur Protection (P)					
	ZNS	Altérites	Sol	Vecteur Propre	Coefficient de Pondération
ZNS	1	1/3	2	1,49	0,32
Altérites	3	1	3	1,91	0,42
Sol	1/2	1/3	1	1,22	0,26
Facteur Roche (R)					
	Fracturation	Nature de la Roche	Vecteur Propre	Coefficient de Pondération	
Fracturation	1	3	2	0,63	
Nature de la Roche	1/3	1	1,15	0,37	
Facteur Infiltration (I)					
	Pente	Densité de drainage	Vecteur Propre	Coefficient de Pondération	
Pente	1	3	2	0,63	
Densité de drainage	1/3	1	1,15	0,37	

4.2.2.4. Agrégation des facteurs par pondération

Une fois que les critères sont identifiés, classés et évalués en fonction de l'indicateur, la question qui se pose est celle du choix de la méthode de croisement ou d'agrégation des critères (facteurs). De nombreuses méthodes existent. Ces méthodes peuvent être classées en deux groupes : les méthodes d'agrégation partielle ou méthode de surclassement et les méthodes d'agrégation complète. Pour cette étude, c'est la méthode d'agrégation complète par codification qui a été retenue (Jourda *et al.*, 2006). Le système de notation retenu est celui de la progression arithmétique pour que les « points » obtenus puissent être additionnés avec ceux des classifications relatives aux autres facteurs. Le résultat final (S) représentant la valeur de l'indicateur est donné par l'équation 10 :

$$S = \sum_{i=2}^n W_i \cdot X_i \quad (\text{Eq.10})$$

avec :

-S : la valeur de l'indicateur ;

- W_i : le poids du critère i ;

- X_i : la valeur standardisée du critère i .

Cette procédure aboutit à l'obtention d'un indice d'aptitude situé sur une échelle de 1 à 4, car la somme des coefficients de pondération développée par la méthode de Saaty vaut 1. Cette démarche a été utilisée pour chacun des trois critères de décision, que sont : la protection, le réservoir et l'infiltration.

L'établissement de la carte thématique « Protection en eau souterraine » consiste à reporter dans l'espace, les différentes valeurs issues de la sommation des valeurs standardisées et pondérées de chaque paramètre (sol, altérites et ZNS) intervenant dans l'élaboration dudit critère. Une reclassification des facteurs conduira à des cartes thématiques à cinq classes que sont : classe Faible, classe Moyenne, classe Forte et classe Très forte. Le nombre de classe est fixé à quatre pour une meilleure lisibilité et une bonne interprétation de la carte résultante. Cette démarche méthodologique est la même pour la réalisation des cartes du critère réservoir (R) et du critère infiltration (I) selon les paramètres intervenant dans l'élaboration du critère en question.

4.2.2.5. Détermination de l'indice de vulnérabilité

Le facteur le plus important pourrait être l'infiltration (I) car une importante infiltration serait responsable d'un fort risque de dégradation de la qualité des eaux souterraines en ces endroits. Les coefficients de pondération ont été calculés à partir de la méthode de comparaison par paire de Saaty (tableau VIII). En effet, la vulnérabilité d'un système aquifère n'est pas le fruit de plusieurs facteurs mais la résultante de plusieurs couches protectrices dont les effets s'accumulent. Pour la méthode PaPRI, les critères pris en compte sont : la protection de l'aquifère (P), la nature de la roche (R) et l'infiltration (I). La détermination de l'indice de vulnérabilité se fait donc selon l'équation 11 :

$$Vg = iI + pP + rR \quad (\text{Eq. 11})$$

avec I, P et R ,les différents critères ; i , r et p , les poids de ces critères et Vg , l'indice de vulnérabilité.

Les coefficients de pondération ou poids des critères I, P et R calculés à partir de la méthode de comparaison par paire de Saaty donnent les résultats consignés dans le tableau XI

Tableau XI : Synthèse des coefficients de pondération des principaux critères

Critères	Vecteurs Propres	Coefficients Pondérations
Infiltration (<i>i</i>)	1,91	0,5
Protection (<i>p</i>)	1,22	0,2
Nature de la roche (<i>r</i>)	1,49	0,3

L'équation (12) peut alors s'écrire :

$$Vg = 0,5I + 0,2P + 0,3R \quad (\text{Eq. 12})$$

4.2.2.6. Détermination des différentes classes de vulnérabilité

Cinq classes de vulnérabilité sont déterminées et représentées par cinq couleurs qui indiquent le degré d'indice des critères en chaque point de la zone d'étude. Il s'agit de :

la couleur bleue pour la classe 0 indiquant un très faible indice, la couleur verte pour la classe 1 indiquant un faible indice, la couleur jaune pour la classe 2 indiquant un indice intermédiaire (modéré), la couleur marronne pour la classe 3 représente un indice élevé et la couleur rouge pour la 4^{ème} classe indiquant un indice très élevé (Tableau XII).

Tableau XII : Classification de la vulnérabilité selon Dörfliger et Plagnes, (2009).

Indice de vulnérabilité	Classe	Degré de 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

4.2.2.7. Validation de la carte de vulnérabilité

La validation de la carte de vulnérabilité se fait en deux étapes que sont :

- Détermination de la marge d'erreur
- Validation de la carte de vulnérabilité à la pollution

4.2.2.7.1. Détermination de la marge d'erreur

L'estimation de la vulnérabilité est un outil important, mais il est nécessaire de déterminer quelle est la qualité de l'information obtenue à partir de la carte de vulnérabilité. Le recours aux méthodes géostatistiques permet une analyse rigoureuse de l'information et l'utilisation à bon escient des résultats obtenus (Murat, 2000). Dans la présente étude, les marges d'erreurs ont été utilisées pour vérifier la fiabilité de la carte de vulnérabilité. Le calcul des marges d'erreurs nécessite d'abord la détermination des incertitudes sur les indices moyens des différents critères qui constituent la méthode (Dibi *et al.*, 2013). L'incertitude est évaluée à partir de l'équation 13 (Doumouya *et al.*, 2012) :

$$\Delta\bar{x} = \frac{\sigma}{\sqrt{m}} = \sqrt{\frac{1}{m(m-1)} \sum_{i=1}^m |(x_i - \bar{x})|^2} \quad (\text{Eq.13})$$

Avec

- $\Delta\bar{x}$: Incertitude sur l'indice moyen de chaque paramètre ;
- σ : Ecart-type des indices de vulnérabilité du paramètre hydrogéologique ;
- m : Nombre de forages considérés ;
- x_i : Indice de vulnérabilité du paramètre hydrogéologique au forage i ;
- \bar{x} : Indice de vulnérabilité moyen du paramètre hydrogéologique.

A partir de l'incertitude déterminée sur chaque paramètre, la marge d'erreur proprement dite est calculée à partir de l'équation suivante :

$$E_r = \frac{\sum \Delta\bar{x}}{I_{V_M}} \quad (\text{Eq.14})$$

avec I_{V_M} , l'indice de vulnérabilité moyen pour chaque paramètre.

4.2.2.7.2. Validation de la carte de vulnérabilité à la pollution

La détérioration de la qualité de l'eau souterraine est appréciée par la mesure des teneurs des paramètres physico-chimiques. Plusieurs auteurs ont vérifié la validité de la méthode DRASTIC qui est une méthode de la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines en se basant sur des données chimiques des eaux souterraines (Jourda *et al.*, 2006 ; Eblin, 2014 a, Deh, 2013). Dans cette étude, les nitrates, considérés comme paramètres de pollutions anthropiques ont été utilisés pour valider la carte de la vulnérabilité. Ce choix s'est basé sur sa concentration élevée dans les eaux du bassin d'une part et d'autre part, à cause des affections

qu'ils provoquent chez les nourrissons (méthémoglobinie), chez les femmes enceintes dans le premier trimestre de la grossesse (malformation congénitale) et chez les adultes (toxicité) (Richard *et al.*, 2014). Aussi, il est stable, soluble mobile et atteint facilement les eaux souterraines. La méthode de validation consiste à projeter les teneurs élevées de nitrate sur la carte de vulnérabilité pour voir le taux de coïncidence.

Dans la validation de la carte de vulnérabilité, les zones réellement contaminées doivent correspondre à celles où les indices de vulnérabilité sont les plus élevés. Cependant, une zone vulnérable peut également avoir un faible taux de nitrates, car 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 aucune disposition n'est prise pour les protéger (Kouamé, 2007).

4.3. Simulation des périmètres de protection des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé

4.3.1. Choix du domaine à modéliser

Dans le cadre de la modélisation, l'un des sous-bassins de la Lobo a été retenu. Il s'agit de la Babo qui a une superficie de 2 400 km² (figure 22). Ce choix est lié à l'existence de plusieurs critères favorables : cette zone est dotée de plusieurs forages d'où la disponibilité des données et accessible en toute saison. Aussi elle repose sur un substratum granitique qui est par endroit fracturé avec une couverture d'altérites. Les conditions y sont aussi favorables pour la mise en œuvre de certaines méthodes géophysiques qui seront précédées par des études préliminaires.

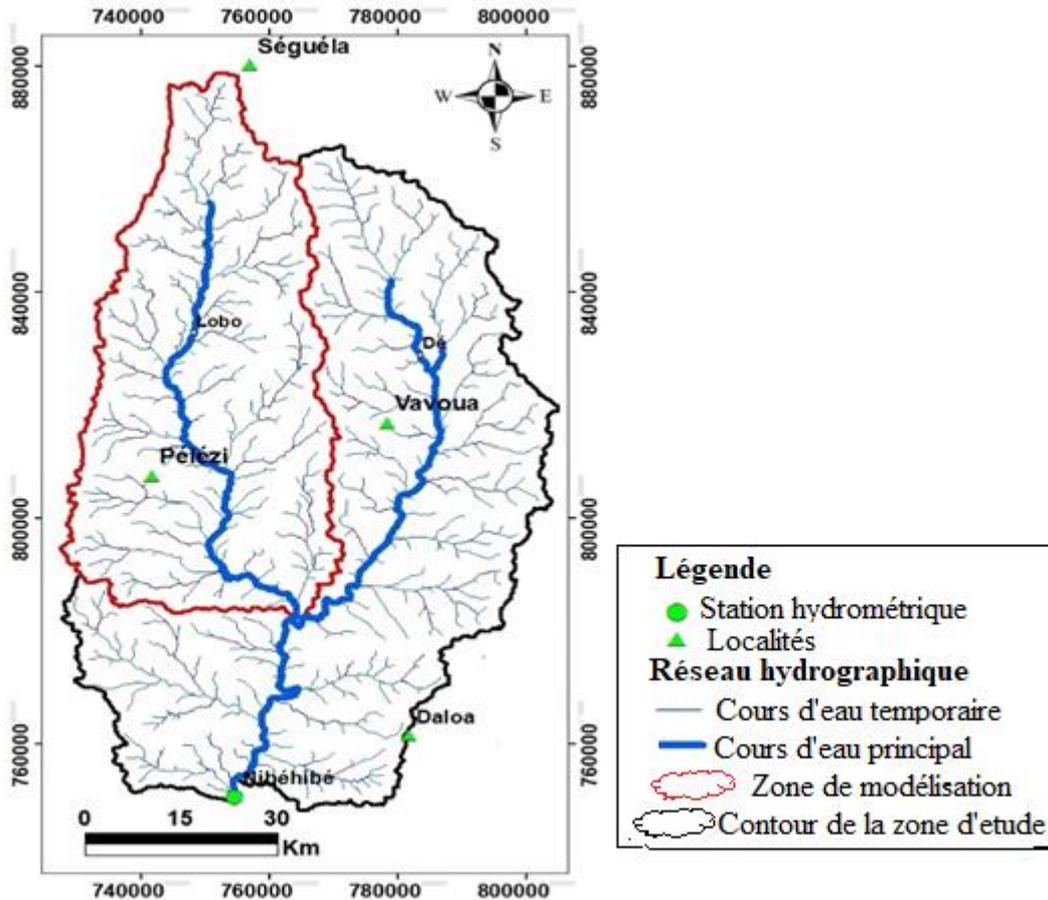


Figure 22 : Localisation du domaine à modéliser (bassin de la Babo)

4.3.2. Détermination des données d'entrée du modèle

4.3.2.1. Caractérisation des propriétés hydrodynamiques

4.3.2.1.1. Détermination de la transmissivité

La transmissivité a été déterminée à l'aide de la méthode de Cooper-Jacob en remontée. Elle repose sur le principe de superposition. L'application de cette méthode suppose qu'un certain nombre de conditions soit satisfait :

- l'aquifère a une extension latérale infinie,
- le diamètre du puits est négligeable,
- le puits est parfait,
- l'aquifère est libre, isotrope, d'épaisseur constante sur toute la zone influencée par le pompage et l'écoulement vers le puits est transitoire (Koita, 2005; Fossou, 2010).

Dans bien des cas, les pompages d'essai réalisés ne vérifient jamais l'intégralité de ces conditions. Selon Lasm (2000), cette situation n'empêche cependant pas l'usage des méthodes pour l'interprétation de ces pompages, qui donnent des résultats significatifs et représentatifs

des aquifères quand les conditions réelles sont voisines des conditions théoriques. En effet, à l'arrêt du pompage, l'eau souterraine continue de s'écouler en direction de l'ouvrage de captage. Le niveau de l'eau dans le forage remonte et simultanément, le niveau piézométrique de la surface de dépression s'élève. Dans ces conditions, le rabattement résiduel (S_r) obtenu s'écrit selon l'équation 16, ensuite l'équation 17 et enfin l'équation 18 :

$$S_r \frac{Q}{4\pi T} \left[\ln \frac{4Tt}{(r)^2 S'} \ln \frac{4Tt'}{(r)^2 S'} \right] \quad (\text{Eq.16})$$

avec :

- S_r : rabattement résiduel (m) ; r : distance entre le piézomètre d'observation et l'ouvrage (m) ;

- S' : coefficient d'emmagasinement de la remontée (sans unité) ;

- S : coefficient d'emmagasinement de la descente (sans unité) ;

- t : temps depuis le début du pompage (s ou min ou h) ;

Q : débit de la remontée (moyenne des débits du pompage) en m^3/h .

En supposant que $S=S'$

$$S_r = \frac{0,183Q}{T} \log \frac{t}{t'} \quad (\text{Eq.17})$$

On obtient l'équation 18 :

$$T = \frac{0,183Q}{\alpha} \quad (\text{Eq.18})$$

avec : α , la pente de la droite obtenue en représentant s_r en fonction de $\log t/t'$ ($S_r = f(\log(t/t'))$) sur du papier semi-logarithmique (t/t' est porté en échelle logarithmique). Cette méthode permet de calculer uniquement la transmissivité.

4.3.2.1.2. Perméabilités

- **Perméabilités de la couche d'altérite**

La méthode fondée sur le principe de l'infiltration à charge constante sur lequel est basé la méthode de Porchet a été utilisée (figure 23). Ce test permet de mesurer la conductivité hydraulique à saturation d'un sol (ou perméabilité), celle-ci définissant l'aptitude du sol à permettre l'infiltration de l'eau. L'appareil est composé de deux anneaux (diamètres 30 et 50 cm) enfoncés dans le sol de 5 cm et remplis d'eau. Le principe est de suivre l'évolution du niveau d'eau en fonction du temps dans l'anneau interne pour connaître la vitesse d'infiltration sur chaque pas de temps. Notons que durant toute la mesure, les niveaux d'eau dans les deux

anneaux doivent rester les mêmes (au besoin, on modifie celui de l'anneau externe). On peut alors supposer que sous l'anneau interne, l'infiltration est verticale. Au bout d'un certain temps, un régime permanent s'installe et la vitesse d'infiltration devient constante. A partir de cette vitesse, l'on déduit la valeur du coefficient de perméabilité en utilisant la loi de Darcy (équation 19).



Figure 23 : Infiltromètre à double anneau

$$Q = K * S \left(\frac{H}{L} \right) \quad (\text{Eq.19})$$

avec :

- Q = Quantité d'eau percolée (mm³/h) ;
- H = Charge d'eau (mm) ;
- L = Longueur de la colonne de terre (mm) ;
- S = Surface de la section de la colonne d'eau (mm²) ;
- K = Conductivité hydraulique ou coefficient de perméabilité (mm/h)

La loi de Darcy est appliquée à une colonne de sol saturé soumis à un écoulement unidimensionnel dans un milieu homogène et isotrope, avec H/L : la pente hydraulique. Après simplification de l'équation 19, on obtient l'équation 20.

$$K = \left(\frac{Q}{S} \right) \quad (\text{Eq.20})$$

$$\text{avec } S = (2\pi * r) + (\pi * r^2) \quad (\text{Eq.21})$$

$$\text{or : } Q = \frac{V}{T} = \left(\frac{\pi * r^2 * h'}{t} \right) \quad (\text{Eq.22})$$

$$\text{soit : } K = \frac{\pi * r^2 * h'}{t * (2\pi * r * h + \pi r^2)} = \frac{\pi * r^2 * h'}{t * (2h + r)} \quad (\text{Eq.23})$$

avec :

-S = Surface latérale + surface du fond ;

-K = Conductivité hydraulique (mm/h) ;

-S = Surface d'infiltration, correspondant à la totalité des surfaces en contact avec l'eau (mm²) ;

-V = Volume d'eau percolée (mm³) ;

r = rayon du trou (mm) ;

h' = Hauteur de la lame d'eau percolée (mm) ;

t = temps écoulé (h) ;

h = hauteur de la colonne d'eau (valeur initiale, en mm).

• Perméabilités de la couche fissurée

La propriété de conduite d'un aquifère est contrôlée par sa perméabilité ou conductivité hydraulique. Celle-ci est la capacité du milieu à laisser circuler l'eau généralement exprimée par le coefficient de perméabilité K de Darcy. Elle dépend des caractéristiques du milieu et du fluide. Elle a la dimension d'une vitesse. Il n'y a aucun rapport direct entre la porosité et la perméabilité, mais pour être perméable, la roche doit être obligatoirement poreuse (Castany, 1982). Les possibilités de circulation d'eau dans un aquifère dépendent de K et de son épaisseur mouillée (e) en m. Cela induit la notion de la transmissivité (T) s'exprimant en m²/s (équation 24) :

$$T = K * e \quad \text{d'où} \quad K = \frac{T}{e} \quad (\text{Eq.24})$$

avec :

- K= Perméabilité (m/s) ;
- T= Transmissivité (m²/s) ;
- e= épaisseur mouillée (m).

4.3.2.1.3. Porosité

Le principe consiste à prélever le sol sans avoir à modifier ses caractéristiques. Dès lors, une tarière est enfoncée dans le sol et subit une pression par des mouvements de rotation dans le sens des aiguilles d'une montre (figure 24a). Une fois à la profondeur recherchée atteinte, la tarière est retirée et le sol contenu dans sa pelle est emballé dans un sachet étiqueté (figure 24b) et transporté au laboratoire. Au laboratoire, les échantillons sont pesés dans des récipients jaugés. Ils ont été aspergés par des volumes d'eau connus. Après 48 heures d'égouttage, les volumes d'eau recueillis au niveau des échantillons ont été déterminés. Ces volumes permettent de calculer les différentes porosités de drainage. La porosité de drainage n_d , exprimée en pourcentage, est le rapport du volume d'eau gravitaire (V_r) sur le volume total (V_t), V_r représente le volume que le réservoir peut contenir à l'état saturé puis libérer sous l'effet d'un égouttage complet. Elle est inférieure à la porosité totale qui englobe l'espace occupé par l'eau liée (De Marsily, 1981). La porosité de drainage s'exprime par l'équation suivante :

$$n_d = \frac{V_r}{V_t} \quad (\text{Eq.25})$$

avec

- v_r : volume d'eau gravitaire (m^3) ;

- V_t : volume total



Figure 24 : Prélèvement d'échantillons de sol dans le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé

4.3.2.2. Caractérisation de la piézométrie et de la recharge

4.3.2.2.1. Détermination des niveaux piézométriques et des courbes isopièzes

Les cartes piézométriques représentent à une date donnée, la distribution spatiale des charges et des potentiels hydrauliques. C'est la synthèse la plus importante d'une étude hydrogéologique. Pour ce faire, les mesures des niveaux piézométriques doivent être effectuées dans des conditions de stabilisation et pour l'ensemble de la région cartographiée au cours d'une période, la plus courte possible (Kouassi, 2013). La première étape après la campagne de terrain a été de déterminer les côtes piézométriques de chaque forage.

Les côtes piézométriques ont été déterminées à partir de la formule de Castany (1998) dans le cas d'une nappe libre (équation 26).

$$H = Z - (P - H_m) \quad (\text{Eq. 26})$$

avec :

- H : Côte piézométrique (m) ;
- Z : Côte sol ou élévation du terrain naturel (m) ;
- P : Profondeur mesurée (m) ;
- H_m : Hauteur margelle.

A l'issue de la détermination des cotes piézométriques, le tracé des courbes piézométriques nécessite le choix d'une équidistance et d'une technique de tracé. Le choix d'une équidistance dépend de la précision et de la densité des mesures, des valeurs du gradient hydraulique et de l'échelle de la carte. En général, elle est comprise entre 0,5 et 2 m pour les cartes à l'échelle 1/1 000 et 1/20 000 ; de 5 ou 10 m pour celles à l'échelle 1/50 000 et 1/100 000 (Castany, 1998). Dans le cadre de notre étude, nous avons choisi une équidistance de 5 m pour nos cartes à une échelle de 1/50 000 et réalisé les cartes par la méthode de krigeage au moyen du logiciel Surfer 13.

4.3.2.2.2. Estimation de la recharge

La détermination de la recharge passe par le bilan hydrologique.

- **Bilan hydrologique**

L'objectif du bilan hydrologique est d'évaluer les entrées et les sorties en eau sur le bassin versant ou une région, sur des périodes plus ou moins grandes. Elle est basée sur la

détermination de l'évapotranspiration potentielle (ETP), l'évapotranspiration réelle (ETR) et l'infiltration totale (équation 27).

$$P = (ETR + Q) + I \quad (\text{Eq. 27})$$

avec

- P : précipitation (mm) ;
- Q : lame d'eau ruisselée (mm)
- ETR : évapotranspiration réelle (mm) ;
- I : Infiltration (mm).

• Estimation de l'infiltration

Au niveau d'une zone, l'excédent du bilan hydrique est partagé entre l'infiltration (I) et le ruissellement (R). Ces lames d'eau qui s'écoulent en surface alimentent les eaux de surface qui rechargent par endroit les nappes superficielles. Les précipitations qui tombent sur la zone d'étude sont partagées entre l'évaporation, l'écoulement de surface et l'infiltration, de sorte que l'équation du bilan hydrologique s'exprime par la relation suivante (équation 28) :

$$P = Q + ETR + I \quad \text{où} \quad I = P - (Q + ETR) \quad (\text{Eq. 28})$$

avec :

- ETR : Evapotranspiration réelle (mm) estimée selon la méthode Thornthwaite (1954)
- I : infiltration moyenne mensuelle en (mm).

4.3.3. Modélisation numérique des écoulements souterrains

La modélisation commence par l'acquisition des données que sont les conditions aux limites, les paramètres hydrodynamiques, la recharge qui facilitent le calibrage du modèle. Les données acquises permettent de mettre en place un modèle conceptuel qui est introduit dans un logiciel pour concevoir le modèle numérique. La réalisation d'un modèle numérique suit les étapes suivantes (Anderson et Woessner, 1992) :

- détermination des objectifs à atteindre ;
- développement du modèle conceptuel ;
- choix du logiciel utilisé ;
- élaboration du modèle numérique
- calage du modèle numérique ;
- analyse critique des résultats obtenus.

Le modèle est une schématisation numérique du système hydrodynamique. L'organigramme suivant décrit la méthodologie utilisée (figure 25)

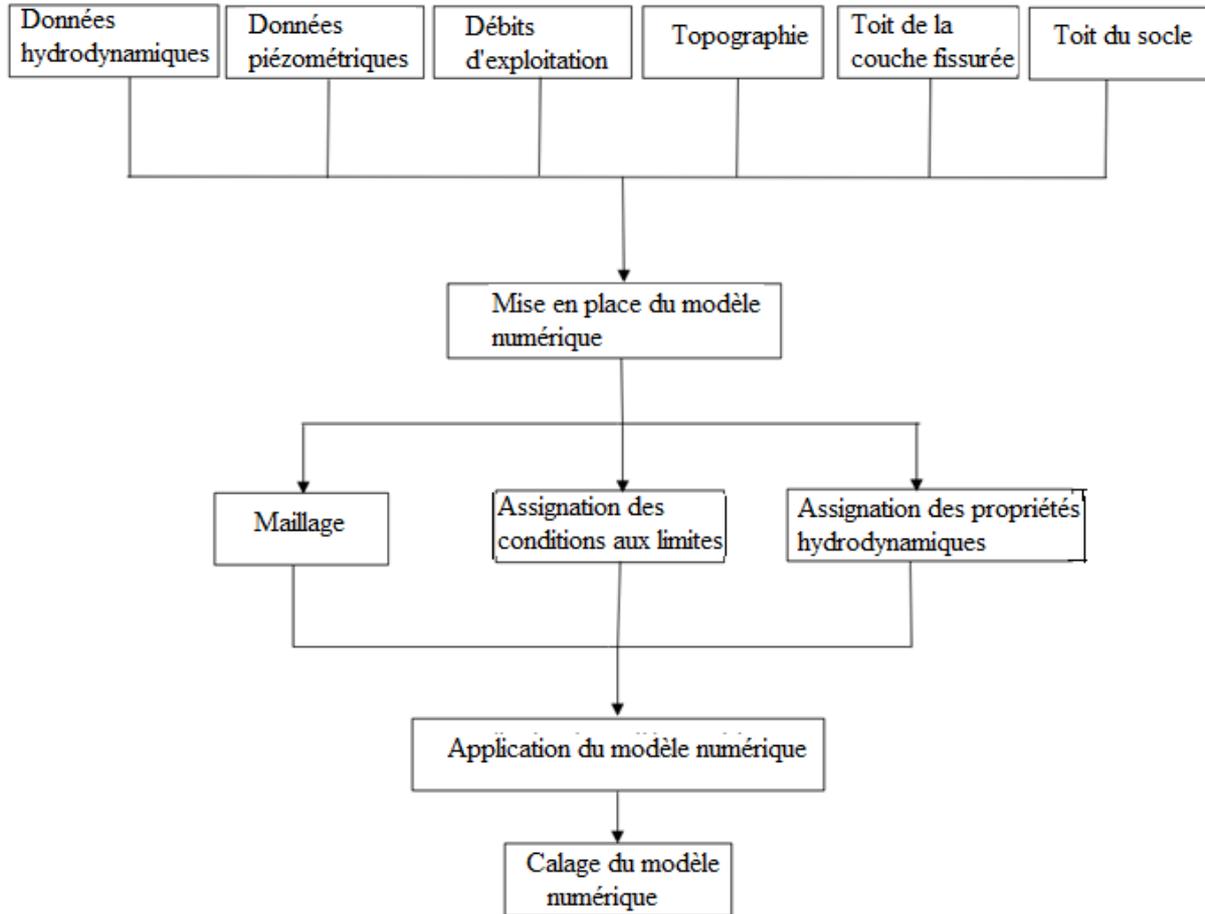


Figure 25 : Organigramme pour la conception du modèle hydrogéologique de la nappe fissurée

4.3.3.1. Objectif de la modélisation

L'objectif de cette modélisation vise à simuler les périmètres de protection des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo. De ce fait, cet essai de modélisation ne sera réalisé qu'en régime permanent qui permet d'atteindre l'objectif visé.

4.3.3.2. Choix du logiciel

Dans le cadre de cette étude, le code numérique FEFLOW a été choisi pour modéliser l'écoulement souterrain et simuler le périmètre de protection des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo. Le logiciel FEFLOW « Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System » est un code numérique pour la simulation de l'écoulement souterrain, du transport de masse et aussi du transport de la chaleur par la méthode des éléments finis.

Développé à l'origine par Hans-Jörg Diersch, FEFLOW a été amélioré par une équipe internationale d'experts de la société DHIWASY, un institut pour la planification des ressources en eau et des systèmes de recherche en Allemagne (Diersch, 2013). En effet, pour résoudre les équations différentielles, FEFLOW utilise une approche intégrale. Le choix de FEFLOW réside dans son utilisation répandue dans le monde et dans sa capacité à simuler aussi bien l'écoulement souterrain, le transport de polluant de façon individuelle ou couplée en milieu non-saturé que saturé en eau puis en régime permanent ou transitoire. Le modèle FEFLOW peut être réalisé en 2 dimensions (projection horizontale, projection verticale ou projection axisymétrique) ou en 3 dimensions. Ce logiciel est conçu de manière à pouvoir communiquer avec certains types de fichiers notamment les « shapefiles » de ESRI, les rasters (Jpeg, png, bmp), les AutoCAD, les DBase Tables, les ASCII, les fichiers de feuilles de calcul Microsoft EXCEL.

4.3.3.3. Description du logiciel FEFLOW

FEFLOW (Finite Element subsurface FLOW system) a été créé en 1979, et depuis poursuit son évolution. Le code est utilisé de par le monde en tant que modèle à l'usage des universités, des instituts de recherche, des organismes gouvernementaux et des bureaux d'étude. Dans ce projet, le logiciel FEFLOW utilise les résolutions d'équations de l'hydrodynamique (conservations de la masse du fluide et de Darcy) par la méthode des éléments finis pour modéliser en 2D et 3D le transport de polluants en milieu saturé ou non saturé en prenant en compte des phénomènes d'adsorption et de biodégradation (Diersch, 1998). La discrétisation du domaine se fait à l'aide d'un maillage triangulaire en 2D auquel s'ajoute la troisième dimension en fonction des couches hydrogéologiques. Les conditions aux limites, les paramètres hydrogéologiques ainsi que la description du polluant sont déduits de la caractérisation du site. Le principe de résolution intègre les phénomènes d'adsorption et de biodégradation dans le calcul du transport de polluants. Les interfaces de communication autorisent les données cartographiques géoréférencées ; ils sont donc compatibles avec un Modèle Numérique de Terrain (et un SIG) (Diersch, 1998). Les autres échanges se font suivant un protocole classique.

La démarche pour l'élaboration et l'exploitation du modèle est la suivante :

- choix des paramètres de résolution des équations ;
- discrétisation (élaboration du maillage) du domaine d'étude en fonction des paramètres géologiques et hydrogéologiques du terrain ;

- calage de la piézométrie en fonction des pluies et des conditions limites par simulation hydrodynamique.

✓ **Équations d'écoulement utilisées**

Les modèles numériques consistent à résoudre les équations aux dérivées partielles de base qui gouvernent l'écoulement des eaux souterraines. La fiabilité des prédictions utilisant les modèles numériques dépend de la manière dont ces modèles font l'approximation de la situation réelle. Les équations fondamentales permettant la modélisation de l'écoulement de l'eau souterraine proviennent de deux sources :

➤ **La loi de conservation du moment**

La loi de Darcy pour un milieu poreux en est un exemple (Equation 29).

$$q = K \frac{\partial h}{\partial x} \quad (\text{Eq. 29})$$

Avec :

- q : Flux volumique ;
- K : Perméabilité de Darcy ;
- h : Charge hydraulique.

➤ **L'équation de diffusivité**

Dans un Volume Élémentaire Représentatif (VER) fermé, la variation de la masse de fluide par unité de temps est égale à la somme algébrique des flux massiques traversant (entrant et sortant) la surface du volume considéré (Equation 30).

$$\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} = S_s \frac{\partial h}{\partial t} + W(x, y, t) \quad (\text{Eq. 30})$$

q_x, q_y, q_z : Flux entrant ou sortant à travers la nappe ;

h : Charge hydraulique ;

S_s : Coefficient d'emménagement ;

t : Temps ;

W : Flux volumétrique par unité de volume représentant le terme source.

La combinaison des équations (29) et (30), avec certaines hypothèses, conduit à l'établissement d'une équation aux dérivées partielles (Eq. 31) représentant le modèle conceptuel de l'écoulement en trois dimensions dans un milieu poreux :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (\text{Eq. 31})$$

K_{xx} , K_{yy} , K_{zz} : Perméabilités selon les trois directions de l'espace (x, y, z);

h : Charge hydraulique ;

S_s : Emmagasinement spécifique du milieu poreux ;

t : Temps ;

W : Flux d'échanges verticaux par unité de volume.

Cette équation définit entièrement l'écoulement en permettant la détermination du champ de charge hydraulique h. C'est cette équation que les modèles d'écoulement en milieu poreux s'efforcent de résoudre.

4.3.3.4. Elaboration du modèle conceptuel

La modélisation numérique des systèmes hydrogéologiques est une tâche complexe basée sur des hypothèses. Afin d'obtenir des résultats numériques s'approchant des conditions réelles observées sur le terrain, l'approche conceptuelle proposée est celle du milieu continu discrétisé. Avant d'effectuer la simulation de l'écoulement, nous avons créé le modèle en assignant les données. La création du modèle nécessite dans un premier temps de définir le système aquifère, c'est à dire définir la nature des unités stratigraphiques, leur confinement éventuel, le toit et le mur de chaque couche, la charge hydraulique initiale. Ensuite, de fixer les conditions aux limites, de subdiviser ces couches en mailles et enfin de spécifier les paramètres hydrologiques.

4.3.3.4.1. Principales hypothèses

Etant donné la complexité des conditions qui contrôlent le mouvement des eaux souterraines dans l'aquifère, des hypothèses simplificatrices sont faites pour la construction des modèles numériques qui simulent l'écoulement des eaux souterraines (Robinson et Ipsen, 2007). Les hypothèses suivantes que nous avons établies, ont permis de concevoir et de mettre en œuvre les différents modèles :

- l'aquifère est considéré comme libre dans son ensemble ;
- les couches constituant l'aquifère sont isotropes ;
- la recharge est considérée comme uniforme ;

4.3.3.4.2. Géométrie du modèle

L'extension latérale du modèle est celle de la limite du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé qui couvre une superficie de 6 923 km². La construction du modèle 3D (figure 24) est faite en ajoutant une composante verticale z au modèle 2D. Cette composante z permet de prendre en compte les épaisseurs des différentes couches de l'aquifère. Verticalement, le modèle est constitué de trois (3) couches superposées dont les limites supérieures (toit) et inférieures (base) sont construites à partir des blocs diagrammes 3D. L'épaisseur de chaque couche n'est pas uniforme à l'échelle du bassin. Elle varie à la fois en fonction de la topographie et en fonction du type de formation géologique (granitoïdes homogènes, granitoïdes hétérogènes et granites ultrabasiques). Sur la base des modèles géologiques et hydrogéologiques décrits dans les paragraphes précédents, nous avons considéré une structuration de l'aquifère suivant 3 couches :

- une couche altérite. Le toit de cette couche constitue la surface topographique et sa base correspond également au toit de la couche fissurée sous-jacente. Son épaisseur moyenne est de 22,59 m ;
- une couche fissurée. Son sommet est la base de la couche d'altérite sus-jacente et sa base constitue le toit du socle sain. Son épaisseur moyenne est de 9 m ;
- le socle sain. Son épaisseur est fixée de façon arbitraire à 200 m compte tenu de son caractère infini.

4.3.3.4.3. Discrétisation spatiale

Avec le logiciel FEFLOW, la construction du modèle débute par la génération de « supermaille » (figure 26) au sein du domaine afin de délimiter les limites extérieures du modèle. Cette génération prend en compte les caractéristiques géométriques de la zone modélisée telles que le contour du bassin, les fractures, le cours d'eau et les points d'observation qui sont pris en compte par la création des mailles à éléments finis. Ces différentes caractéristiques géométriques citées sont utilisées aussi dans l'assignation des conditions aux limites. Les supermailles ont trois types de formes qui sont les polygones, les lignes et les points.

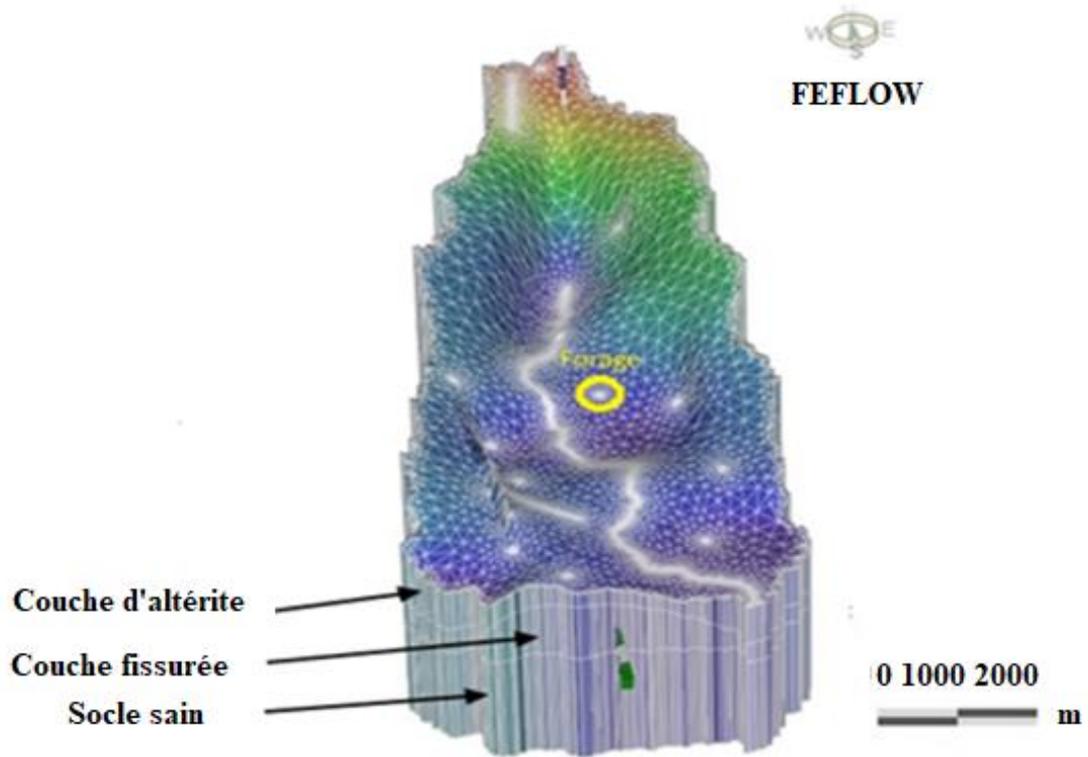


Figure 26 : Modèle 3D des différentes couches de l'aquifère du bassin versant de la Babo

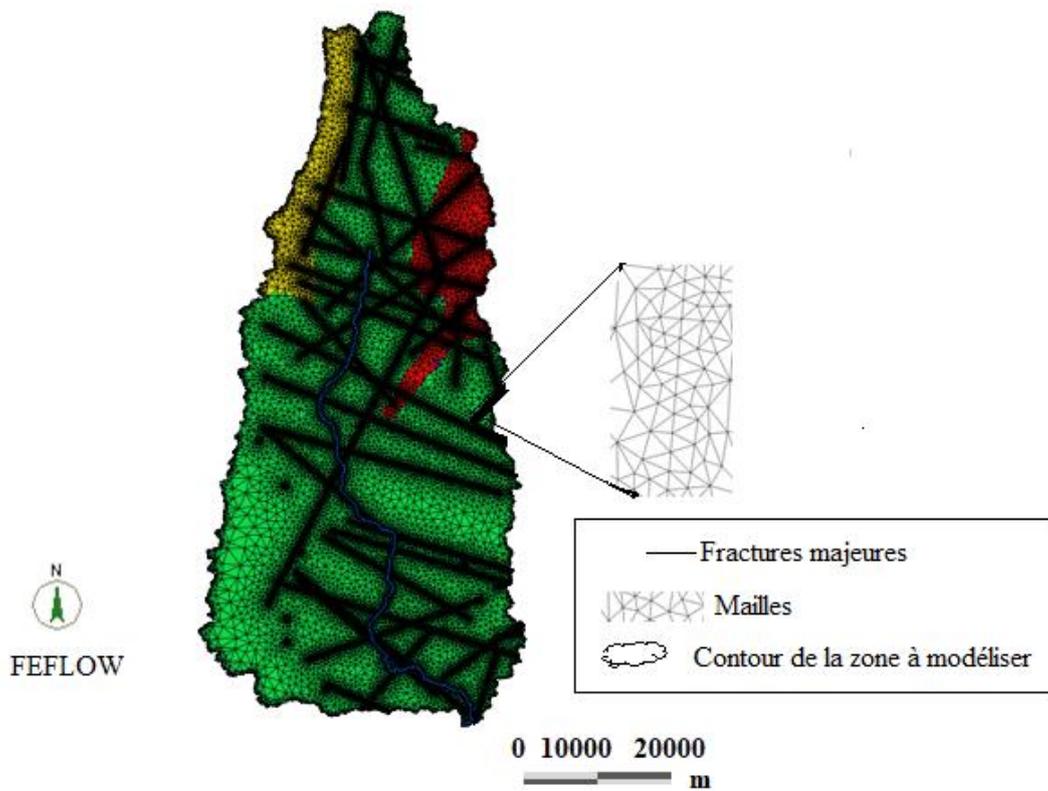


Figure 27 : Domaine d'étude maillé à l'aide d'éléments prismatiques vu en plan (seul le triangle de la face supérieure du prisme est visible)

Dans cette étude, une super-maille 3-Dimensions contenant le domaine à modéliser a été générée, les deux stations-services, les forages et les piézomètres ont été générés. Le maillage est généré à partir de la super-maille 3D en utilisant l'option de l'algorithme de triangulation (figure 27). La génération de mailles par triangulation a été choisie car cette méthode a l'avantage d'affiner les caractéristiques géométriques identifiées lors de la création de la super-maille.

4.3.3.4.4. Conditions aux limites du modèle

Les limites latérales du modèle, qui correspondent également aux limites du bassin (lignes de partage des eaux), sont des limites à charges imposées. De ce fait, des charges ont été imposées aux frontières du domaine à modéliser sur la base de la carte piézométrique des basses eaux (février 2019). La rivière Lobo correspond à une limite de troisième type ou condition de Cauchy. Il s'agit d'un potentiel imposé sur la rivière et d'un facteur de colmatage du lit de la rivière (coefficient de transfert) qui exprime la relation de flux qui existe entre la rivière et l'aquifère (on remarquera que cette condition revient à une condition du premier type (potentiel imposé) dès lors que le lit de la rivière n'est pas colmaté). Au niveau de la rivière, le potentiel hydraulique varie de façon linéaire. Sa variation est obtenue à partir de l'interpolation 1D des côtes du plan d'eau mesurées en différents endroits de la rivière.

4.3.3.4.5. Conditions initiales de l'écoulement souterrain

La solution de l'équation de l'écoulement souterrain se trouve généralement dans un domaine à 1, 2 ou 3 dimensions et ses limites dans l'espace euclidien (Diersch, 2014). La solution unique appropriée recherchée est celle qui correspond aux conditions aux limites particulières du système conceptuel élaboré (Fitts, 2013). Les conditions aux limites et initiales du modèle doivent donc être définies, si possible en utilisant les limites hydrogéologiques naturelles comme le préconisent Anderson et Woessner (1992). En régime permanent, seules les conditions aux limites sont utiles, alors qu'en régime transitoire, les deux types de conditions (condition aux limites et initiales) doivent être spécifiés (Konikow, 2001). Les charges imposées, les flux nuls représentent les trois types de conditions aux limites. Les différents types de conditions aux limites en termes d'écoulement utilisées dans ce travail sont les charges et flux imposés.

4.3.3.4.6. Paramètres dynamiques de l'écoulement

Les paramètres dynamiques de l'écoulement qui peuvent intervenir dans les échanges de flux entre le modèle et ses limites, et qui contrôlent le bilan de masse sont :

- **Recharge**

Elle correspond essentiellement à l'infiltration sur le bassin et constitue le paramètre le plus important.

- **Prélèvements**

Ils correspondent à la quantité d'eau prélevée pour l'alimentation en eau potable des populations. Ces prélèvements dans les forages issus de campagnes d'hydraulique villageoise, sont réalisés soit au moyen de pompes à motricité humaine dont le débit d'exploitation est en moyenne de 4 m³/j, soit au moyen de pompes électriques dont le débit d'exploitation varie entre 5 et 720 m³/j.

- **Flux d'entrée et sortie à travers la rivière**

L'aquifère associé à la zone d'étude n'est pas un système hydrogéologique clos. Dans ce bassin hydrogéologique, la rivière Lobo constitue un flux entrant au Nord, alors draine l'aquifère durant toute sa traversée du bassin ; ce qui a pour conséquence un flux sortant au Sud du bassin (exutoire hydrogéologique) plus important que le flux entrant au Nord.

4.3.3.4.7. Paramètres hydrodynamiques

En régime permanent, la conductivité hydraulique demeure le seul paramètre de l'aquifère qui va avoir une influence sur le champ de potentiel hydraulique et les écoulements (le coefficient d'emmagasinement ou la porosité de drainage ne sont pas pertinents dans ce cas). L'anisotropie de la conductivité hydraulique de l'aquifère n'a pas pu être prise en compte dans la détermination du système d'écoulement souterrain en utilisant les données d'essais de pompages issus des campagnes d'hydraulique villageoise, en raison du temps de pompage très court. Par conséquent, les composantes de la conductivité hydraulique suivant les trois (3) directions (x, y, z) de l'espace sont supposées identiques dans les différentes couches de l'aquifère. Dans l'approche milieu continu discrétisé, les premières couches du modèle (couches altérites), trois zones de conductivité hydraulique sont définies et considérées pour la modélisation. Celles-ci sont associées aux formations géologiques des granitoïdes homogènes et hétérogènes ; granites ultrabasiqes. Dans cette approche, les fractures régionales (43 fractures) sont introduites dans la troisième couche de manière discrète. Les conductivités hydrauliques des fractures sont ensuite spécifiées en fonction de la nature géologique de la formation dans laquelle elles se trouvent (figure 28).

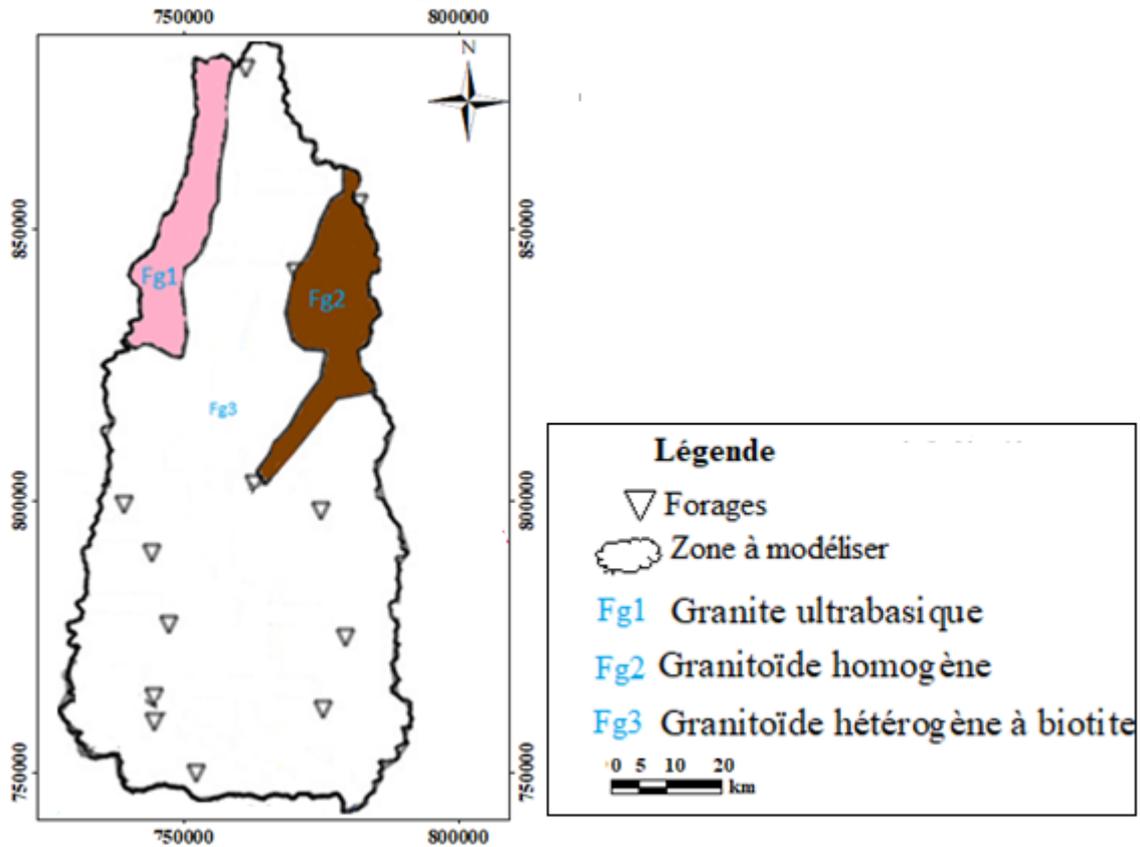


Figure 28 : Carte des zones de conductivité hydraulique

4.3.3.5. Approche milieu continu discrétisé

Une fois spécifiées, les différentes conditions aux limites et les propriétés hydrodynamiques des différentes couches sont attribuées. La simulation est basée sur l'approche milieu continu discrétisée et isotrope. Les fractures régionales verticales 2D sont introduites dans la troisième couche (socle) sur la base des accidents majeurs identifiés. Les valeurs de conductivité hydraulique attribuées aux accidents majeurs sont les moyennes (géométriques) de conductivité hydraulique associées aux forages qui captent ces accidents majeurs suivant les domaines géologiques. La conductivité hydraulique de la troisième couche (socle) est fixée à $K = 10^{-9}$ m/s.

4.3.3.6. Calage du modèle en régime permanent

Le but du calage est de montrer que le modèle peut reproduire les charges et les écoulements mesurés sur le terrain. Le calage est fait en ajustant la conductivité hydraulique, la porosité, et/ou la recharge afin de minimiser la différence entre les charges observées et les charges calculées au niveau des puits ou forages qui ont permis de faire les observations. Ce processus "d'essai/erreur" s'est déroulé comme suit :

- Ajustement de la conductivité hydraulique et/ou de la recharge ;
- Ajustement des conditions aux limites ;
- Simulation du modèle ;
- Comparaison des valeurs de charges hydrauliques calculées et celles observées ou mesurées et si les écarts sont grands alors on reprend le processus.

Cette procédure est exécutée jusqu'à ce que les écarts entre les valeurs de terrain et celles calculées par le logiciel soient faibles (Anderson & Woessner, 1992). Dans le code FEFLOW, ce sont l'écart type des erreurs (σ), la moyenne des écarts absolus (\bar{E}), la racine carrée de la moyenne des carrés et la racine carrée de la moyenne des carrés normalisés des charges hydrauliques qui permettent d'apprécier le calage. Les équations 29 à 33 décrivent respectivement ces valeurs de calage selon Ghanbarian-Alavijeh *et al.* (2010).

$$\bar{E} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m |E_i| \quad (\text{Eq. 29})$$

avec

\bar{E} [m] : Moyenne des écarts absolus

m : Nombre de forages

E_i : Ecart de calage entre les valeurs de piézométrie mesurées (H_{obs}) sur le terrain et celles calculées (H_{cal}) par le logiciel :

$$E_i = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m (H_{\text{cal}} - H_{\text{obs}})_i \quad (\text{Eq. 30})$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{\frac{1}{m-1} \sum_{i=1}^m (E_i - \bar{E})^2}{m}} \quad (\text{Eq. 31})$$

où σ [m] : Ecart-type des erreurs

$$RMS = \frac{1}{\sqrt{m}} \sqrt{\sum_{i=1}^m E^2} \quad (\text{Eq. 32})$$

\bar{X} : moyenne des carrés des écarts

n : Nombre de points

x : Différences entre charges observées et simulées

RMS [L] : Racine carrée de la moyenne des carrés

$$NRMS = \frac{RMS}{(H_{obs})_{max} - (H_{obs})_{min}} \quad (\text{Eq. 33})$$

avec :

NRMS [%] : Racine carrée de la moyenne des carrés normalisés (H_{obs}) et $(H_{obs})_{min}$ représentent respectivement les valeurs maximales et minimales de piézométrie mesurée sur le terrain. D'après Leblanc (1999), la racine carrée de la moyenne des carrés normalisés (NRMS) permet d'apprécier le calage et sa valeur doit être inférieure à 10 % pour que le modèle soit considéré comme calé.

4.3.3.7. Détermination des périmètres de protection

La détermination des périmètres de protection (immédiate, rapprochée et éloignée) à partir d'un modèle numérique est un outil important dans le processus de protection et de préservation de la qualité des ouvrages de captage. Les aires d'alimentation (zone de contribution) seront délimitées à partir des traçages des particules virtuelles d'eau pour constituer les zones de protection des forages fictifs situés dans les fortes zones de stockage. Le logiciel FEFLOW a été utilisé pour retracer le parcours des particules d'eau, depuis son point d'infiltration jusqu'au point de captage. La détermination de ces aires est réalisée en régime permanent. Le trajet suivi par les particules virtuelles d'eau est identique à celui suivi par une particule virtuelle de polluant (nitrate, hydrocarbure, etc.). Le parcours à rebours des particules virtuelles d'eau a été simulé en périphérie des cellules auxquelles ont été assignés les forages pour la détermination de l'aire d'alimentation.

4.3.3.7.1. Paramètres d'entrée du module

Deux paramètres sont à prendre en compte dans la délimitation des aires d'alimentation et de protection des ouvrages de captage : le rayon autour des forages et le temps de parcours de l'eau.

Le maillage autour des forages est de type triangulaire ; ce qui le rend irrégulier. Pour faciliter la détermination du rayon de captage, on a fait varier le rayon autour du forage jusqu'à 1500 m. A l'aide de ce rayon, l'aire d'alimentation des ouvrages a été délimitée. Le temps de parcours de l'eau (isochrone) correspond au temps que met une particule virtuelle d'eau de son point d'infiltration jusqu'au point de captage. A partir des isochrones, les périmètres de protection rapprochée et éloignée ont été déterminés. Les isochrones de 60 jours et de 10 ans ont permis de déterminer respectivement les périmètres de protection rapprochée et éloignée. Les

isochrones de 60 jours prennent en compte les polluants microbiologiques : un temps de transfert de 60 jours permettant la disparition des bactéries pathogènes (Rasmussen et Rouleau, 2003). Ainsi, en établissant la distance parcourue par les eaux souterraines en 60 jours pour une zone donnée, on peut définir une zone à partir du point d'abstraction où on a les rayons du périmètre de protection rapprochée (figure 29). Les périmètres de protection éloignée ont été définis par la zone de contribution dans son ensemble pour les contaminants persistants (comme les pesticides entre autres). Les isochrones de 10 ans vont permettre l'élimination de ces contaminants. Les valeurs de ces périmètres et leurs superficies ont été déterminés sous ArcGis à partir des pathlines et des isochrones.

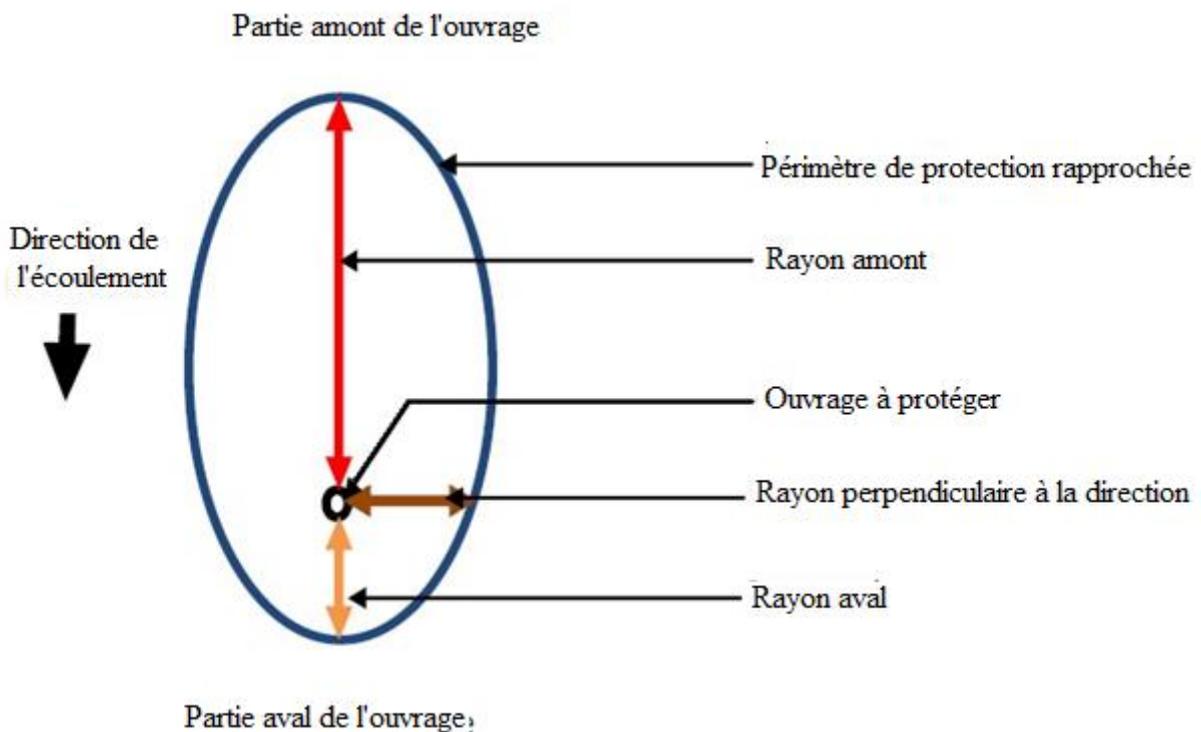


Figure 29 : Représentation des périmètres de protection (Krijgsman et Lobo-Ferreira, 2001)

Conclusion partielle

Ce chapitre a présenté plusieurs méthodes nécessaires à la réalisation de ce travail. La démarche adoptée a débuté par une étude hydrochimique qui va permettre de caractériser les eaux de la région, de déterminer les familles d'eaux, de déceler les mécanismes à l'origine de la minéralisation de ces eaux et d'estimer la qualité de ces eaux à partir du calcul de l'indice de qualité des eaux (IQE). Ensuite, pour anticiper sur une éventuelle pollution des nappes, en raison de l'intensification de l'agriculture dans la région, la deuxième phase a consisté à cartographier la vulnérabilité des aquifères à la pollution, à partir de la méthode PaPRI. Enfin,

Deuxième partie : matériel et méthodes

la troisième phase a consisté à simuler les périmètres de protections des ouvrages fictifs. La mise en œuvre de toutes les méthodes présentées a permis d'obtenir des résultats. La présentation et l'analyse aussi bien que la discussion de ceux-ci fait l'objet de la troisième partie du mémoire.

**TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET
DISCUSSION**

CHAPITRE 5 : QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX SOUTERRAINES DU BASSIN VERSANT DE LA LOBO

5.1. Résultats des analyses physico-chimiques des eaux

Les balances ioniques calculées à partir des teneurs en ions majeurs dosés sont inférieures à 5% dans leur majorité ; ce qui témoigne d'une fiabilité suffisante des données d'analyse de laboratoire et par conséquent des interprétations qui en découlent. Les résultats des analyses physico-chimiques des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé sont consignés dans les tableaux XIII et XIV :

Tableau XIII : Caractéristiques physiques et chimiques des eaux échantillonnées (Puits et Forages) sur les 40 points en saison pluvieuse

Type d'eau	Eaux de Forage			Eaux de Puits			Directives OMS (2017)
	Min	Moy $\pm \alpha$	Max	Min	Moy $\pm \alpha$	Max	
T°C	25,7	27,64 \pm 1,03	29,9	26,1	27,79 \pm 0,85	29,1	25
pH	4,99	6,23 \pm 0,55	7,06	4,29	5,62 \pm 0,70	6,61	6,5 – 8,5
Eh (mV)	14,6	259,26 \pm 107,80	361,2	262,9	322,8 \pm 42,78	413,3	-
Cond (μ S/cm)	74,5	359,94 \pm 304,04	1627	45	239,97 \pm 187,09	797	400
O ₂ (mg/L)	1,39	4,32 \pm 1,54	6,95	1,66	4,06 \pm 1,27	5,7	5
Ca ²⁺ (mg/L)	4,8	43,16 \pm 34,87	147	2,02	18,69 \pm 17,54	56,4	100
Mg ²⁺ (mg/L)	2,76	21,05 \pm 18,38	56,87	-	8,73 \pm 8,37	32,01	50
K ⁺ (mg/L)	2,6	9,65 \pm 11,60	46	1,03	9,66 \pm 7,93	25,6	12
Na ⁺ (mg/L)	2,94	20,67 \pm 8,72	33,7	2,24	19,64 \pm 9,72	36,2	200
Cl ⁻ (mg/L)	2	35,77 \pm 29,26	115	5	30,88 \pm 21,67	73	200
HCO ₃ ⁻ (mg/L)	1,2	45,72 \pm 29,98	90,4	0	48,66 \pm 55,92	234,8	65 - 160
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	0	23,96 \pm 48,07	224,8	0	7,58 \pm 10,33	38,73	250
NO ₃ ⁻ (mg/L)	1,2	21,48 \pm 21,16	99	3,9	24,23, \pm 21,25	81	50
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0	0,82 \pm 0,67	2,43	0	0,39 \pm 0,43	1,61	0,2
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0	0,08 \pm 0,19	0,72	0	0,03 \pm 0,03	0,1	3
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0	0,22 \pm 0,31	1,45	0	0,33 \pm 0,41	1,5	0,5
Fe ²⁺ (mg/L)	0	0,97 \pm 2,44	12,8	0	0,47 \pm 0,76	2,6	0,3
Mn ²⁺ (mg/L)	0	0,1 \pm 0,12	0,41	0	0,11 \pm 0,17	0,66	0,05
Zn ²⁺ (mg/L)	0	0,03 \pm 0,06	0,24	0	0,03 \pm 0,07	0,29	3

Tableau XIV : Caractéristiques physiques et chimiques des eaux échantillonnées (puits et forages) sur les 40 points en saison sèche

Type d'eau	Eaux de Forage			Eaux de Puits			Directives OMS (2017)
	Min	Moy $\pm \alpha$	Max	Min	Moy $\pm \alpha$	Max	
T°C	24,4	28 \pm 1,29	30,2	27,5	28,52 \pm 0,84	30,5	25
pH	4,91	6,2 \pm 0,58	7,05	4,3	5,48 \pm 0,7	6,53	6,5 – 8,5
Eh (mV)	-4,4	233,8 \pm 106,01	369,6	263,1	313,87 \pm 45,19	424,3	-
Cond (μ S/cm)	92,1	398,4 \pm 265,80	1294	37,9	240,73 \pm 180,98	725	400
O ₂ (mg/L)	1,83	3,8 \pm 1,21	6,08	2,89	3,9 \pm 0,8	5,61	5
Ca ²⁺ (mg/L)	0,8	50,83 \pm 40,62	158,4	0,8	17,96 \pm 12,30	41	100
Mg ²⁺ (mg/L)	0,24	16,9 \pm 17,52	58,32	0,24	6,46 \pm 6,88	19,2	50
K ⁺ (mg/L)	1,5	8 \pm 10,46	56,3	1,2	8,47 \pm 9,25	28,6	12
Cl ⁻ (mg/L)	5,1	33,3 \pm 32,55	137,4	3,3	34,84 \pm 46,7	193,1	200
Na ⁺ (mg/L)	5,1	21,73 \pm 8,38	34,9	3,8	16,99 \pm 11,47	38,8	200
HCO ₃ ⁻ (mg/L)	5,6	95,9 \pm 98,96	339,1	0,2	30,30 \pm 58,47	234,8	65 - 160
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	1	13,8 \pm 21,79	79	1	3,4 \pm 2,5	11	250
NO ₃ ⁻ (mg/L)	3,2	35,2 \pm 40,57	152	0	27,43 \pm 27,6	88,1	50
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,03	0,35 \pm 0,32	1,05	0,03	0,35 \pm 0,34	1,09	0,2
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,01	0,1 \pm 0,15	0,8	0,02	0,03 \pm 0,01	0,07	3
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0	0,09 \pm 0,08	0,26	0	0,09 \pm 0,1	0,33	0,5
Fe ²⁺ (mg/L)	0,01	0,73 \pm 0,93	3,35	0,05	0,9 \pm 1,05	3,82	0,3
Mn ²⁺ (mg/L)	0	0,4 \pm 0,84	4,2	0	0,5 \pm 0,9	3,8	0,05
Zn ²⁺ (mg/L)	0	0,1 \pm 0,07	0,37	0	0,06 \pm 0,08	0,36	3

5.1.1 Analyse des paramètres physico-chimiques mesurés *in situ*

- **Température des eaux**

Les températures enregistrées dans les eaux de la région varient de 24,4 à 30,5°C pour les deux saisons. Les puits affichent des températures variant de 26,1 à 29,1°C pour la saison pluvieuse et de 27,5 à 30,5°C pour la saison sèche, avec une moyenne thermique respective de 27,79°C et de 28,52. Les forages, quant à eux affichent les températures variant de 25,7 à 29,9°C pour une moyenne de 27,64°C pour la saison pluvieuse et de 24,4 à 30,2°C pour la saison sèche avec une moyenne de 28°C (tableau XV). Les moyennes de températures dans les eaux sont sensiblement les mêmes dans les deux types d'eaux (supérieure à 25°C).

Tableau XV : Variation spatio-temporelle de la température des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo

T°C	Saison pluvieuse			Saison sèche		
	Min	Moy $\pm \alpha$	Max	Min	Moy $\pm \alpha$	Max
Eaux de forages	25,7	27,64 \pm 1,03	29,9	24,4	28 \pm 1,29	30,2
Eaux de puits	26,1	27,79 \pm 0,85	29,1	27,5	28,52 \pm 0,84	30,5
Directives de l'OMS	25 à 30					

- **pH des eaux**

Le tableau XVI présente la variation du pH des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo pendant les deux saisons (pluvieuse et sèche). Les mesures donnent des valeurs de pH comprises entre 4,29 et 7,06 unités pH, avec des moyennes de 5,62 et de 5,48 respectivement pendant la saison pluvieuse et la saison sèche. Ces moyennes sont de 6,23 et 6,2 pour les forages pendant ces mêmes saisons. Les eaux dans leur ensemble sont acides avec les valeurs moyennes de pH situées hors de la gamme normale retenue par l’OMS et ce, toutes saisons confondues.

Tableau XVI : Variation spatio-temporelle du pH des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo

pH	Saison pluvieuse			Saison sèche		
	Min	Moy $\pm\alpha$	Max	Min	Moy $\pm\alpha$	Max
Eaux de forages	4,99	6,23 \pm 0,55	7,06	4,91	6,2 \pm 0,58	7,05
Eaux de puits	4,29	5,62 \pm 0,70	6,61	4,3	5,48 \pm 0,7	6,53
Directives de l’OMS	6,5 \leq pH \leq 8,5					

- **Conductivité des eaux**

La conductivité électrique qui reflète le niveau de minéralisation des eaux varie d’une matrice hydrique à une autre. Les eaux de forages affichent une conductivité comprise entre 74,5 et 1627 μ S/cm avec une moyenne de 359,94 μ S/cm et entre 92,1 et 1294 μ S/cm avec une moyenne de 398,4 respectivement pendant la saison pluvieuse et en saison sèche. Pour les mêmes saisons, les eaux de puits enregistrent des conductivités variant de 45 à 797 μ S/cm avec une moyenne de 239,97 μ S/cm et de 37,9 à 725 μ S/cm avec une moyenne de 240,73 μ S/cm. Les eaux de la région sont caractérisées dans l’ensemble par une faible conductivité. (Tableau XVII).

Tableau XVII : Variation spatio-temporelle de conductivité électrique des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo

CE (μ S/cm)	Saison pluvieuse			Saison sèche		
	Min	Moy $\pm\alpha$	Max	Min	Moy $\pm\alpha$	Max
Eaux de forages	74,5	359,94 \pm 304,04	1627	92,1	398,4 \pm 265,80	1294
Eaux de puits	45	239,97 \pm 187,09	797	37,9	240,73 \pm 180,98	725
Directives de l’OMS	180 \leq C.E. \leq 400					

- **Oxygène dissous des eaux**

Les concentrations de l’oxygène dissous varient de 1,39 à 6,95 mg/L durant la saison pluvieuse avec une moyenne de 4,32 pour les forages et 4,06 pour les puits. Pendant la saison sèche les concentrations varient de 1,83 à 6,08 avec une moyenne de 3,8. Ces valeurs moyennes sont non conformes aux directives de l’OMS qui est de 5 mg/L (tableau XVIII).

Tableau XVIII : Variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo

O ₂ (mg/L)	Saison pluvieuse			Saison sèche		
	Min	Moy ± α	Max	Min	Moy ± α	Max
Eaux de forages	1,39	4,32 ± 1,54	6,95	1,83	3,8 ± 1,21	6,08
Eaux de puits	1,66	4,06 ± 1,27	5,7	2,89	3,9 ± 0,8	5,61
Directives de l'OMS	OD ≤ 5					

5.1.2 Analyse des éléments chimiques

- **Cations majeurs**

Parmi les cations majeurs, le calcium s'affiche comme l'élément dominant, ensuite vient le sodium, puis le magnésium et enfin le potassium pour les forages. Au niveau des puits, le sodium est prédominant, ensuite le calcium, puis le potassium et enfin le magnésium. Les valeurs moyennes des cations majeurs sont conformes aux directives de l'OMS (2017) pour l'eau destinée à la consommation humaine et ce, pour les deux saisons confondues (figure 30).

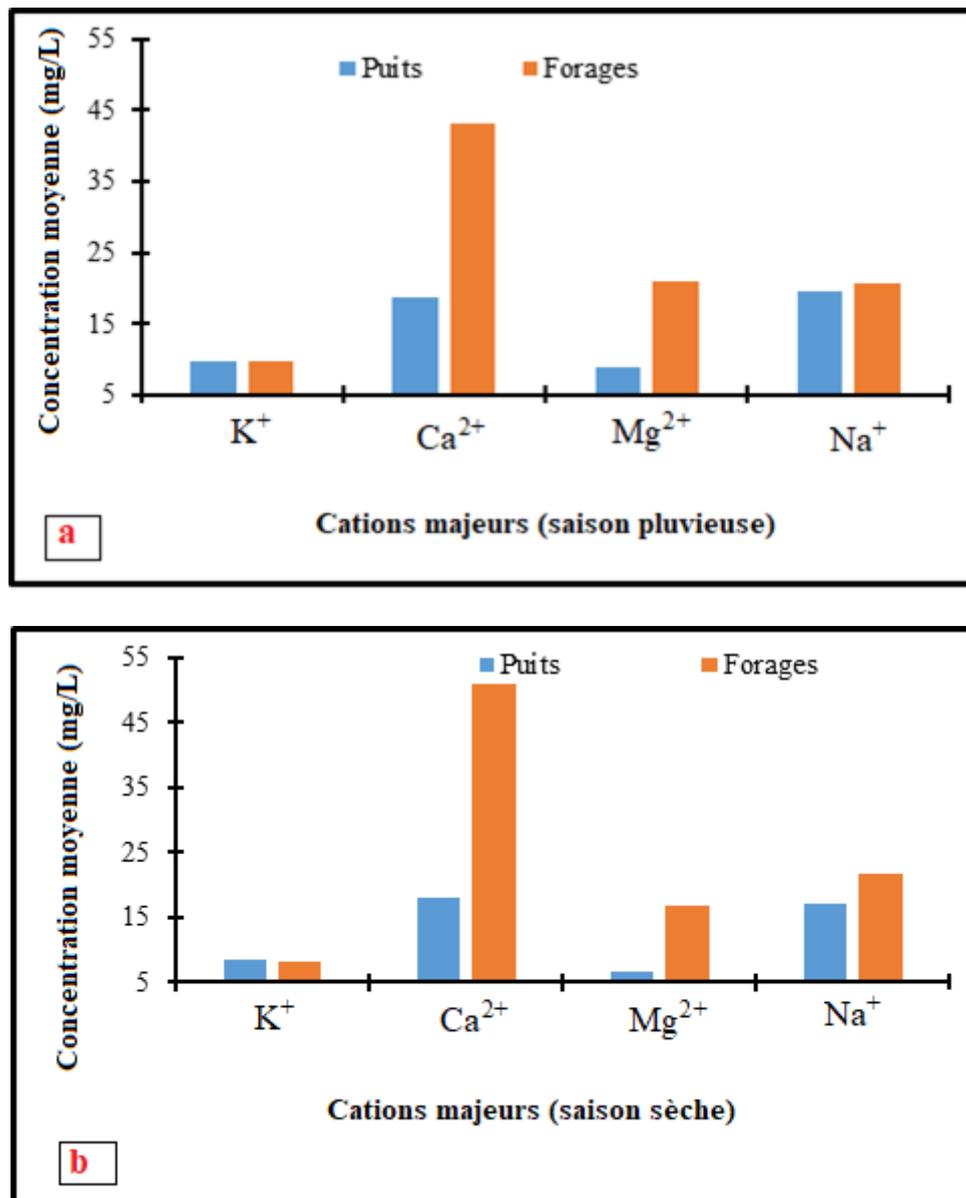


Figure 30 : Variation spatio-temporelle des cations majeurs des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo : (a) saison pluvieuse et (b) saison sèche

- **Anions majeurs**

Les teneurs des anions majeurs pour les deux types de nappe montrent une prédominance des ions hydrogencarbonates, suivi des ions chlorures et des ions sulfates enfin aussi bien en saison pluvieuse qu'en saison sèche. Les valeurs moyennes de ces ions respectent les directives de l'OMS (2017) fixées pour l'eau de boisson (figure 31).

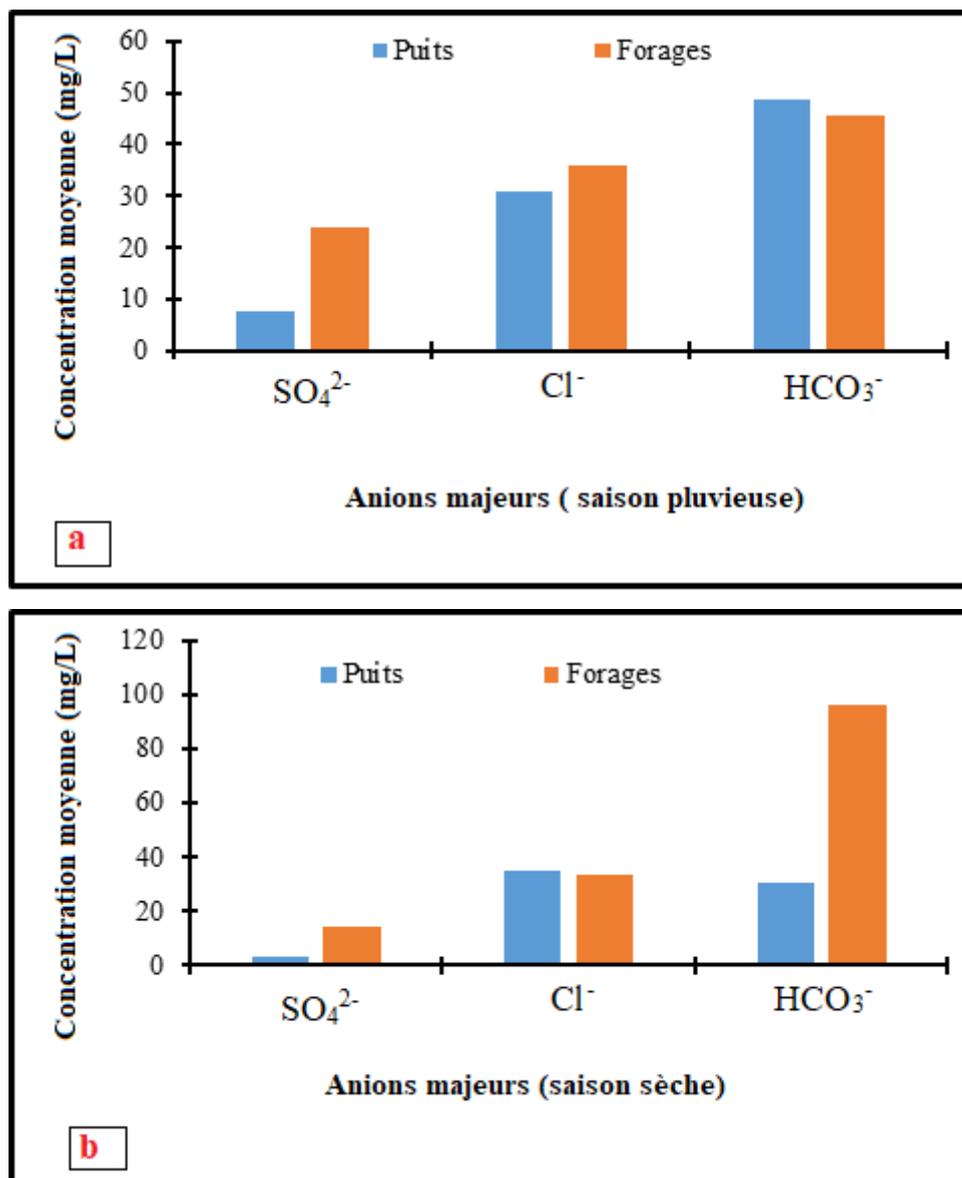


Figure 31 : Variation spatio-temporelle des anions majeurs des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo : (a) saison pluvieuse et (b) saison sèche

- **Sels nutritifs**

Au niveau des sels nutritifs, le nitrate se présente comme l'élément dominant, ensuite vient le phosphate, puis l'ammonium et enfin le nitrite pendant les deux saisons. Exceptée la valeur moyenne du phosphate qui n'est pas conforme aux directives de l'OMS (2017), les moyennes des autres ions respectent ces directives (figure 32).

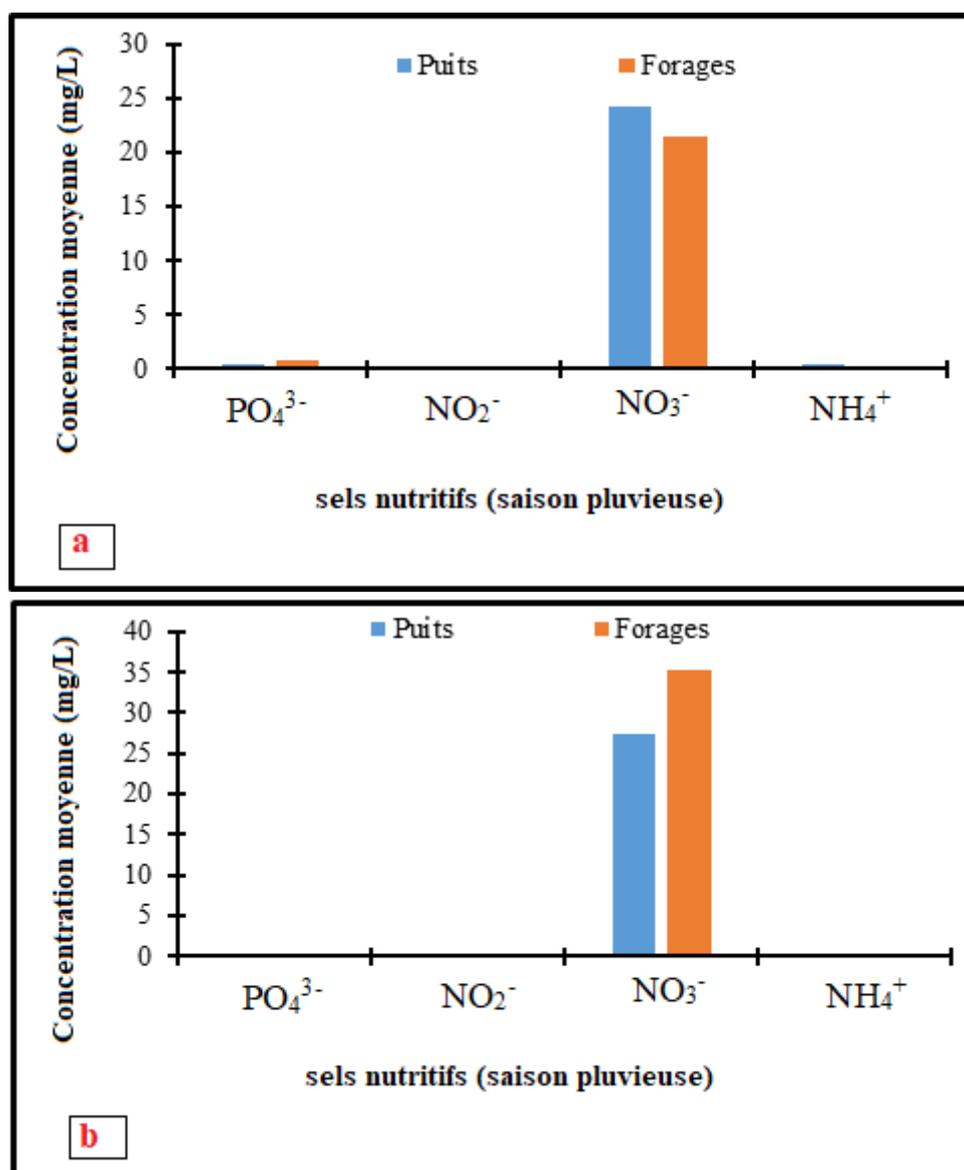


Figure 32 : Variation spatio-temporelle des sels nutritifs des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo : (a) saison pluvieuse et (b) saison sèche

- **Éléments traces métalliques**

La figure 33 présente la prédominance des éléments traces métalliques des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé. Parmi ces éléments, le Fer est le plus abondant, ensuite vient le Manganèse et enfin le Zinc pour les deux types de nappes pendant les deux saisons confondues. Les valeurs moyennes de ces éléments sont supérieures aux directives de l’OMS (2017) sauf le zinc qui a une valeur moyenne conforme à celles-ci.

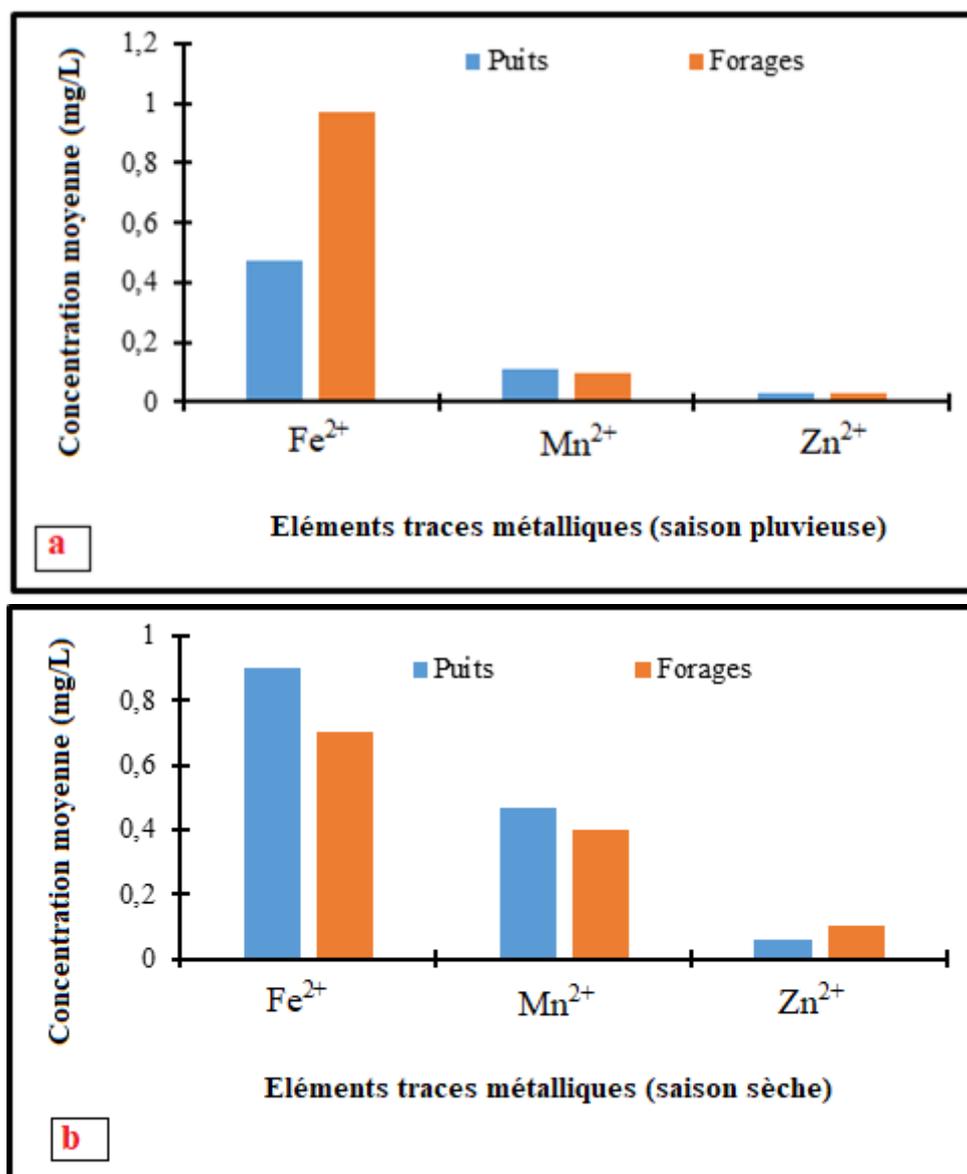


Figure 33 : Variation spatio-temporelle des éléments traces métalliques eaux souterraines du bassin versant de la Lobo : (a) saison pluvieuse et (b) saison sèche

5.2. Faciès hydrochimiques des réservoirs hydriques

L'analyse du diagramme de Piper portant sur les compositions chimiques révèle que les eaux souterraines du bassin versant de la Lobo sont dominées par les eaux chlorurées sulfatées calco-magnésienne suivies des eaux chlorurées sodi-potassiques pour les nappes d'altérites et des eaux hydrogencarbonatées calco-magnésienne pour les nappes de socle fissuré. Au niveau de ces eaux, les ions Cl⁻ sont les plus importants parmi les anions (figure 34).

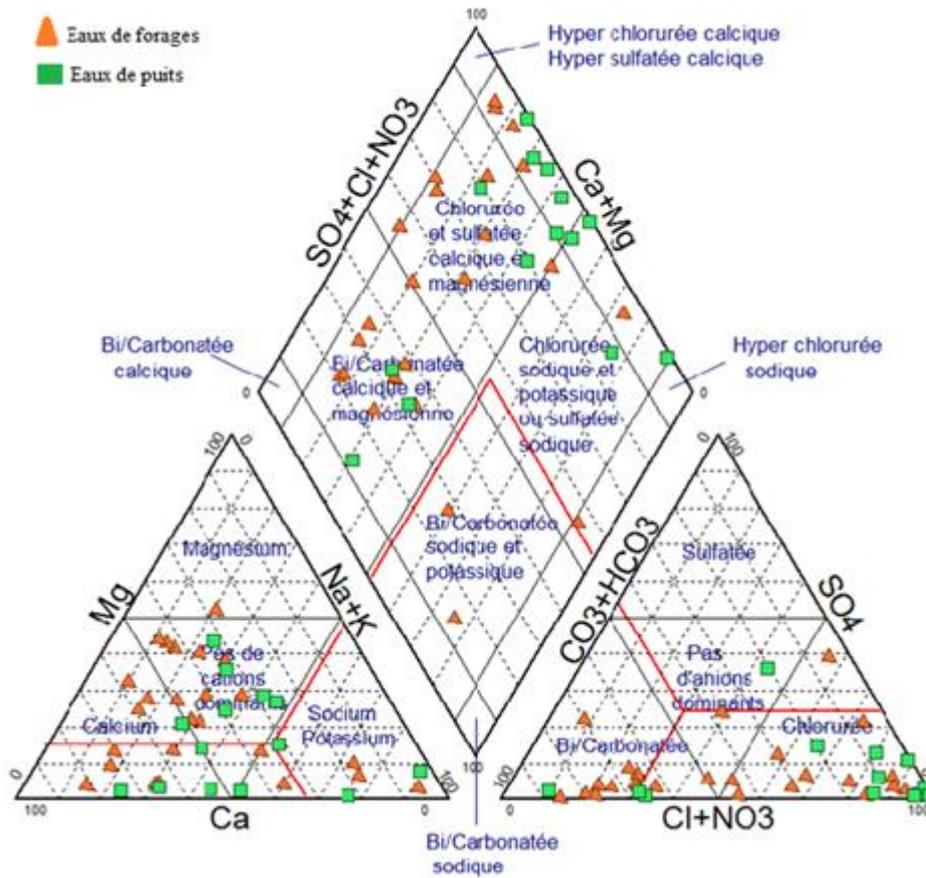


Figure 34 : Projection des eaux souterraines dans le diagramme de Piper

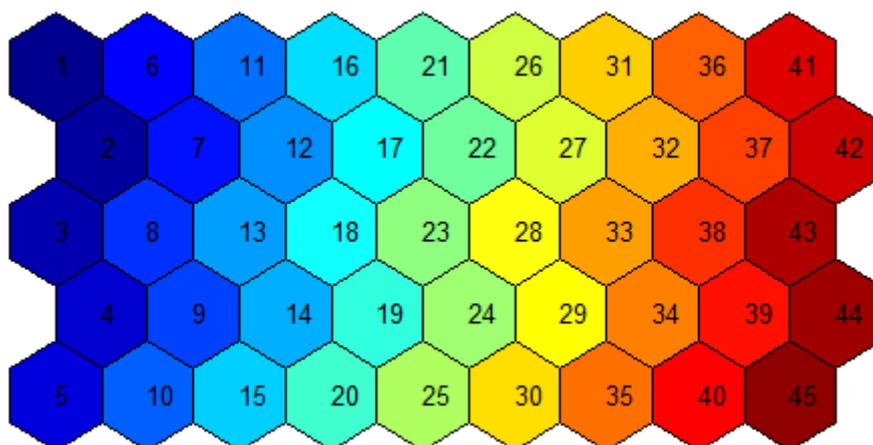
5.3. Application des SOM (Self Organizing Maps) aux paramètres physicochimiques

5.3.1. Taille de la carte de Kohonen

Les données obtenues regroupant les 19 paramètres physico-chimiques ($T^{\circ}\text{C}$, pH, Eh, CE, O_2 , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , NO_3^- ; HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Zn^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+}) ont été analysées à l'aide de l'approche statistique des réseaux de neurones de Kohonen. En se basant sur les erreurs de quantification (EQ) et de topographie (ET) c'est-à-dire les deux types d'erreurs minimum (tableau XIX), une carte de Kohonen de 45 cellules (5 lignes \times 9 colonnes) est choisie pour projeter les 80 échantillons d'eaux souterraines dont 40 en saison sèche et 40 en saison pluvieuse soit (30 puits et 50 forages) (figure 35). Cette carte a été obtenue après plusieurs itérations pendant la phase d'apprentissage.

Tableau XIX : Estimation des erreurs de quantification et topologie des différentes tailles de cartes de Kohonen (la matrice retenue est en gras) des deux saisons.

Taille de la carte	EQ	ET
9x5	0,560	0,000
5x9	0,554	0,000
8x6	0,549	0,013

**Figure 35** : Carte de Kohonen pour l'ensemble des puits échantillonnés

5.3.2. Classification hiérarchique ascendante de la carte de Kohonen

Le dendrogramme issu de la classification hiérarchique ascendante a permis de regrouper l'ensemble des échantillons d'eaux souterraines en quatre groupes sur une distance euclidienne de 1 (figure 36). Cette distance permet de rassembler les cellules par paire de groupes ayant les mêmes ascendants donc une forte relation.

Troisième partie : résultats et discussion

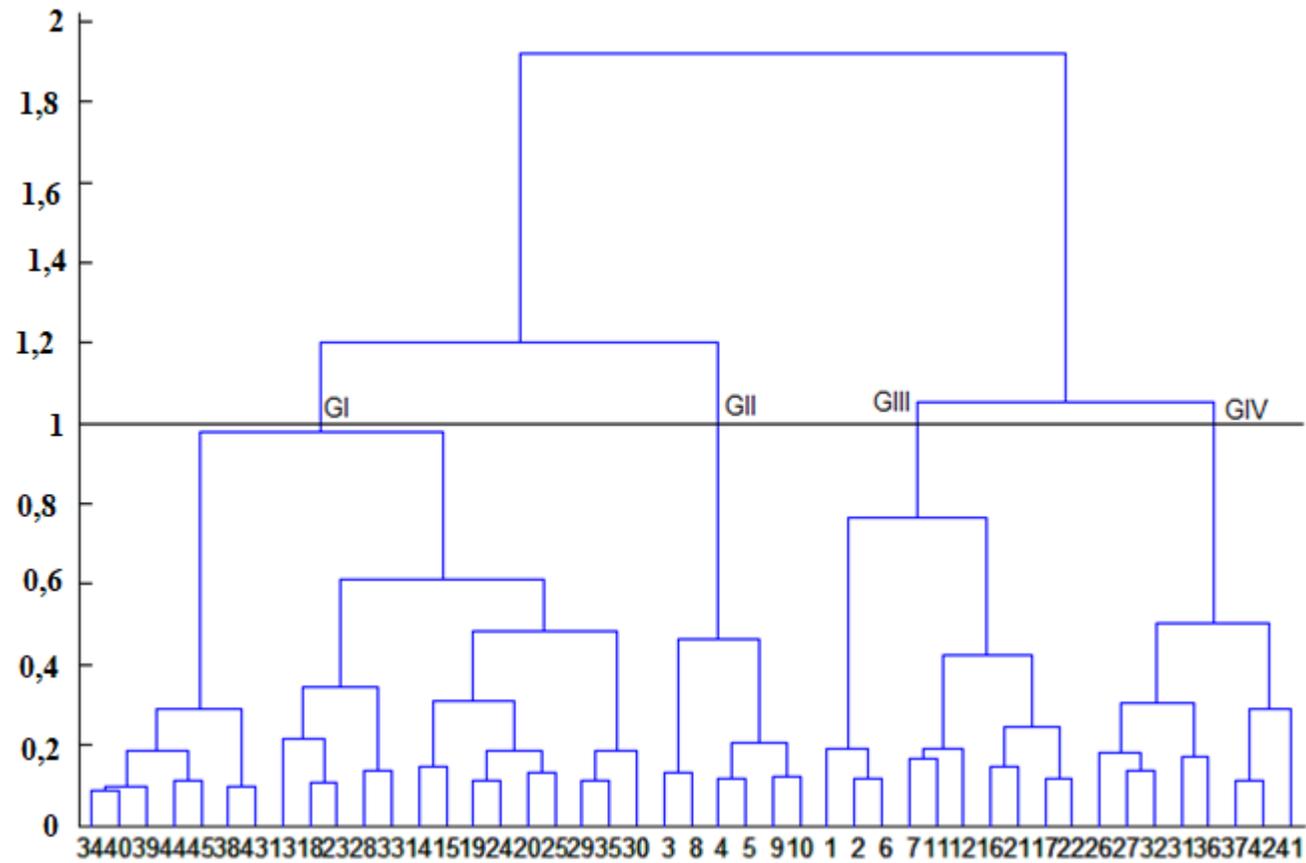
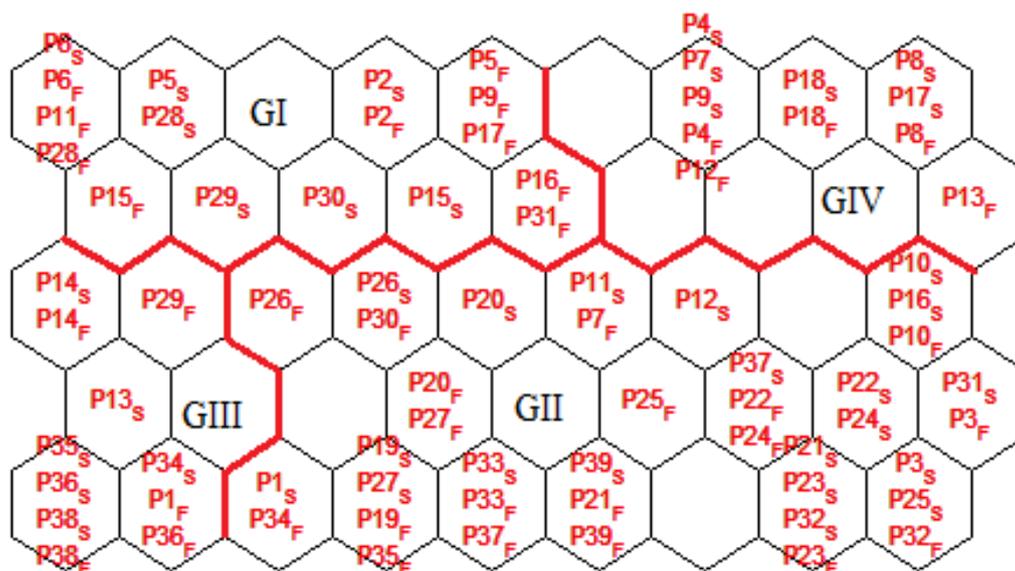


Figure 36 : Dendrogramme de classification hiérarchique ascendante des cellules de la carte de Kohonen sur la base des paramètres physico-chimiques des eaux.

5.3.3. Répartition et dénombrement des échantillons d'eau sur la carte de Kohonen

Les cartes de distribution (distribution maps), issues de la carte de Kohonen permettent de visualiser la répartition des échantillons des différents groupes générés à partir des dendrogrammes à une distance euclidienne de 1 en fonction des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines (figure 37).



P1_s-P25_s : Forages

P26_s-P40_s : Puits

} Saison pluvieuse

P1_F-P25_F : Forages

P26_F-P40_F : Puits

} Saison sèche

Figure 37 : Répartition des groupes d'échantillons d'eau des deux saisons sur la carte de Kohonen

Sur un effectif de 80 échantillons d'eaux, on remarque que le groupe IV apparaît homogène et se caractérise par le regroupement d'eaux de forage. Les autres groupes (I, II et III) sont plus ou moins hétérogènes car constitués à la fois d'échantillons de puits et de forages dont les proportions varient d'un groupe à un autre (tableau XX).

Tableau XX : Dénombrement des échantillons des eaux de puits et de forages par groupe sur la carte de Kohonen des deux saisons

Groupe	Echantillon Total	% Puits	% Forages
I	17	29	71
II	39	41	59
III	11	64	36
IV	11	00	100

5.3.4. Différenciation et particularités physico-chimiques des eaux

La figure 38 présente les poids des 20 paramètres physicochimiques considérés dans les groupages de chaque unité définie par l'analyse de classification hiérarchique utilisée.

Le tableau XXI présente l'importance des paramètres physico-chimiques dans la classification des points d'échantillonnages et montre les groupes d'eau ayant des paramètres de pollution et des éléments d'altération élevés. A travers ce tableau, nous pouvons dire que les groupes II et III se discriminent par de fortes concentrations des paramètres Na^+ , PO_4^{3-} , Mn^{2+} et NO_3^- . Quant au groupe I, il se particularise par des valeurs élevées des paramètres Cond, Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} et Fe^{2+} tandis que le groupe IV se discrimine par des valeurs élevées des paramètres tels que : Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} et PO_4^{3-} .

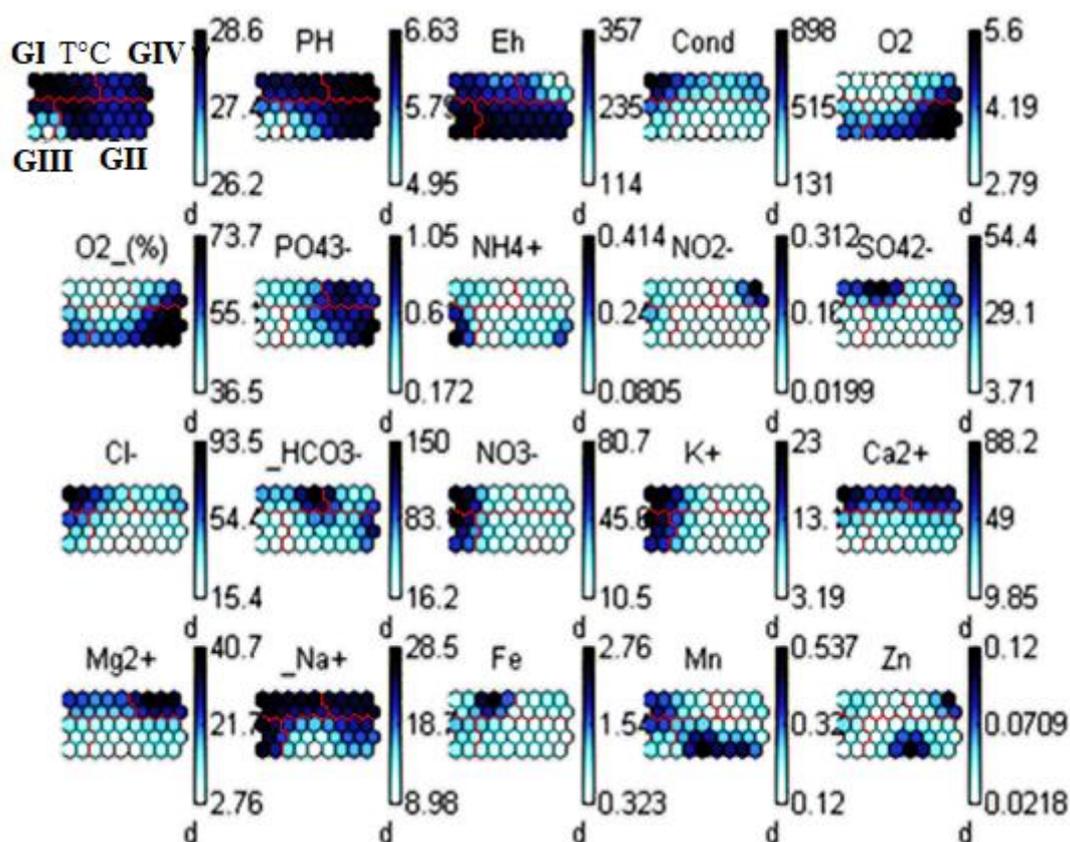


Figure 38 : Gradients de valeur de chaque paramètre physico-chimique dans la définition des groupes sur la carte de Kohonen (d = échelle ; couleur foncée = poids très fort ; couleur peu foncée = poids fort ; couleur moins claire = poids moyen ; couleur claire = poids faible)

Troisième partie : résultats et discussion

Tableau XXI : Différenciation physico-chimique des groupes d'eau

Groupe	Cond	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁺	NH ₄ ⁺	Mn ²⁺	Fe ²⁺	Zn ²⁺
I	+++	++++	+++	++	+++	+++	+++	+++	++	+	+	+	+	+++	+
II	+	+++	+	+	+	+	+	+	+	+	+++	+	+++	+	++
III	+	+++	+++	+	+	+	+++	+	+	+	++	++	+	+	+
IV	++	++++	+	+++	+++	+	+	+	+	++	+++	+	+	+	+

Intensité des paramètres physicochimiques ((+) = faible, (++) = moyen, (+++) = fort et (++++) = très fort

5.4. Indice de qualité des eaux (IQE)

5.4.1. Indice de qualité des eaux de forages

Les valeurs de l'indice de qualité des eaux (IQE) obtenues dans les eaux de forages sont comprises entre 31,9 à Sikaboutou et 560,01 à Gnamienkro et entre 27,74 à Bouhitafla et 372,07 à PK11 respectivement pendant la saison sèche et la saison pluvieuse (tableau XXII). L'analyse des résultats montrent que la qualité des eaux étudiées varie d'excellente à impropre à la boisson.

Tableau XXII : Résultats du calcul des indices de qualité des eaux de forages

Forages	Saison sèche		Saison pluvieuse	
	IQE (%)	Qualité de l'eau	IQE (%)	Qualité de l'eau
Bouhitafla	47,89	Excellente	27,74	Excellente
PK11	167,19	Médiocre	372,07	Impropre
Banoufla	65,43	Bonne	137,01	Médiocre
Botifla	58,08	Bonne	104,6	Médiocre
Vrouo1	84,42	Bonne	104,4	Médiocre
Gbena	113,43	Médiocre	87,63	Bonne
Vrouo 2	49,5	Excellente	100,7	Médiocre
Agballokokro	97,77	Bonne	103,93	Médiocre
Belleville	49,53	Excellente	52,16	Bonne
Sokoura	70,51	Bonne	89,47	Bonne
Alloukro	168,73	Médiocre	119,62	Médiocre
Dedafla 2	70,73	Bonne	81,62	Bonne
Ketrobassam	148,38	Médiocre	94,03	Bonne
Zoukouboué ecole	113,33	Bonne	155	Médiocre
Pelezi	274,62	Mauvaise	51,45	Bonne
Yala	60,65	Bonne	78,54	Bonne
Mignoré	81,95	Bonne	70,55	Bonne
Vaafila	174,9	Médiocre	52,77	Bonne
Gregbeu	89,91	Bonne	29,85	Excellente
Monokozohi	69,73	Médiocre	69,83	Bonne
Yacouba carref	77,32	Bonne	35,21	Excellente
Kouadiokro	58,1	Bonne	51,2	Bonne
Gnamienkro	560,01	Impropre	76,57	Bonne
Bouama	38,01	Excellente	39,93	Excellente
Sikaboutou	31,9	Excellente	79,18	Bonne

La figure 39 illustre la répartition des classes d'eaux de forages. Pendant la saison sèche, les eaux de qualité excellente (IQE<50) représentent 20% des eaux étudiées. Les classes bonne (50<IQE<100), médiocre (100<IQE<200), mauvaise qualité (200<IQE<300) et impropre à la consommation (IQE> 300) correspondent respectivement à 48%, 24%, 4% et 4% de l'ensemble des eaux étudiées. Quant à la saison pluvieuse, les eaux de qualité excellente, de bonne qualité,

de qualités mauvaise et impropre occupent successivement 16%, 52%, 28% et 4%. La majorité (68%) des eaux étudiées a un indice IQE inférieur à 100 qui représente la limite supérieure des eaux de bonne qualité. Le même constat est fait en saison pluvieuse. Il faut signaler que le taux des eaux de qualité excellente en saison sèche a baissé drastiquement en saison pluvieuse pendant que le taux des eaux de mauvaise qualité a augmenté en saison pluvieuse.

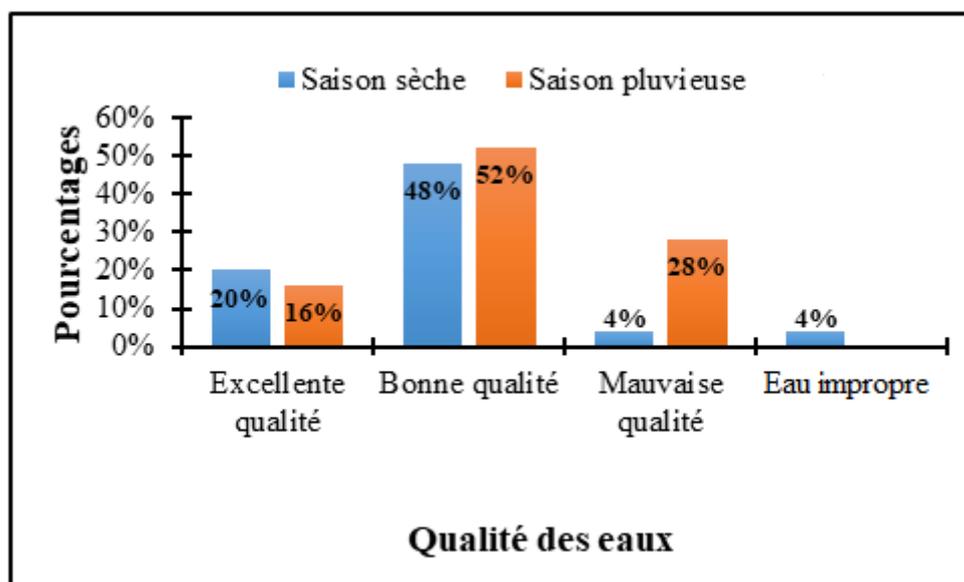


Figure 39 : Pourcentage des différentes classes d'eaux de forages

5.4.2. Indice de qualité des eaux de puits

Le tableau XXIII montre les valeurs de IQE obtenues dans les eaux de puits. Ces valeurs sont comprises entre 31 à Tapeguhé et 660,2 à Zorofla et entre 20,55 à Belleville Ecole et 123,79 à Château respectivement pendant la saison sèche et la saison pluvieuse. L'analyse des résultats montrent que la qualité des eaux étudiées varie d'excellente à médiocre à la boisson.

Tableau XXIII : Résultats du calcul des indices de qualité des eaux de puits

Puits	Saison sèche		Saison pluvieuse	
	IQE (%)	Qualité de l'eau	IQE (%)	Qualité de l'eau
Trafla	96,01	Bonne	33,91	Excellente
Dananon	176,07	Médiocre	28,39	Excellente
Brazra	127,05	Médiocre	79,72	Bonne
Tiahouo	135,78	Médiocre	117,49	Médiocre
Teneforo	62,83	Bonne	111,02	Médiocre
Soumaihlakro/Galafra	96,27	Bonne	80,87	Bonne
Keibla	59,14	Bonne	62,55	Bonne
Belleville Ecole	77,75	Bonne	20,55	Excellente
Djarabana	103,91	Médiocre	26,32	Excellente
Château	78,09	Bonne	123,79	Médiocre
Banoufla	49,08	Excellente	74,52	Bonne
Zorofla	660,2	Impropre	70,22	Bonne
Youedoula	177,34	Médiocre	56,21	Bonne
Tapeguhé	31	Excellente	53,14	Bonne
Gbokora	42,53	Excellente	81,05	Bonne

Pour les puits, les eaux de qualité excellente ($IQE < 50$) et de bonne qualité ($50 < IQE < 100$) représentent respectivement 20% et 40% des eaux étudiées, ensuite les eaux de qualité médiocre ($100 < IQE < 200$) quant à elles correspondent à 33% et enfin 7% pour celles impropre ($IQE > 300$) à la consommation humaine pendant la saison sèche. Pendant la saison pluvieuse, les eaux de qualités excellente et bonne dominent la zone suivie des eaux de qualités médiocre qui ne représente que 20%. Dans l'ensemble plus de la moitié (60% et 80%) des eaux étudiées respectivement en saison sèche et en saison pluvieuse ont un indice IQE inférieur à 100 qui représente la limite supérieure des eaux de bonne qualité (figure 40).

**Figure 40** : Pourcentage des différentes classes d'eaux de Puits

5.4.3. Discussion

5.4.3.1. Paramètres physico-chimiques

Les eaux souterraines du bassin versant de la Lobo ont un pH moyen qui varie de 5,48 à 6,2 pour les deux saisons. Ces eaux sont légèrement acides. Cette acidité pourrait provenir de la décomposition de la matière organique végétale, avec la production de CO₂ dans les couches superficielles du sol sous l'action des activités biologiques. C'est une caractéristique des eaux des milieux cristallins et cristallophyllien comme l'ont constaté Kamagaté *et al.* (2011) sur le bassin versant du Bandama, Oga *et al.* (2009) et Mangoua *et al.* (2018) dans la région de Tiassalé, Ligban *et al.* (2009) dans le degré carré de Daloa, Eblin *et al.* (2014 b) dans la région d'Adiaké, Tampo *et al.* (2014) au Togo, Alassane *et al.* (2015) au Bénin et Heriarivony *et al.* (2015) à Madagascar. Les eaux étudiées présentent en moyenne une conductivité électrique variant de 239,97 à 398,4 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour les deux saisons. Ce résultat confère une faible minéralisation de façon générale des eaux souterraines de la région. En accord avec Kamagaté *et al.* (2011), cette faible minéralisation est à mettre en rapport avec la nature silicatée des matrices rocheuses traversées dont l'altération et la mise en solution des éléments chimiques sous forme ionique sont particulièrement lentes. En ce qui concerne les ions majeurs, ils sont tous à des teneurs conformes aux directives admises par l'OMS pour les eaux de consommation humaine. Bien que le calcium (Ca²⁺) soit le plus dominant, les teneurs observées restent inférieures à la valeur limite proposée par l'OMS. Selon Assié (2008), ces cations seraient libérés dans l'eau par les minéraux tels que l'épidote, le chlorite et les feldspaths (albite en particulier) qui composent les roches de la zone d'étude qui sont essentiellement constituées de métaarénites, métagrauwacke, metabasaltes. Les faibles teneurs en potassium observées ont déjà été révélées par plusieurs auteurs (Adiaffi, 2008 ; Ahoussi, 2008 ; De Lasme, 2013) dans les aquifères du socle ivoirien. Sawadogo (1984) a montré que ces faibles teneurs sont dues au fait que le potassium peut non seulement être absorbé par les plantes mais aussi intervenir dans la composition des minéraux néoformés comme indiqué par Soro (1987). De plus, pour White *et al.* (1999) le potassium est principalement libéré par les feldspaths alcalins et surtout la biotite. Pour ces auteurs, la quantité de potassium libérée dans les eaux est faible du fait du temps d'altération très court. A l'instar de certaines régions de la Côte d'Ivoire, les hydrogénocarbonates (HCO₃⁻) et les chlorures (Cl⁻) constituent les anions dominants des eaux étudiées. Les fortes teneurs en HCO₃⁻ proviendraient du couvert végétal. En effet, la région étant une zone de forêt dense sempervirente et ombrophile disposant encore d'un important tapis végétal, c'est vraisemblablement au cours de l'infiltration en profondeur des eaux de pluie

dans ces terrains que l'eau chargée de CO₂ va dissoudre les formations et s'enrichir en hydrogencarbonates (Adiaffi, 2008 ; Ahoussi, 2008 ; Kouadio, 2018). La principale source de production des ions chlorures dans les eaux souterraines reste les eaux de pluie. Cependant, pour les eaux de puits, une origine anthropique est fort possible du fait du positionnement parfois trop rapproché de ces ouvrages des fosses septiques villageoises. En effet, selon Kouadio (2018), on peut également considérer une teneur élevée en Cl⁻, comme un indice de pollution de contamination fécale, animale ou humaine. L'urine humaine contient en effet en moyenne 11 g.L⁻¹ de NaCl. Parlant des sels nutritifs, nous constatons une dominance des ions nitrates. Cette forte teneur pourrait indiquer la contribution des activités anthropiques dans le processus de la minéralisation des eaux. D'un point de vue physico-chimique, les eaux souterraines étudiées respectent toutes les directives de l'OMS pour l'eau destinée à la consommation humaine à l'exception du phosphate, du fer et du manganèse. Les valeurs moyennes du phosphate oscillent entre 0,35 et 0,82 mg.L⁻¹. Selon Matini *et al.* (2009), la concentration en ions phosphates d'une eau souterraine ne doit pas excéder 0,2 mg.L⁻¹. Les fortes teneurs en ions phosphates pourraient être dues non seulement aux actions humaines telles que les rejets d'eaux résiduaires (déjections humaines, polyphosphates des lessives) mais aussi à la dissolution des roches cristallines essentiellement schisteuses (métasiltstones et métaarénites) birimiennes et des formations granitiques (métagranites, granitoïdes et granodiorites) de la zone d'étude (Kouakou, 2018). Quant au fer et au manganèse, leur teneur élevée dans les eaux pourrait être attribuée aux formations géologiques cristallines riches en biotite (granite à biotite) de la région comme l'ont signalé Mangoua *et al.* (2010) à l'Est et Ahoussi *et al.* (2013) dans l'Ouest montagneux de la Côte d'Ivoire et par Brenot *et al.* (2008) en Martinique. En effet, ces deux éléments confèrent à l'eau un goût désagréable, un aspect et une couleur rouge brun et marron noir. Cette situation contraint les populations rurales à se tourner vers d'autres sources d'approvisionnement dont les qualités bactériologiques et parasitologiques sont douteuses (Mangoua *et al.*, 2015), Ce qui peut avoir des conséquences graves sur la santé des populations.

5.4.3.2. Hydrofaciès

Le diagramme de Piper montre que la majeure partie des forages et puits étudiés ont des eaux Chlorurées Calcique et magnésiennes et chlorurées sodi-potassiques. Cela pourrait s'expliquer par le fait de la mobilité des ions calcium, magnésium et chlorure dû à l'hydrolyse acide des formations géologiques de la zone d'étude (Goné 2002).

5.4.3.3. Origines de la minéralisation

Les cartes de Kohonen montrent des rapprochements entre des points d'eaux et les paramètres physico-chimiques qui les lient ou les discriminent. Elles ont identifié deux groupes d'eaux dont l'un minoritaire (groupe homogène) et l'autre majoritaire (groupe hétérogène) indépendamment de la saison. L'apparition des groupes d'eaux homogènes formées d'eaux de même origine se traduirait par la présence probable de nappes isolées par endroit (Kamagaté, 2006 ; Kamagaté *et al.*, 2011). L'hétérogénéité traduite par la présence dans un même groupe d'eaux de nappes d'altérites et de nappes de socle montrerait que l'origine de l'eau et la nature de l'aquifère n'influencent pas significativement cette classification. Au regard des individus des quatre groupes des cartes de Kohonen, le regroupement des variables composées par la majorité des paramètres chimiques tels que Mg^{2+} , Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Cl^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , NH_4^- , NO_3^- pourraient indiquer plusieurs phénomènes de mise en solution des ions tels que les réactions d'oxydoréductions ensuite les apports liés aux activités anthropiques et surtout l'hydrolyse acide des minéraux de la roche. Les éléments fondamentaux (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+), présentent une évolution comparable à ceux observés dans les régions de Bongouanou, Dimbokro, Toumodi, Bouaké et Man (Mangoua *et al.*, 2015). Ces résultats sont similaires à ceux de Savané *et al.* (2001) et Jaunat (2012) qui ont travaillé respectivement dans le Nord-Ouest de la Côte d'Ivoire et sur le massif de l'Ursuya en France. L'observation de ces ions dans les eaux indiquerait des phénomènes de dissolution de la roche par les mécanismes d'hydrolyse acide des minéraux silicatés. Les travaux de Lasm *et al.* (2011), Brou *et al.* (2014) et Mangoua *et al.* (2015) effectués respectivement dans les régions de San Pedro, de M'bahiakro, et de Bondoukou ont abouti à des résultats similaires. Les fortes teneurs des paramètres tels que Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} pourraient indiquer la contribution des activités anthropiques dans le processus de la minéralisation des eaux. Les mêmes observations ont été faites dans les eaux souterraines en Inde par John *et al.* (2007) et au Ghana par Yidana (2010). En effet, selon ces auteurs les ions Cl^- , NO_3^- et SO_4^{2-} contenus dans les eaux souterraines proviennent des activités anthropiques et des horizons superficiels lessivés par les eaux d'infiltration. Le marquage des groupes I et II par les ions Mn^{2+} et Fe^{2+} montre que la minéralisation de ces eaux n'est pas seulement liée aux phénomènes d'hydrolyse des minéraux des roches et anthropique mais aussi au phénomène d'oxydo-réduction (Zobrist, 2001).

5.4.3.4. Indice de qualité

Le calcul des indices de qualité des eaux souterraines donne des résultats qui nous ont permis d'évaluer la qualité des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo. Ces résultats indiquent que les eaux souterraines du bassin sont dans l'ensemble de bonne qualité physico-chimique puisque leurs IQE sont inférieurs à 100 qui représente la limite supérieure des eaux de bonne qualité contre une petite partie de la zone supérieure à cette limite et ce, toute saison confondue. Cette mauvaise qualité serait due aux différentes concentrations élevées des paramètres chimiques présents dans les eaux de certains puits et forages (Douagui et *al.*, 2019). Ces paramètres sont entre autres le phosphate, le fer et le manganèse qui à fortes concentrations dans une eau de boisson supposent une contamination.

Conclusion partielle

Les caractéristiques physiques et chimiques des eaux des forages et puits du bassin versant de la Lobo montrent que les eaux sont légèrement acides et faiblement minéralisées dans l'ensemble. Les paramètres tels que NO_2^- , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- respectent les directives fixées par l'OMS. Cependant, pour ce qui concerne le PO_4^{3-} , les valeurs moyennes dépassent la directive de potabilité de l'OMS qui est de 0,2 mg/L. Le faciès chimique de ces eaux est majoritairement les eaux chlorurées calco-magnésien. Les résultats de l'analyse statistique montrent que la minéralisation des eaux est acquise par la dissolution de la roche au contact eau-roche (minéralisation-temps de séjour) par hydrolyse acide et par oxydo-réduction complétée par les apports superficiels d'éléments. Les eaux souterraines du bassin sont dans l'ensemble de bonne qualité physico-chimique comme l'indiquent les résultats des indices de qualité.

CHAPITRE 6 : ZONES A PROTEGER SUR LE BASSIN VERSANT DE LA LOBO A NIBEHIBE

6.1. Zones potentielles de stockage des eaux souterraines

6.1.1. Lithologie

L'analyse du faciès lithologique de la zone saturée de la nappe du bassin versant de la Lobo présente deux formations géologiques majeures inégalement réparties que sont : les schistes et les granites (figure 41a). Les granites qui occupent environ 6 160 km² soit 98% de la superficie de la nappe, sont les plus dominants. Ils se rencontrent dans la quasi-totalité du bassin versant. Les schistes (840 km²) sont les moins aperçus et représentent 2% de la zone saturée. Ils se rencontrent en générale dans la partie sud.

6.1.2. Densité de fracturation

Une analyse globale de cette carte permet de dire que le bassin versant de la Lobo est fortement fracturé et donc serait propice à l'infiltration. En effet, les classes moyenne, forte et très forte représentent environ 99% de la zone d'étude. Par contre, les zones de faible densité de fracturation n'occupent que 1% de la zone d'étude. Néanmoins, il faut souligner que les zones de très fortes densités de fracturation occupent environ 20% de la surface du bassin et semblent être réparties sur l'ensemble du bassin. La carte de densité de fracturation est une mesure de la longueur quantitative d'un élément linéaire exprimé dans une grille. La densité de fracturation d'une zone peut révéler indirectement les zones potentielles de stockage des eaux souterraines puisque la présence de fractures montre généralement une zone perméable (figure 41b).

6.1.3. Pente

La figure 41c montre que le bassin versant de la Lobo n'est généralement pas accidenté. Les pentes sont monotones et adoucies de façon à favoriser l'infiltration. En effet, les pentes de la région varient de 1 à 14%. Les pentes comprises entre 1 et 4% occupent presque la totalité de la zone d'étude et seraient favorables à l'infiltration (figure 41c). Ainsi, deux classes de potentialité de stockage des eaux souterraines en fonction des classes de pente dominent l'ensemble de la zone.

6.1.4. Densité de drainage

La carte de la densité de drainage révèle que les valeurs de densité varient de 0,8 à 13 km/km². Les classes de densité de drainage forte et très forte occupent environ 18% de la superficie totale

du bassin versant (figure 41d). Du point de vue de la recharge, les zones à très faible densité de drainage sont propices à une bonne recharge tandis que les zones de très forte densité de drainage ne le sont pas. Ainsi, les zones de faible densité de drainage et modérée occupent environ 82% de la superficie totale du bassin versant. Ces zones seraient favorables à une bonne infiltration donc propice à l'exploitation des eaux souterraines en raison du ruissellement de surface moins important.

6.1.5. Infiltration

L'analyse des hauteurs de pluie efficaces annuelles sur la période 2007-2016 donne une infiltration de 165 mm.an^{-1} , soit 12,46% de la pluie. Cette infiltration se fait sur toute la surface du bassin. La zone d'étude est couverte par une forte infiltration occupe 86% de la superficie totale du bassin. Donc la quasi-totalité du bassin est propice à une bonne infiltration (figure 41e).

Troisième partie : résultats et discussion

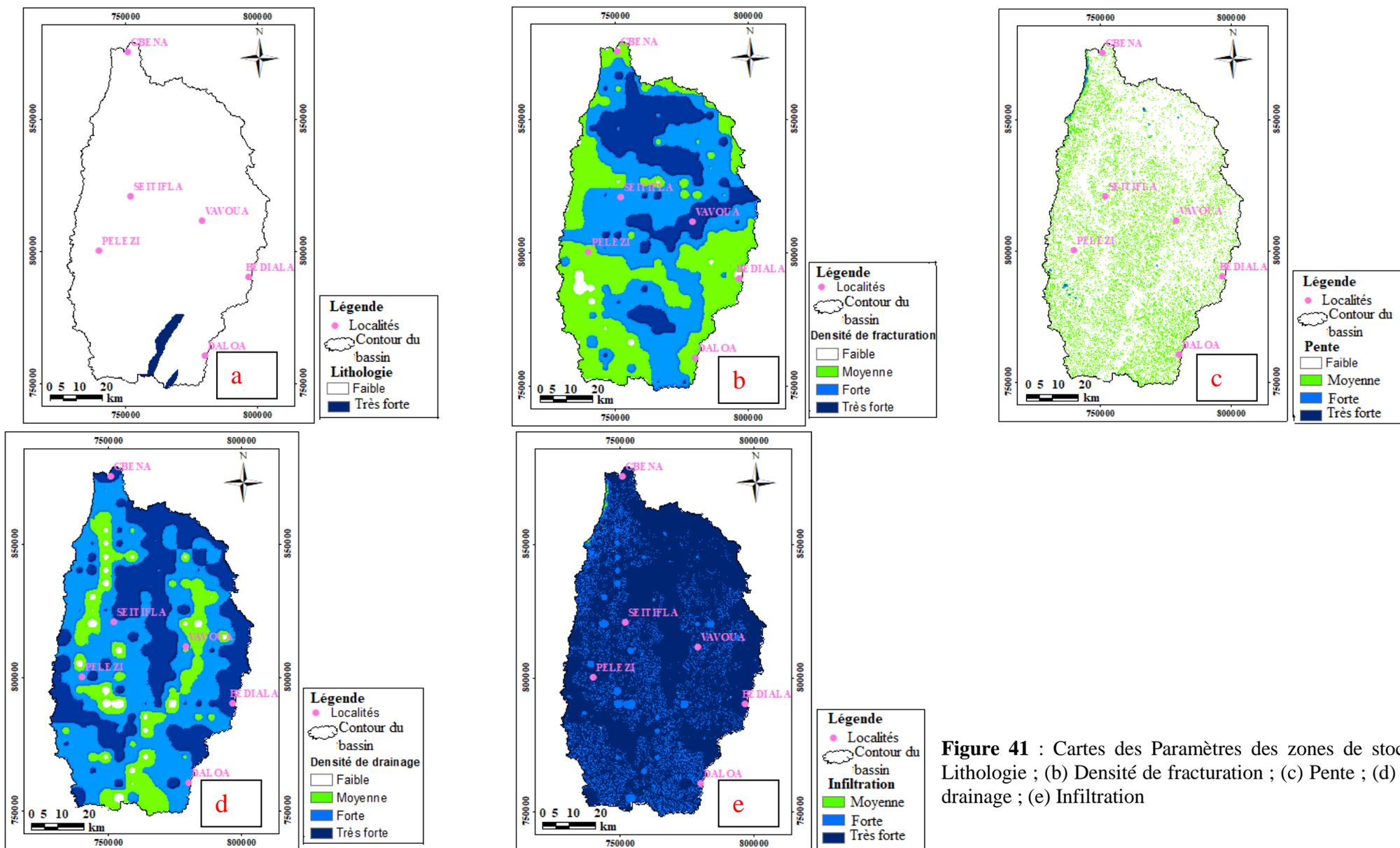


Figure 41 : Cartes des Paramètres des zones de stockage : (a) Lithologie ; (b) Densité de fracturation ; (c) Pente ; (d) Densité de drainage ; (e) Infiltration

6.1.6. Carte des zones potentielles de stockage des eaux souterraines

Les zones potentielles de stockage des eaux souterraines (figure 42) sont obtenues après la combinaison et l'intégration des paramètres qui influencent le stockage des eaux souterraines dans la région grâce au SIG, à savoir l'infiltration, la lithologie, la fracturation des roches, la pente et le drainage. Le modèle obtenu révèle que 18% de la superficie totale du bassin correspond à la zone du potentiel de stockage excellent et se rencontre principalement dans l'extrême Nord, la partie centrale et l'Est du bassin versant. Ensuite, la classe potentielle de stockage bonne occupe environ 34% de la superficie totale et les classes moyennes et mauvaises occupent respectivement 36% et 12% de la superficie totale du bassin versant. Ces différentes classes se rencontrent sur l'ensemble du bassin versant. Les classes excellente, bonne et moyenne occupent environ 88% de la superficie de la zone, preuve d'une bonne infiltration des eaux. Ainsi, cette bonne infiltration des eaux sur l'ensemble du bassin versant pourrait témoigner d'une bonne disponibilité des eaux souterraines dans le bassin versant de la Lobo.

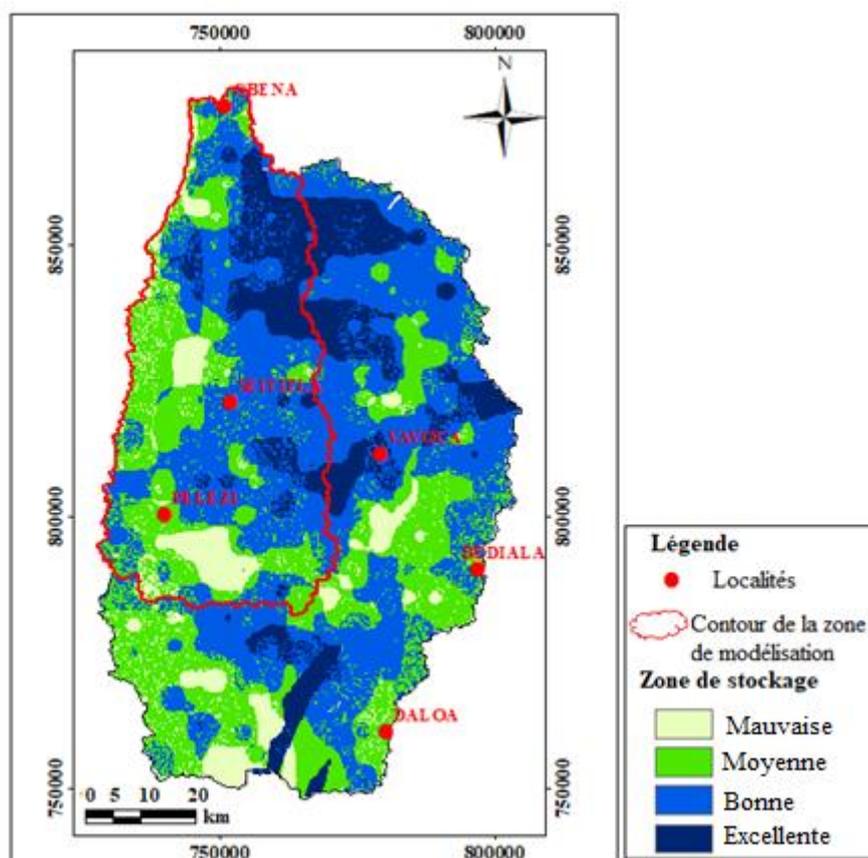


Figure 42: Domaines potentiels de stockage des eaux souterraines dans le bassin versant de la Lobo

6.2. Zones vulnérables à la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé

6.2.1. Cartes thématiques des paramètres de la vulnérabilité

6. 2.1.1. Carte thématique du facteur Protection

La carte Protection rassemble tous les éléments susceptibles d'empêcher ou de retarder toute infiltration de pollution dans le réservoir. Ce critère tient compte de la combinaison de trois paramètres :

- **Carte du paramètre "sol"** : La carte sol traduit la nature et l'épaisseur des sols du bassin. Ainsi, un sol argileux et épais constituera une protection vis-à-vis de la pollution et sera doté d'un indice peu vulnérable. A l'inverse, un sol sableux ou caillouteux peu épais ne freinera pas l'infiltration. Il sera donc affecté d'un indice de vulnérabilité fort. La zone d'étude est fortement dominée par la classe d'épaisseurs et de nature de sol élevées qui occupe 77% de la superficie (figure 43a). Le reste de la zone d'étude se répartie entre la classe d'épaisseurs et de nature de sol modérée 18% et faible 5%.

- **Carte du paramètre "Altérite"** : elle fait apparaître trois classes d'indice d'épaisseurs et de natures d'altérites (élevée, modérée et faible). Cette carte est dominée par la classe d'épaisseur et de nature d'altérites faible qui occupe 76% de la zone d'étude. Cette classe est suivie de la classe modérée occupant 23 % de la superficie. Le reste de la zone d'étude est constituée de la classe très élevée d'épaisseur et de nature d'altérites et occupe 1% de la superficie de cette zone d'étude (figure 43b).

- **Carte du paramètre "ZNS"** : elle fait apparaître toutes les classes d'indice d'épaisseurs et de nature de la zone non saturée (très élevée, élevée, modérée et faible). Cette carte est dominée par la classe d'épaisseur et de nature modérée de la zone non saturée qui occupe 82% de la zone d'étude. Cette classe est suivie de la classe de faible épaisseur et nature de la zone non saturée occupant 15% de la superficie. Le reste de la zone d'étude se partage entre les classes d'épaisseurs et de nature élevée et très élevée qui occupent respectivement 2% et 1% de la superficie de la zone d'étude (figure 43c).

Troisième partie : résultats et discussion

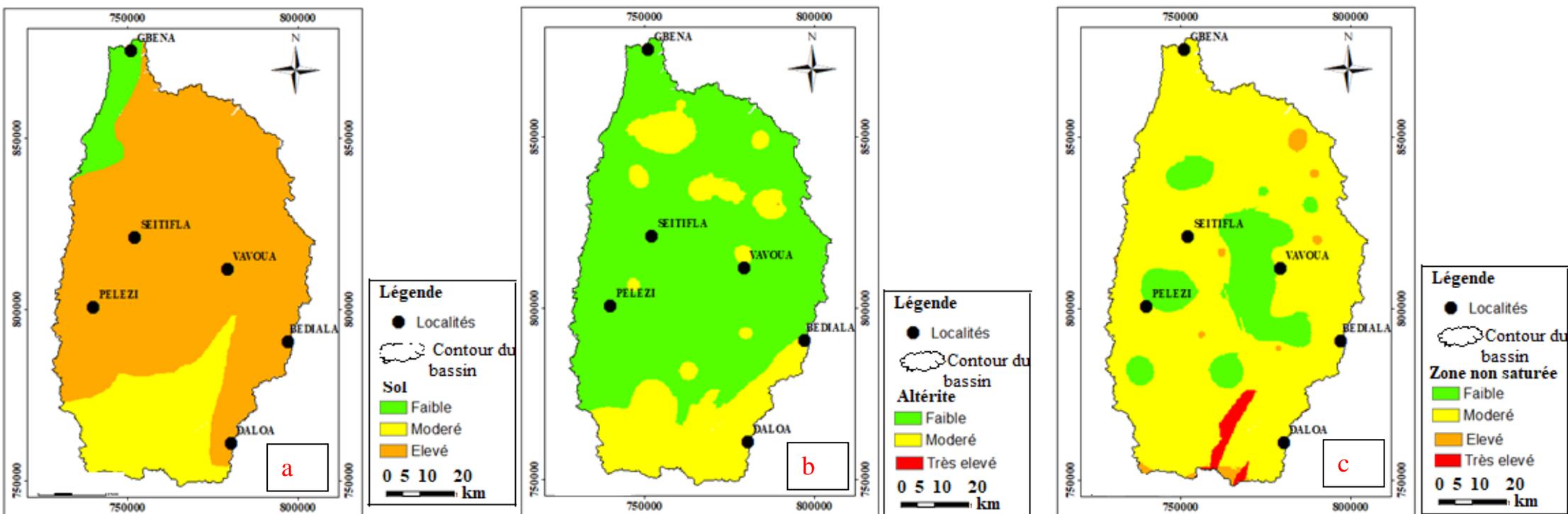


Figure 43 : Cartes des paramètres de la protection : (a)Indice de protection du sol ; (b) Indice de protection des altérites ; (c) Indice de protection de la zone Non Saturée

-Carte thématique du critère protection : elle fait ressortir trois classes d'indice de protection (faible, modérée, et élevée). La zone d'étude est dominée par la classe de protection modérée qui occupe 97% de la superficie de la zone d'étude. Le reste de la zone se partage de façon équitable entre les classes de protections faible et élevée occupant respectivement 1,5% et 1,5% de la zone d'étude (figure 44). La classe de protection modérée est observée dans la quasi-totalité de la zone d'étude. Les zones de protections faible et élevée se rencontrent respectivement au Nord-Ouest et au Sud.

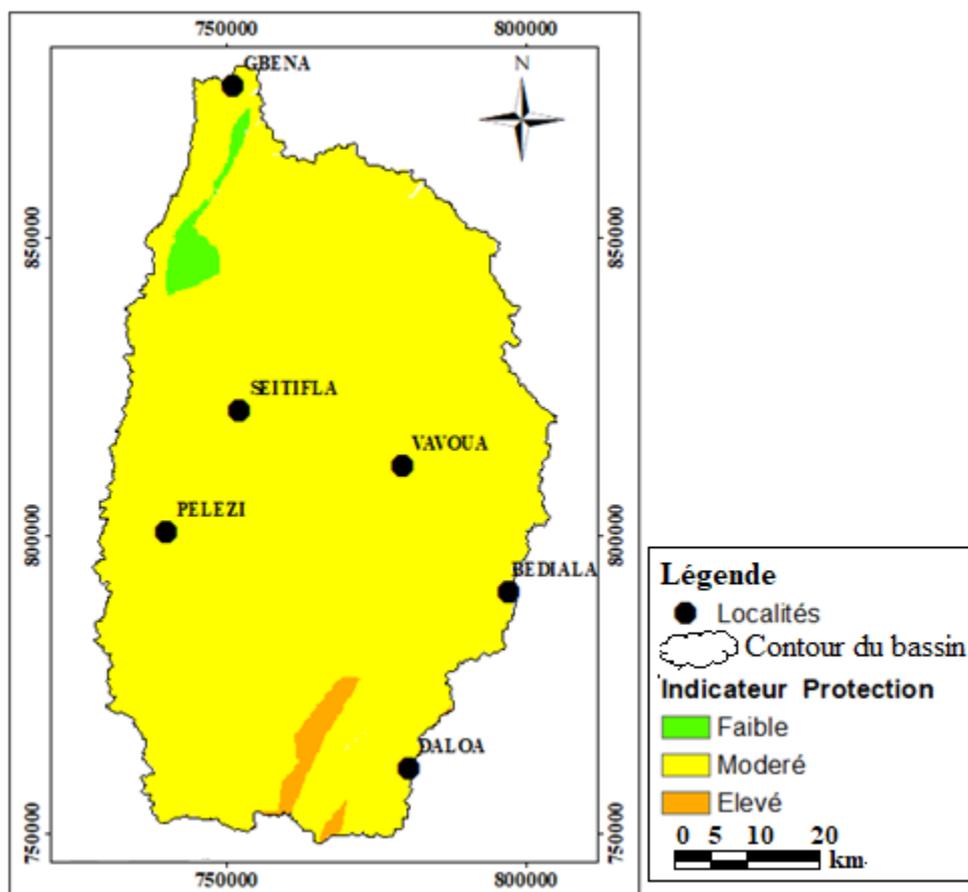


Figure 44 : Carte thématique du critère protection

La carte de protection des eaux souterraines à une marge d'erreur de 2,9 %. Les paramètres sol, zone non saturée et altérite ont respectivement les valeurs d'incertitudes de 0,06 ; 0,05 et 0,03 (tableau XXIV).

Tableau XXIV : Statistiques des indicateurs de protection

Variables	Min	Max	Moy	Ecart-type	$\Delta\bar{x}$
Sol	1	2,89	2,14	0,42	0,06
ZNS	1	4	1,54	0,38	0,05
Altérite	1	2,19	1,1	0,2	0,03
Somme	$I_{v_M} = 4,78$			$\sum \Delta\bar{x} = 0,14$	
Erreur				$E_r = 2,9\%$	

6.2.1.2. Carte thématique du critère roche ou réservoir

La carte du critère roche (R) est le résultat de la combinaison des cartes des critères nature de la roche et densité de fracturation :

- **Carte du paramètre nature de la roche** : Cette carte présente deux classes de porosités (faible et très élevée) (figure 45 a). La classe de porosité faible est la plus dominante car elle occupe 98 % de superficie et la classe de porosité très élevée représente la plus faible superficie 2 % de la zone d'étude.

- **Carte du paramètre densité de fracturation** : Cette carte présente toutes les classes de densité de fracturation (faible, modérée, élevée et très élevée). La zone d'étude est dominée par la classe de densité de fracturation élevée qui couvre 43 % de la superficie. Cette classe est suivie des classes de densité de fracturation modérée et très élevée qui occupent respectivement 36 % et 20 % de la zone. Les zones de faible densité de fracturation occupent la plus faible superficie de la zone d'étude 1 % (figure 45 b).

Troisième partie : résultats et discussion

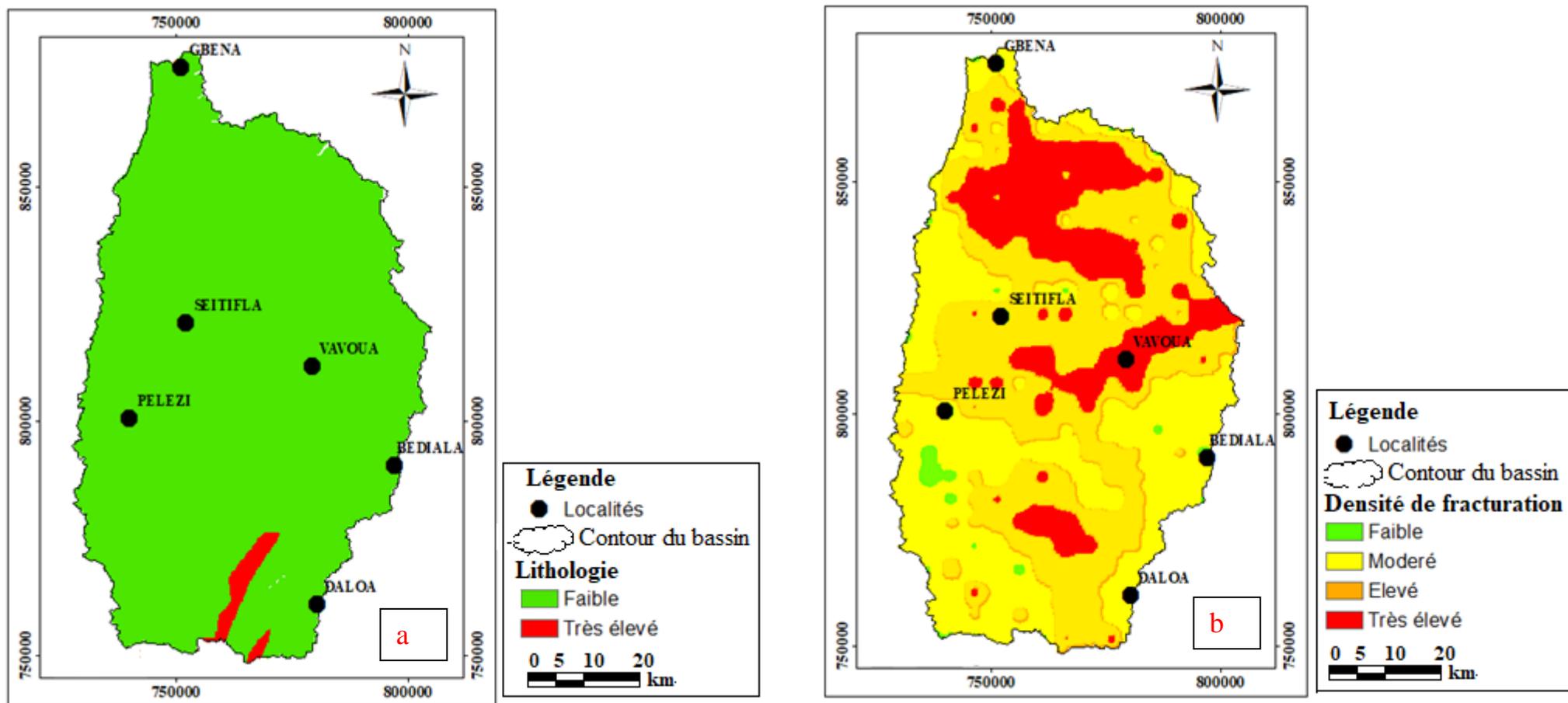


Figure 45 : Cartes des paramètres du réservoir : (a) nature de la roche ou lithologie, (b) densité de fracturation

- **Carte du critère roche ou réservoir** : L'analyse de la carte de critère roche montre toutes les classes de porosité (faible, modérée, élevée et très élevée). La zone d'étude est dominée par la classe de porosité modérée 32 % et s'observe sur les parties Nord et Sud de la zone d'étude. Les zones de porosité très élevée n'occupent que 15 % de la superficie. Elles se rencontrent en grande partie dans le Nord et une petite partie au Sud. Ces zones se situent où la densité de fracturation est très forte. Quant à la classe de faibles porosités, elle occupe 27 % de la superficie du bassin et se localise sur la quasi-totalité de la zone d'étude. Cette classe est suivie de la classe de porosité élevée qui occupent 26% de la zone d'étude (figure 46).

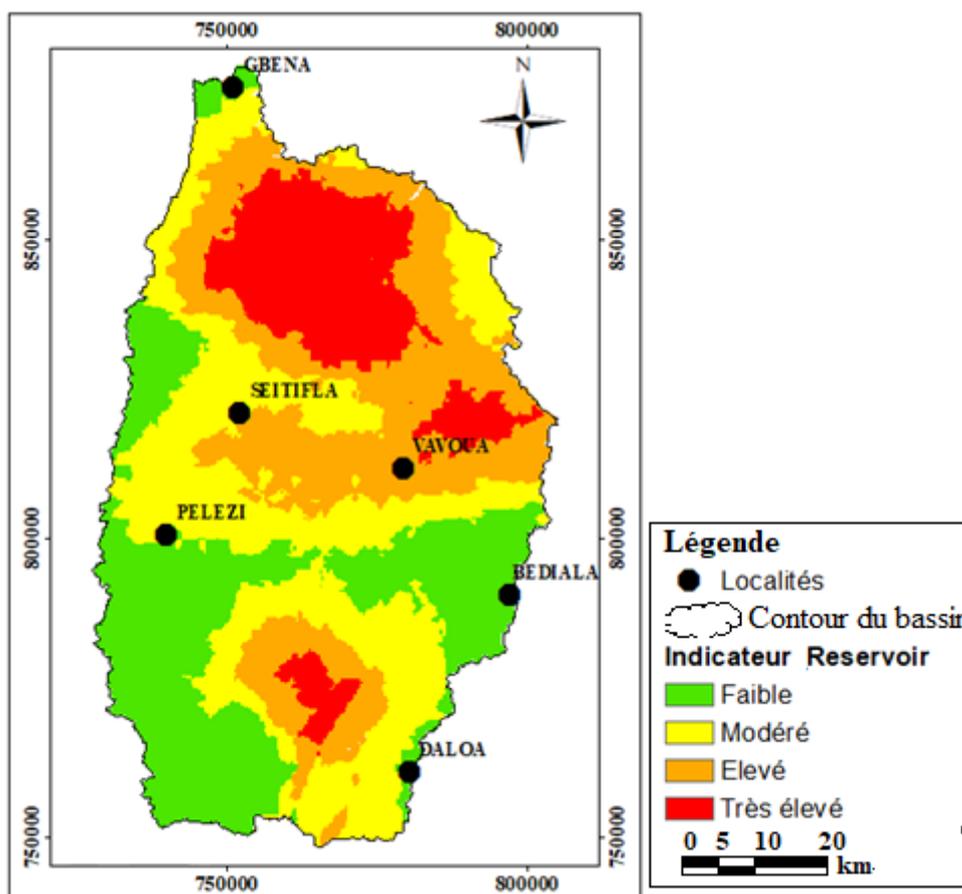


Figure 46 : Carte thématique du critère roche ou réservoir

La carte du critère réservoir des eaux souterraines du bassin de la Lobo a une marge d'erreur de 3,1%. Les paramètres densité de fracturation et lithologie de la roche ayant servi à sa conception ont des valeurs d'incertitudes respectives de 0,1 et 0,02 (tableau XXV).

Tableau XXV : Statistiques des indicateurs de réservoir

Variables	Min	Max	Moy	Ecart-type	$\Delta\bar{x}$
Densité de fracturation	1	4	2,81	0,76	0,10
Lithologie de la roche	1	2	1	0,12	0,02
Somme	$I_{v,M} = 3,81$				$\sum \Delta\bar{x} = 0,12$
Erreur			$E_r = 3,1\%$		

6.2.1.3. Carte thématique du facteur Infiltration

Le critère d'infiltration traduit la capacité du bassin à résister ou à favoriser l'infiltration. Il est obtenu par la combinaison des cartes des critères pente et densité de drainage.

- **Carte du paramètre pente** : Cette carte présente les quatre classes d'intensité des pentes (faible, modérée, élevée et très élevée) (figure 47 a). Elle est dominée par les classes faible et modérée qui occupent successivement 76 % et 23% de la superficie de la zone d'étude. Les autres classes c'est-à-dire élevée et très élevée n'existent presque pas dans la zone d'étude.

- **Carte du paramètre densité de drainage** : L'analyse de cette carte donne toutes les classes de densité de drainage (faible, modérée, élevée et très élevée). La zone d'étude est dominée par les classes modérée et très élevée de densité de drainage qui représentent respectivement 33 % et 49 % de la superficie. Les densités de drainage élevées quant à elles occupent 17% de la zone d'étude suivies des densités de drainages faible qui n'occupent seulement que 2 % de la superficie (figure 47 b).

Troisième partie : résultats et discussion

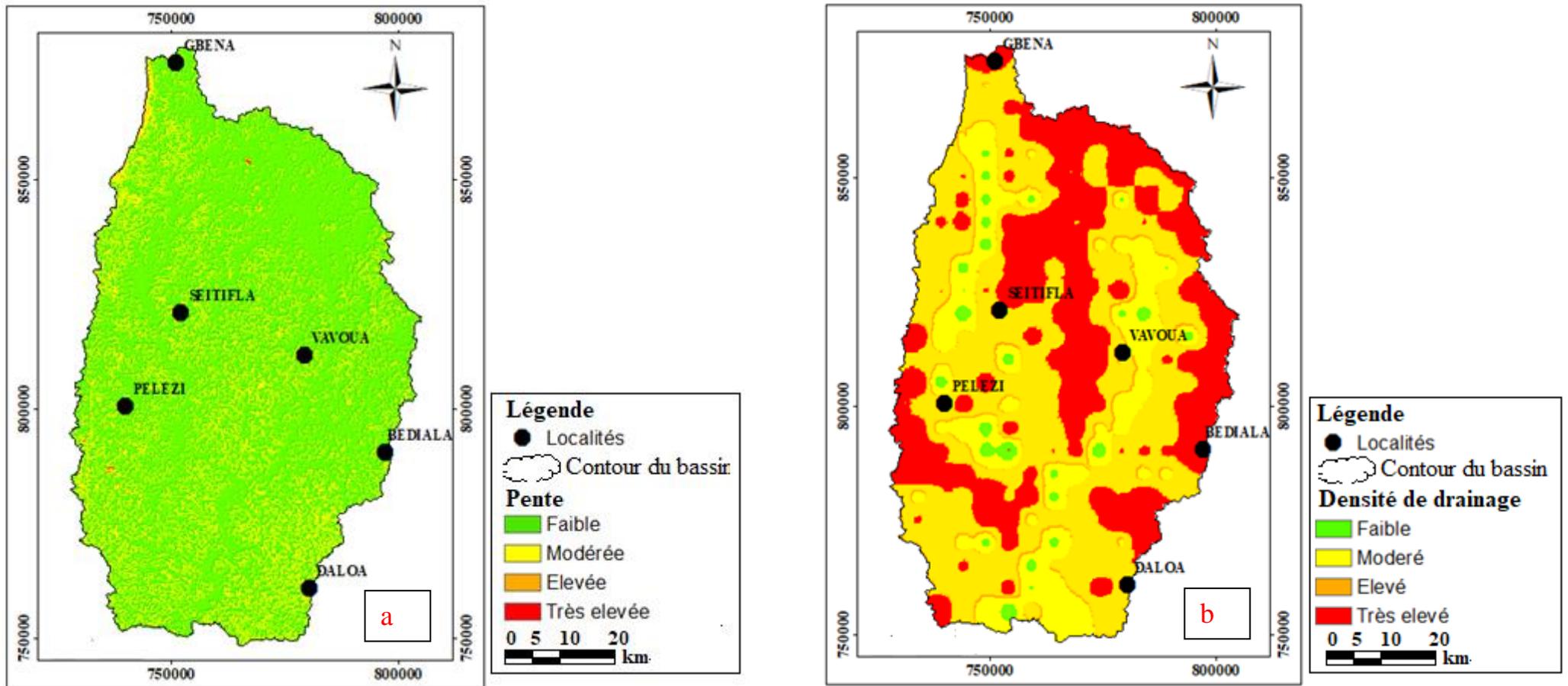


Figure 47 : Cartes des paramètres infiltration : (a) pente, (b) densité de drainage

- **Carte du critère infiltration** : Elle est dominée par la classe d'infiltration très élevée qui occupe 86 % de la superficie. Elle se rencontre sur la quasi-totalité de la zone d'étude avec des zones d'infiltration élevée et modérée occupant respectivement 13,8% et 0,12% du domaine d'étude (figure 48).

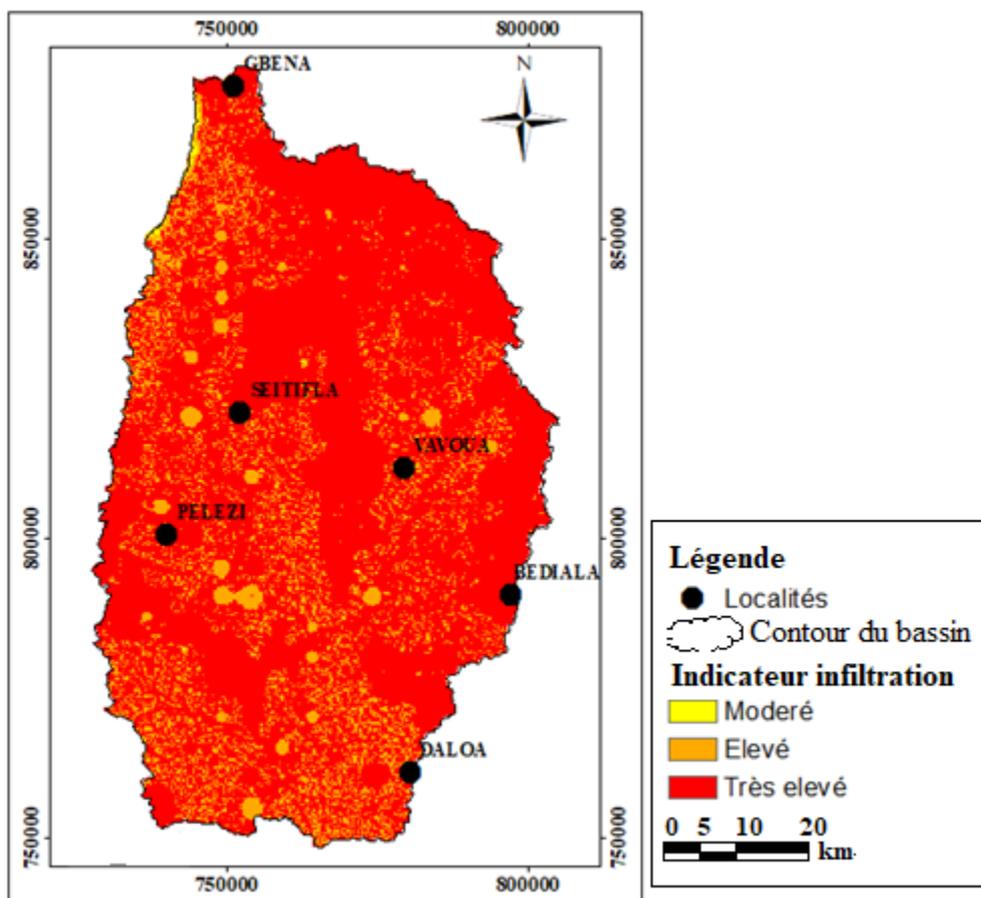


Figure 48 : Carte thématique du facteur infiltration

La carte du facteur infiltration des eaux souterraines du bassin de la Lobo a une marge d'erreur de 2,3%. Les paramètres densité de drainage et pente ont des valeurs d'incertitudes respectives de 0,1 et 0,06 (tableau XXVI).

Tableau XXVI : Statistiques des indicateurs d'infiltration

Variables	Min	Max	Moy	Ecart-type	$\Delta\bar{x}$
Densité de drainage	1	13	3,12	0,74	0,10
Pente	1	4	3,79	0,43	0,06
Somme	$I_{V_M} = 6,91$			$\sum \Delta\bar{x} = 0,16$	
Erreur			$E_r = 2,3\%$		

6.2.2. Carte de vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines

La combinaison de l'ensemble des critères a permis d'obtenir la carte de vulnérabilité des aquifères à la pollution à partir de la méthode PaPRI. La carte finale (figure 49) a la particularité de faire ressortir les zones à protéger. L'analyse de cette carte montre que la classe à faible vulnérabilité n'existe pas sur la zone d'étude. En effet, les résultats montrent que la classe élevée domine le bassin à 89%. Les classes de vulnérabilité modérée et très élevée occupent respectivement 10%, et 1 % de la superficie totale de la zone d'étude. Le bassin dans sa quasi-totalité est considéré comme zone à surveiller vis-à-vis des activités anthropiques intenses qui ont tendance à polluer les eaux souterraines.

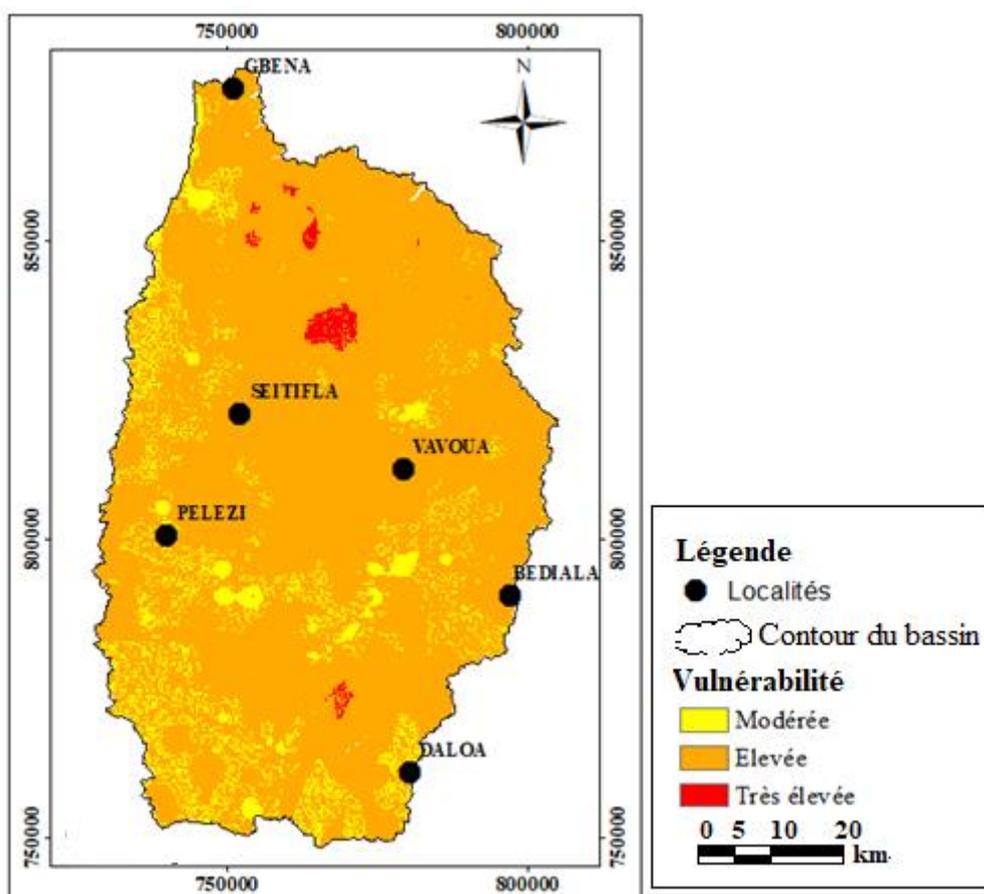


Figure 49 : Carte de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo

L'erreur sur la carte de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé est de 2,5%. La superposition des cartes de protection, de réservoir et d'infiltration dont les différentes incertitudes sont respectivement de 0,03 ; 0,09 et 0,05 a servi à l'élaboration de cette carte (tableau XXVII).

Tableau XXVII : Statistiques des indicateurs de vulnérabilité

Variables	Min	Max	Moy	Ecart-type	$\Delta\bar{x}$
Protection	1,13	2,54	1,51	0,18	0,03
Réservoir	1	3,34	1,86	0,68	0,09
Infiltration	1,4	7,6	3,51	0,38	0,05
Somme	$I_{v_M} = 6,88$			$\Sigma \Delta\bar{x} = 0,17$	
Erreur			$E_r = 2,5\%$		

6.2.3. Validation de la carte de vulnérabilité par le nitrate

La carte de vulnérabilité à la pollution a été validée grâce aux teneurs en nitrates (NO_3^-) contenues dans les eaux souterraines dont les valeurs sont comprises entre 56,1 et 152 mg.L^{-1} . Ces teneurs sont au-dessus de la valeur seuil (50 mg.L^{-1}) proposée par l'OMS (2017), pour les eaux de boisson. La répartition spatiale de ces teneurs sur l'ensemble de la zone associée à la carte de vulnérabilité est illustrée à la figure 50. Cette carte révèle que 90% des teneurs élevées en nitrates se rencontrent dans les zones de vulnérabilité à la pollution élevée.

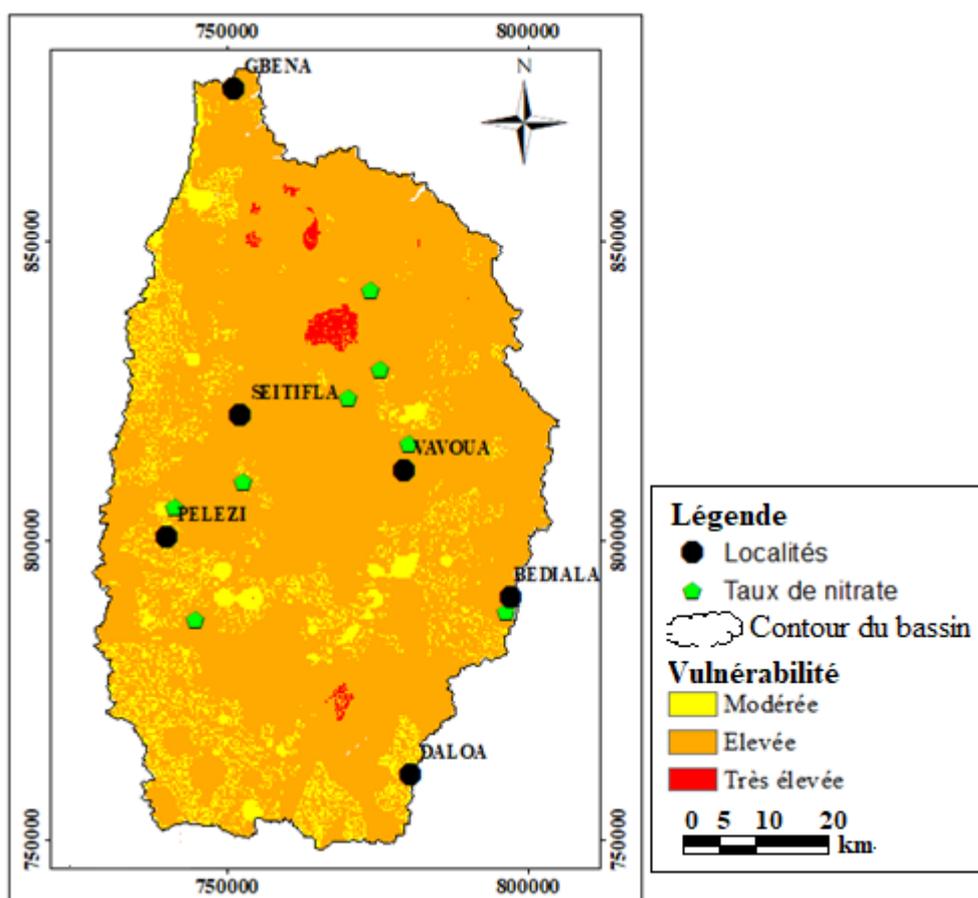


Figure 50 : Carte de superposition des teneurs élevées de nitrate à la zone de vulnérabilité à la pollution

6.2.4. Discussion

6.2.4.1. Zones potentielles de stockage des eaux souterraines

La présence et le mouvement des eaux souterraines sont influencés par plusieurs facteurs dont la lithologie, la structure du système aquifère, la géomorphologie et le drainage. Dans cette étude, cinq cartes thématiques, à savoir la lithologie, la pente, la fracturation, le drainage et l'infiltration efficace, ont été générées puis intégrées dans un SIG en vue de l'obtention des zones potentielles de stockage des eaux souterraines. La carte produite à partir de l'intégration des cinq cartes thématiques a permis de déterminer quatre zones potentielles de stockage d'eaux souterraines. Les catégories excellentes et bonnes sont réparties le long des zones de forte densité de fracturation et moins drainées. Le bassin de la Lobo à Nibéhibé possède un fort taux de stockage des eaux souterraines. En effet, 88% de sa superficie totale regroupe les classes de W potentialité de stockage excellente, bonne et moyenne. Cette bonne potentialité de stockage des eaux souterraines est principalement due à une faible pente qui favoriserait une bonne infiltration des eaux avec un faible drainage et à une bonne densité de fracturation (Shankar et Mohan., 2006). Cette bonne infiltration découle également de l'abondance des précipitations qui constituent la source première de l'alimentation des aquifères. En effet, dans les zones tropicales humides comme c'est le cas de la Côte d'Ivoire, les aquifères sont essentiellement alimentés par la pluviométrie via les infiltrations de surface (Kouakou, 2011 ; Yao *et al.*, 2012). Ainsi, plus la pente est faible plus l'eau s'infiltré et moins le drainage est important plus l'eau s'infiltré (Dibi, 2008 ; Selyam *et al.*, 2015). La lithologie du bassin de la Lobo pourrait être une des causes de cette bonne potentialité de stockage des eaux souterraines. Selon Chuma *et al.* (2013) et Nouaty *et al.* (2017), la lithologie des systèmes aquifères pourrait être un facteur majeur de stockage des eaux souterraines. Le bassin de la Lobo à Nibéhibé est majoritairement dominé par les granites et les schistes, ce qui pourrait contribuer à donner une explication à cette bonne potentialité de stockage. En effet, selon N'Go *et al.* (2005), les granites et les schistes constituent des formations lithologiques généralement très productives or le bassin de la Lobo est à 98% dominé par les roches granitiques et à 2% de schistes.

6.2.4.2. Vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines

La méthode PaPRI, spécialement conçue pour l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque, est fondée sur des facteurs structurels et sur les comportements hydrauliques en accord avec les concepts de Mangin (1975) développés pour les karsts. Le facteur P qui caractérise la protection de la nappe regroupe tous les facteurs capables de jouer le rôle de premier rideau pouvant

empêcher les polluants d'atteindre la nappe. La carte de critère "protection" de la zone d'étude est dominée à 97 % par la classe de protection modérée. En effet, ces couches à épaisseurs et natures modérées qui proviennent de la combinaison des couches de sol, d'altérites et de la Zone non saturée pourraient s'opposer au transport des polluants. Elles pourraient aussi diminuer la vitesse d'infiltration et donc empêcher ces polluants d'atteindre la nappe souterraine. Ensuite, le critère roche caractérisé par sa capacité à contenir de l'eau est issu de la lithologie des roches qui constituent l'aquifère et de sa densité de fracturation. L'analyse de la carte du critère "roche" du bassin versant de la Lobo est dominée par la porosité modérée qui couvre plus de 31,76 % de la superficie. Ces porosités modérées s'expliquent par une densité de fracturation modérée puisque la roche réservoir est issue de l'altération de la roche saine (majoritairement granitique et quelque gneis). Ces résultats sont en conformité avec ceux de Dibi *et al.* (2015) qui indiquent qu'au niveau des formations du socle, le critère R est fortement dépendant de la fracturation et de l'altération qui affecte les propriétés hydrodynamiques du réservoir. Quant au facteur "infiltration", il détermine la capacité à retarder ou à accélérer l'infiltration. Ce facteur dépend de la pente et de la densité de drainage. Cependant, la pente reste le paramètre le plus important. En effet, la zone d'étude présente dans l'ensemble 76,9 % de pentes faibles. Cela concorde bien avec les travaux de Doumouya *et al.* (2012), lorsqu'ils évoquent que dans les zones de faibles pentes et de fortes valeurs de perméabilité, la disponibilité des eaux souterraines varie de bonne à excellente. Cela signifie que dans les zones de faibles pentes, l'eau reste en contact avec le sol plus longtemps et facilite son infiltration par rapport aux zones de fortes pentes. L'eau est alors rapidement évacuée comme l'ont indiqué les travaux de Prasad *et al.* (2008) qui ont montré que plus les pentes sont fortes et la densité de drainage est importante, plus la probabilité d'infiltration des eaux vers la nappe est faible et vice-versa. Enfin, la carte de vulnérabilité met en évidence la classe de vulnérabilité élevée qui occupe 89 % de la superficie de la zone d'étude. Cette vulnérabilité élevée pourrait s'expliquer par la forte densité de fracturation qui confère aux formations géologiques souterraines une bonne perméabilité ainsi que des faibles pentes qui favoriseraient l'infiltration des eaux de la surface vers les nappes souterraines. A cela, ajoutons les épaisseurs moyennes des couches de protection qui facilitent plus ou moins le transport vertical du contaminant. Ces résultats sont similaires à ceux de Dibi *et al.* (2013) et Mangoua *et al.* (2020) qui ont souligné l'importance du type de sol, indiquant que la présence d'un sol très perméable associée à une faible profondeur de la nappe et à une forte recharge serait une condition propice pour accroître la vulnérabilité à la pollution des aquifères. La méthode PaPRI a donné de bons résultats dans ce travail comme l'ont montré dans les travaux de Dibi *et al.* (2015) et Mangoua *et al.* (2018) mais

comporte quelques difficultés dans la réalisation des cartes de vulnérabilité. Ces difficultés résident essentiellement dans le nombre de critères à prendre en compte et dans les limites des classes et des cotes qui leur sont assignées (Murat, 2000). En dépit de ces différentes limites, la carte de vulnérabilité demeure fiable. La fiabilité de cette carte a été testée d'une part par la détermination de la marge d'erreur sur la carte de vulnérabilité comme l'ont fait Dibi *et al.* (2013) et d'autre part par les concentrations de nitrates obtenues dans la zone d'étude. En effet, les concentrations de nitrates ont été utilisées par de nombreux auteurs pour valider les cartes de vulnérabilité à la pollution (Panagopoulos *et al.*, 2006 ; Aké *et al.*, 2010). Dans la présente étude, la faible valeur de la marge d'erreur sur chaque carte témoigne à la fois de la bonne qualité des notes attribuées aux différents paramètres et de l'adaptation de ces méthodes à la zone d'étude. En effet, la marge d'erreur calculée pour apprécier la méthode a donné 2,8%. Cette marge d'erreur est plus faible que celles obtenues par Dibi *et al.* (2013) à M'bahiakro. Les marges d'erreur obtenues par ces auteurs sont de 16,74% et 18,07% respectivement pour DRASTIC et SINTACS. Ces valeurs s'inscrivent dans la même gamme que celles obtenues par Eblin *et al.* (2014 a) dans la région d'Adiaké. En effet, ces auteurs ont trouvé des marges d'erreur de 2,9% pour la carte de vulnérabilité avec la méthode DRASTIC, 2,35% pour la méthode SINTACS. Concernant le taux de coïncidence des teneurs de nitrates aux différentes classes de vulnérabilité, un taux de coïncidence des concentrations de nitrates supérieures à 50 mg.L⁻¹ avec la classe de vulnérabilité élevée est de 90%. Ce taux reste supérieur à celui obtenu par Hamza *et al.* (2007) dans la nappe phréatique de Metline (Nord-Est tunisien) avec des taux de coïncidences de 79 % pour la méthode SI et de 80,2 % obtenue par Deh *et al.* (2012) par la méthode AMC.

Conclusion partielle

La cartographie de la zone de productivité révèle que Les classes excellente et bonne occupent environ 52% de la superficie de la zone, preuve d'une bonne infiltration des eaux. Ainsi, cette bonne infiltration des eaux sur l'ensemble du bassin versant pourrait rendre témoignage d'une bonne disponibilité des eaux souterraines. Quant à la cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé, elle a été réalisée à partir de la méthode de vulnérabilité intrinsèque PaPRI. Cette carte a été obtenue par la combinaison des trois critères à savoir : les critères protection, réservoir et infiltration. La zone est dominée par la classe de vulnérabilité élevée qui occupe 89 % de la superficie totale de cette zone d'étude. Ces zones sont à surveiller vis-à-vis des activités anthropiques intenses qui ont tendance à polluer les eaux souterraines. La superposition des concentrations élevées de nitrates

Troisième partie : résultats et discussion

(supérieur à 50 mg. L⁻¹) et les zones de vulnérabilité élevées coïncide à 90% avec une marge d'erreur de 2,8%, qui montre que la carte de vulnérabilité intrinsèque est bien adaptée à la zone d'étude.

CHAPITRE 7 : SIMULATION DES PERIMETRES DE PROTECTION DES OUVRAGES DE CAPTAGE DES EAUX SOUTERRAINES DU BASSIN VERSANT DE LA LOBO

7.1. Structure lithologique du système aquifère

L'analyse du modèle du profil d'altération de la figure 51 montre de façon globale une hétérogénéité entre les différents profils. Cependant, trois horizons bien distincts se dégagent de ces profils. Ainsi, le sol végétal ou la cuirasse latéritique par endroits constituent l'horizon superficiel identifié. Hormis cette couche superficielle, la structure lithologique du bassin se compose comme suit du sommet à la base :

- la saprolite qui peut être scindée en deux sous-couches : la sous-couche allotérite (riche en structure de la roche mère) et la sous-couche isaltérite (riche en argile et sable où la structure de la roche mère est encore visible). L'épaisseur moyenne de la saprolite est de 23,74 m et varie entre 0,85 et 75,9 m ;
- la couche fissurée qui est intermédiaire entre le socle sain et la couche d'altérite et au niveau de laquelle les arrivées d'eau sont observées au cours de la foration, l'épaisseur de cette couche fissurée varie entre 2,6 et 78,62 m avec une moyenne de 39,82 m ;
- le socle sain qui se trouve à la base du profil d'altération constitue le substratum. L'épaisseur de la couche d'altérite sablo-argileuse est faible au niveau de Doufla et forte à Biénoufla.

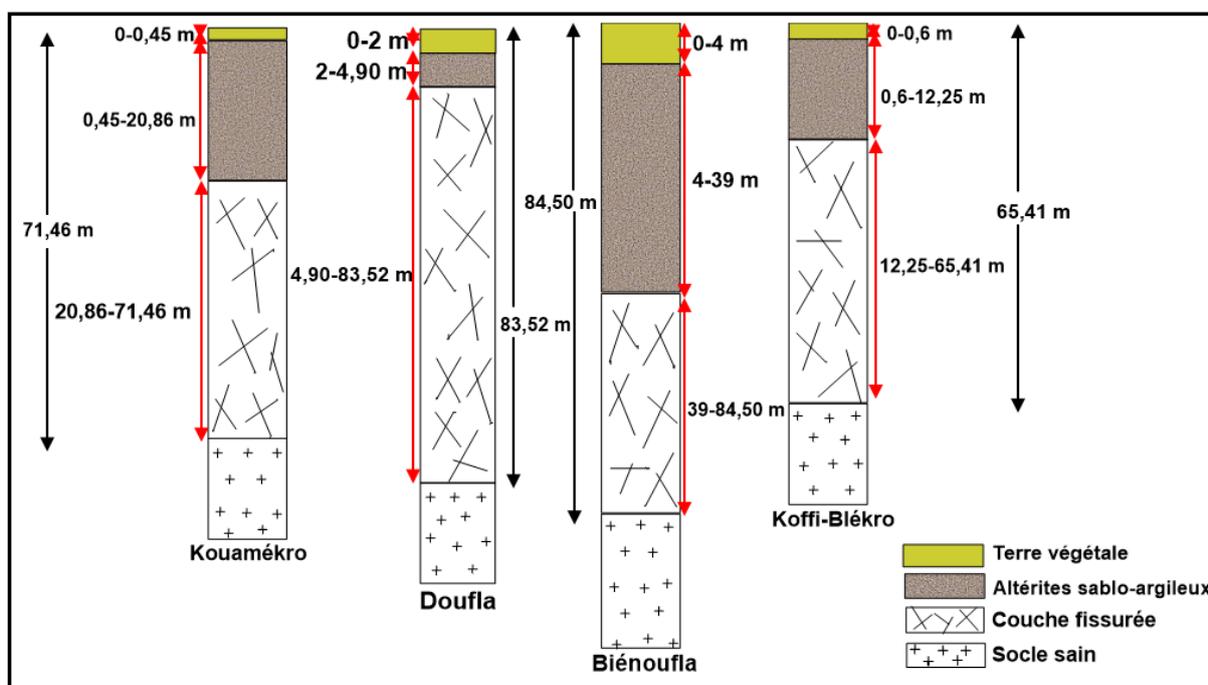


Figure 51 : Lithologie de l'aquifère de socle : Modèle du profil d'altération de 4 forages

7.2. Paramètres hydrodynamiques

L'étude de terrain et l'exploitation des forages dans la zone d'étude a permis d'obtenir les valeurs de perméabilité, de porosité et de transmissivité.

7.2.1. Transmissivité

Les valeurs de transmissivité ont été déterminées pour 108 forages repartis sur l'ensemble de la zone d'étude. Elles sont comprises entre $1,75.10^{-7}$ et $1,91.10^{-4}$ m²/s avec une moyenne géométrique de $1,73.10^{-5}$ m²/s. L'écart type est de $1,65.10^{-5}$ m²/s. Notons la présence de valeurs de transmissivité isolées par rapport à l'ensemble. Il s'agit principalement de sept forages qui présentent une transmissivité de l'ordre de 10^{-7} et de deux forages qui présentent quant à eux une transmissivité de l'ordre de 10^{-4} . En dehors de ces 9 forages, l'essentiel des forages (soit 91,26%) a des transmissivités qui oscillent entre $1,18.10^{-6}$ m²/s et $8,58.10^{-5}$ m²/s de sorte que celles-ci s'échelonnent sur un ordre de grandeur. La classe de transmissivité la plus prépondérante au regard du tableau XXVIII est la classe (10^{-6}).

Tableau XXVIII : Fréquences des classes de transmissivité (m²/s) du bassin versant de la Lobo

Classes (m ² /s)	Pourcentage (%)	Nombre de forage
10^{-4}	1,85	2
10^{-5}	40,78	44
10^{-6}	50,92	55
10^{-7}	6,48	7

7.2.2. Perméabilités

7.2.2.1. Perméabilités des couches d'altérites

Le tableau XXIX indique que les perméabilités des couches d'altérites varient entre $1,29.10^{-9}$ et $7,74.10^{-7}$ m/s, avec une moyenne de $2,28.10^{-7}$ m/s un écart-type de $2,47.10^{-7}$ m/s. La plus forte valeur de perméabilité est observée dans le village Château ($7,74.10^{-7}$ m/s) tandis que la plus faible valeur $1,29.10^{-9}$ m/s est observée dans la localité de Djarabana.

Tableau XXIX : Perméabilités des couches d'altérites du bassin versant de la Lobo.

Villages	Perméabilité (m/s)	Moyenne (m/s)	Ecart-type
Gregbeu	$2,16.10^{-7}$	$2,28.10^{-7}$	$2,47.10^{-7}$
Djarabana	$1,29.10^{-9}$		
Château	$7,74.10^{-7}$		
Banoufla	$5,16.10^{-8}$		
Tiahouo	$2,64.10^{-7}$		
Gbena	$1,89.10^{-7}$		
Yala	$8,26.10^{-7}$		
Ketro-Bassam	$1,66.10^{-7}$		
Pelezi	$9,64.10^{-8}$		
Vrouo2	$4,42.10^{-7}$		
Néoulifla	$1,00.10^{-7}$		
Botifla	$2,1.10^{-7}$		
Bonoufla	$1,33.10^{-8}$		
UJLoG -Daloa	$1,69.10^{-8}$		

7.2.2.2. Perméabilités des aquifères

Le tableau XXX montre que les perméabilités des aquifères calculées à partir des logs de forages varient de $1,13.10^{-7}$ à $1,93.10^{-5}$ m/s, pour une moyenne de $2,04.10^{-6}$ m/s avec un écart-type de $2,02.10^{-6}$ m/s.

Tableau XXX : Perméabilités des aquifères du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé

	Perméabilité (m/s)
Min	$1,13.10^{-7}$
Max	$1,93.10^{-5}$
Moy	$2,04.10^{-6}$
Ecartype	$2,02.10^{-6}$

7.2.3. Porosités efficaces

Le tableau XXXI présente les résultats des porosités efficaces du bassin versant. Ces valeurs de porosités efficaces sont comprises entre 1,60 % et 9,75 % avec une moyenne de 5,1 %. La plus faible porosité a été observée dans la localité de Daloa UJLOG avec un pourcentage de 1,60 et la plus forte à Ketro-bassam avec 9,75.

Tableau XXXI : Porosités efficaces du bassin versant de la Lobo à Nibéhibé

Villages	Porosité (%)	Minimum	Maximum	Moyenne
Djarabana	2,00	1,60%	9,75%	5,1 %
Bonoufla	2,53			
Vrouo 2	2,00			
Gregbeu	2,08			
Bonoufla	1,88			
UJLoG -Daloa	1,60			
Château	8,13			
Tiahouo	4,28			
Gbena	9,21			
Yala	9,35			
Ketro-bassam	9,75			
Pelezi	7,66			
Néoulifla	3,35			
Botifla	7,4			

7.3. Niveau piézométrique de la nappe du bassin versant de la Lobo

L'étude du niveau de la nappe du bassin versant de la Lobo à partir de la carte piézométrique concerne le mois de février (Figure 52) de l'année 2019 (période de basses eaux). Cette carte met en évidence trois axes de drainage des eaux souterraines orientés Nord-Sud, Nord-Est à Sud-Ouest et Nord-Ouest à Sud-Est avec la présence d'un ensemble de dôme piézométrique situé sur l'axe Nord-Est à Sud-Ouest. Cet ensemble de dôme piézométrique constitue une ligne de partage des eaux (crête piézométrique).

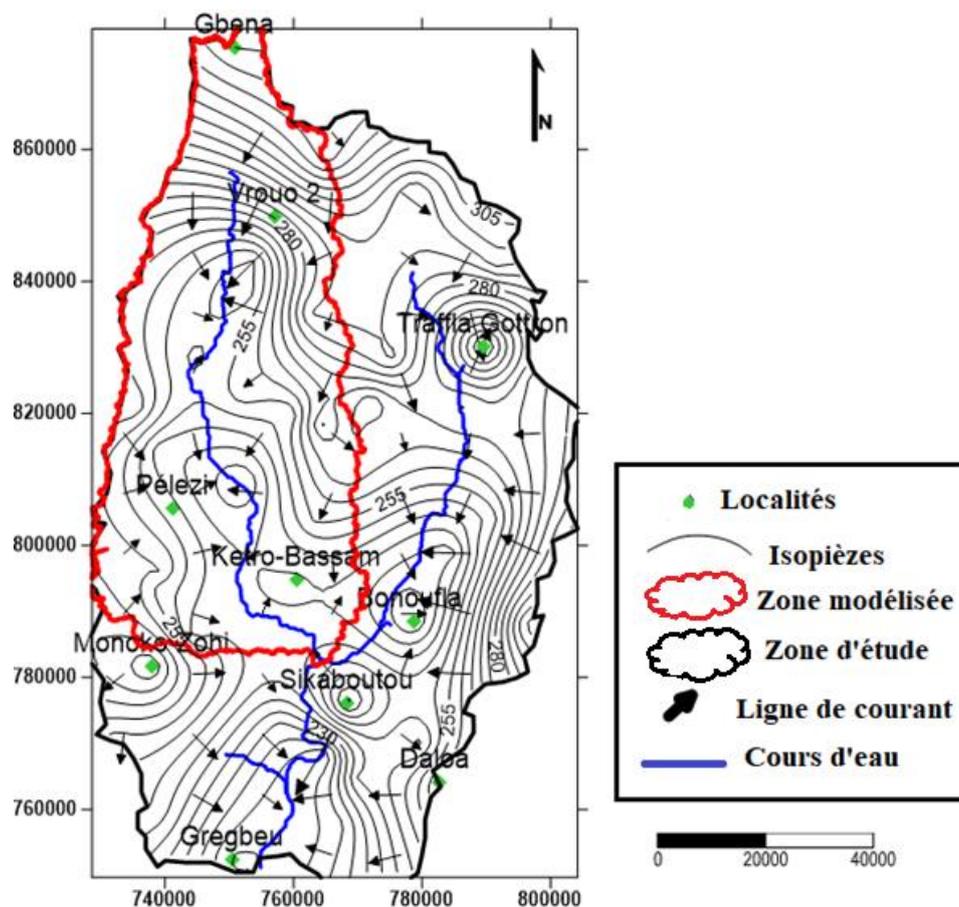


Figure 52 : Carte piézométrique de février 2019

7.4. Recharge

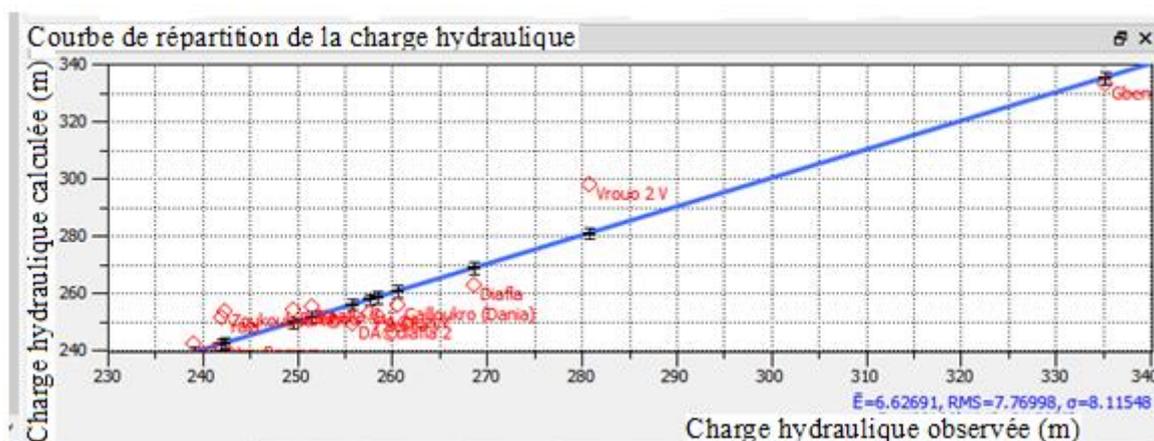
La pluviométrie moyenne annuelle du bassin versant de la Lobo vaut 1 332 mm à Nibéhibé sur la période 2007-2016. Les pertes par évapotranspiration réelle sont estimées à 1153 mm.an⁻¹ (tableau XXXII). Ces pertes représentent globalement 86% des précipitations. Ces résultats supposent que les potentialités en eau de surface qui en découlent sont relativement peu abondantes. En effet, les écoulements de surface sont estimés à 14 mm.an⁻¹ (Nibéhibé) et soit 0,97% des précipitations moyennes du bassin. L'infiltration totale qui contribue à la recharge des nappes est de l'ordre de 165 mm.an⁻¹. Cette lame d'eau représente environ 12,46% de la pluie.

Tableau XXXII : Bilan hydrologique du bassin versant de la Lobo (2007-2016)

Mois	Pluie (mm)	ETP (mm)	ETR (mm)
Janvier	5	140	53
Février	63	149	440
Mars	117	161	655
Avril	104	157	750
Mai	185	150	943
Juin	153	126	843
Juillet	120	114	792
Août	178	110	772
Septembre	162	118	827
Octobre	162	128	895
Novembre	59	132	794
Décembre	24	129	311
Total	1332	1616	1153
I	165 mm.an ⁻¹		

7.5. Résultat du calage du modèle

La reconstitution de la piézométrie initiale par le modèle a permis de déterminer les valeurs des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère, ainsi que leur répartition spatiale. A partir de ces données, le calage effectué manuellement a permis d'obtenir une bonne corrélation entre les charges observées et calculées (simulées) avec une RMS égale 7,77%. Le graphique de la figure 53 présente ainsi le niveau d'ajustement entre les charges observées et celles calculées par le modèle en milieu saturé. En effet, les 13 points d'observation sont tous proches de la droite de la première bissectrice.

**Figure 53** : Diagramme des charges calculées et observées en régime permanent

Troisième partie : résultats et discussion

Ces ajustements entre les charges simulées et les charges mesurées du modèle milieu continu discrétisé ont permis d'obtenir des conductivités hydrauliques supérieures à celles estimées sur le terrain (tableaux XXXIII).

Tableau XXXIII : Différence entre les valeurs initiales et calées

Paramètres	Géométrie	Formations géologiques	Valeurs initiales	Valeurs calées	Différences
Perméabilités (m/s)	1 ^{ère} couche	Granitoïdes homogènes	$3,41.10^{-7}$	$2,58.10^{-4}$	$-2,57.10^{-4}$
		Granitoïdes hétérogènes	$6,25.10^{-8}$	$5,67.10^{-5}$	$-5,66.10^{-5}$
		Granites ultrabasiques	$2,56.10^{-7}$	$3,3.10^{-4}$	$-3,3.10^{-4}$
	2 ^{ème} couche	Granitoïdes homogènes	$1,38.10^{-6}$	$3,25.10^{-4}$	$-3,23.10^{-4}$
		Granitoïdes hétérogènes	6.10^{-7}	$8,21.10^{-4}$	$-8,2.10^{-4}$
		Granites ultrabasiques	$9,7.10^{-7}$	$1,05.10^{-3}$	$-1,05.10^{-3}$
	3 ^{ème} couche	Granitoïdes homogènes	$1,92.10^{-6}$	$3,45.10^{-4}$	$-3,43.10^{-4}$
		Granitoïdes hétérogènes	$3,56.10^{-6}$	$2,98.10^{-3}$	$-2,97.10^{-3}$
		Granites ultrabasiques	$1,27.10^{-6}$	$1,17.10^{-4}$	$-1,15.10^{-4}$
Recharge (mm.an⁻¹)	1 ^{ère} couche		165	103	62
Porosité (%)	1 ^{ère} couche		5,1	5,1	0

Le coefficient de détermination (R^2) est 0,9789 (très proche de 1). Cette valeur montre que la charge observée et celle calculée par le modèle aux points de contrôle sont très bien corrélées (figure 54). La recharge annuelle simulée permettant d'ajuster les charges simulées et les charges mesurées dans le sous bassin de la Lobo est de 103 mm.

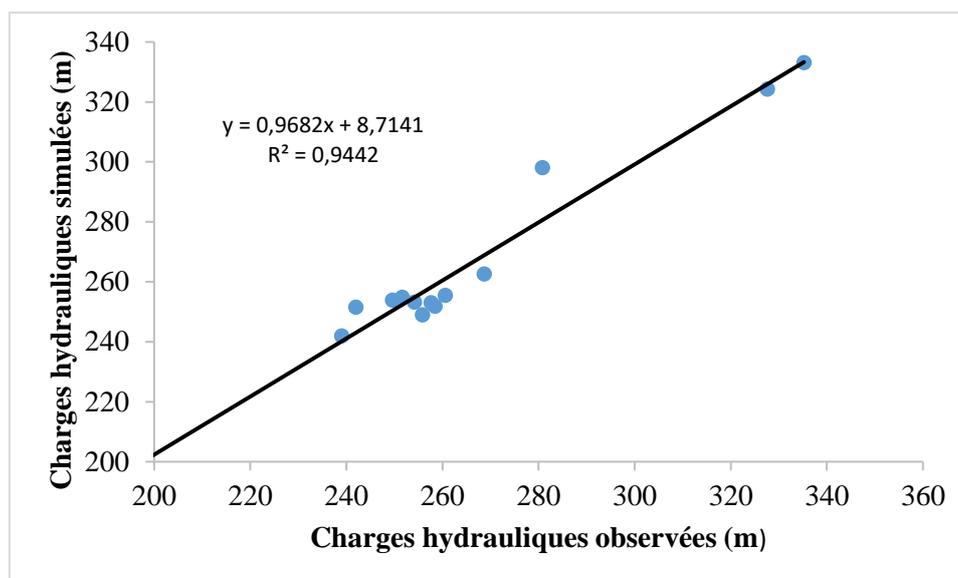


Figure 54 : Droite de corrélation entre les charges hydrauliques observées et les charges hydrauliques calculées

Dans ce calage, la racine carrée de la moyenne des écarts normalisée (NRMS) est égale à 8,07% (inférieur à 10%) avec une moyenne des écarts absolus entre la piézométrie observée et celle simulée est de 6,62 m (tableau XXXIV). L'écart-type entre les différentes charges hydrauliques est égal à 8,11 m.

Tableau XXXIV : Valeurs de vérification du calage du modèle

Erreurs	Symbole	Valeur	Unité
Moyennes des écarts des charges hydrauliques	$ \overline{E} $	6,62	m
Ecart-type des erreurs des charges hydrauliques	σ	8,11	m
Racine carrée de la moyenne des écarts Normalisée	NRMS	8,07	%

Les cartes piézométriques observée et simulée, constituent déjà un moyen visuel pour évaluer la qualité de l'ajustement des paramètres hydrodynamiques. Dans cette optique, la comparaison entre les piézométries observées et simulées, nous permet de juger de la qualité du calage. On constate globalement que ces deux cartes piézométriques présentent sensiblement les mêmes allures. Les zones de recharge se trouvant dans les localités de Pélési et Kéto-Bassam sur la carte issue de la piézométrie observée, n'ont pas été parfaitement reproduites par le modèle vu l'absence de la zone de recharge de Pélési issue de la piézométrie simulée (figure 55). La direction de l'écoulement souterrain s'effectue principalement du Nord vers le Sud comme indique la variation des isopièzes de 315 à 265 m pour les deux cartes piézométriques.

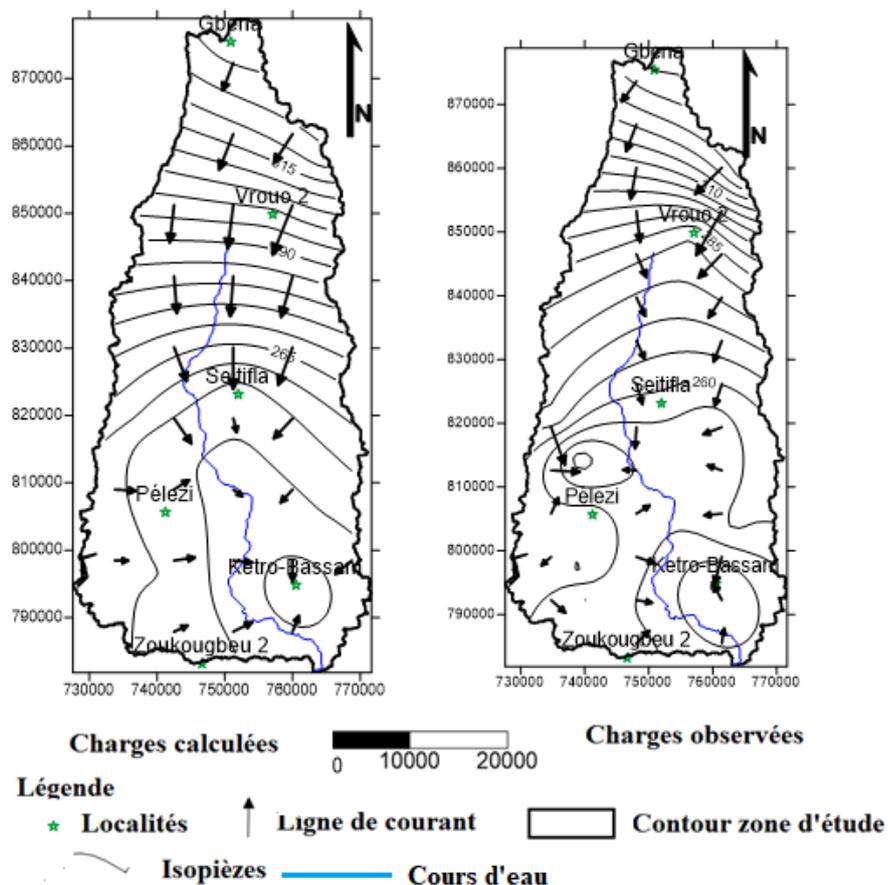


Figure 55 : Cartes piézométriques des charges mesurées (a) et des charges simulées (b) (février 2019)

7.6. Aires de protection des ouvrages

7.6.1. Zones de périmètre de protection délimitée

Les zones de Kéto-Bassam, Gbena, Vrouo2, Yala, Zoukouboué et Seitifla ont été choisies pour la détermination des périmètres de protection. Ce choix est basé sur le fort stockage d'eau et la disponibilité des données dans ces zones (figure 56). Ces zones ont en effet été identifiées comme celles de potentialités élevées où des débits d'exploitation importants pourraient être obtenus.

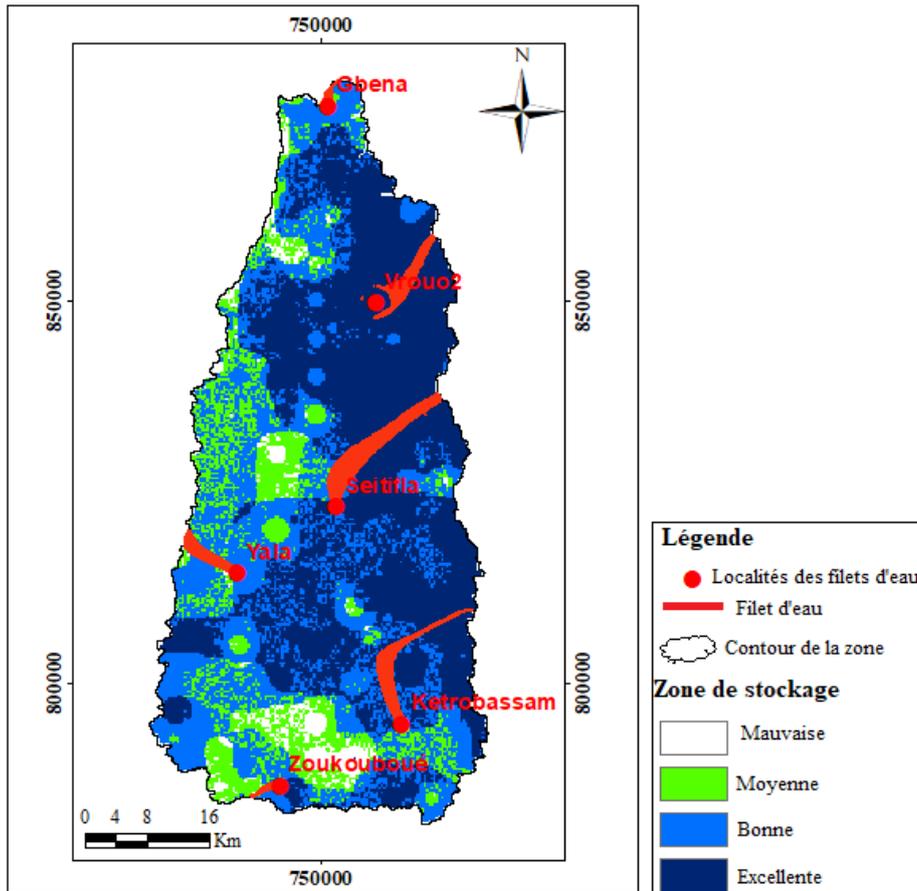


Figure 56 : Zones de délimitation de périmètre de protection

7.6.2. Trajet des particules d'eau

Le parcours des différentes particules virtuelles d'eau obtenues (les lignes d'écoulement) est illustré à la figure 57. Les particules virtuelles d'eau captées par les différents forages proviennent de divers horizons.

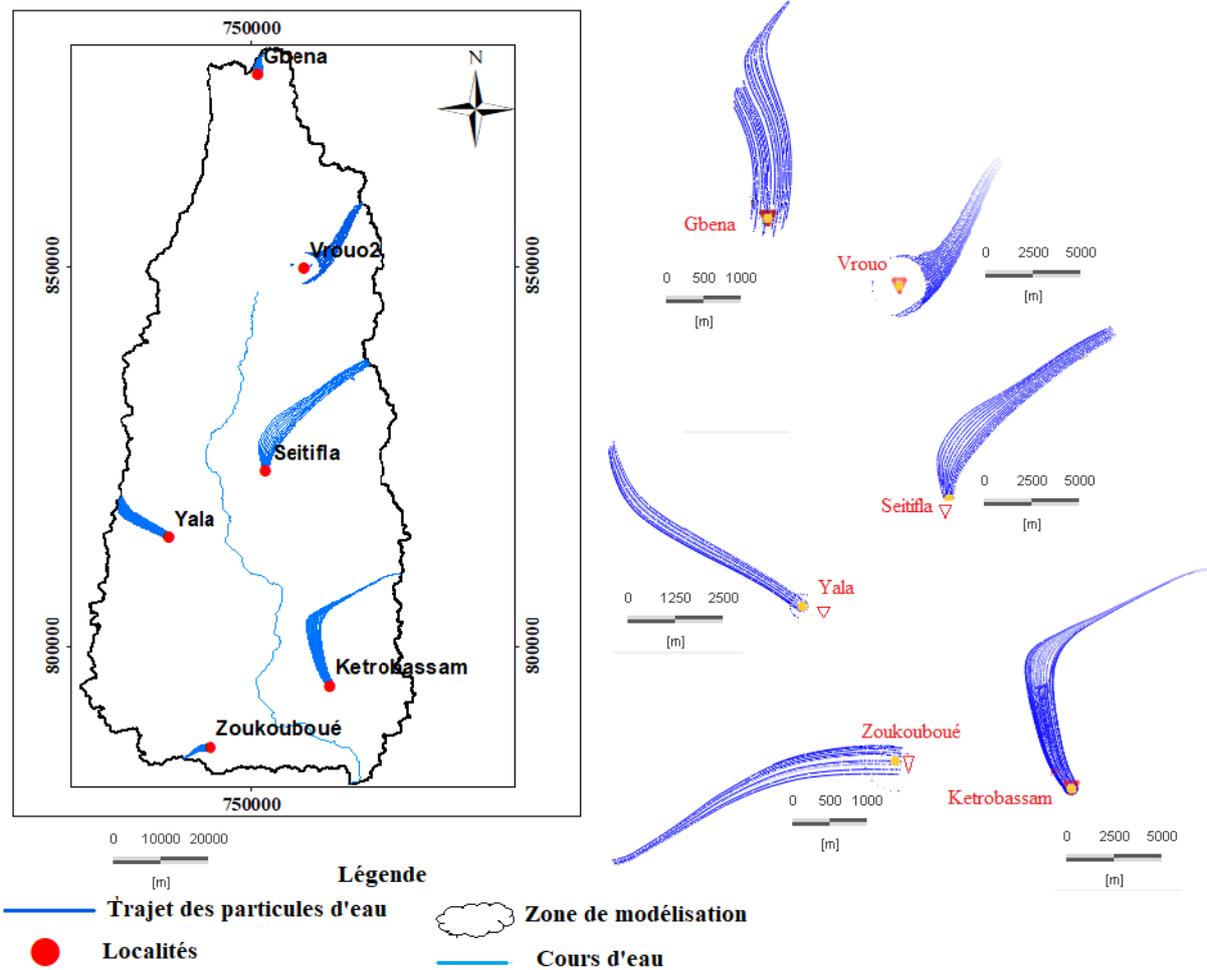


Figure 57 : Trajet des particules d'eau captées délimitant les aires d'alimentation des forages

7.6.3. Rayons de périmètre de protection

Les lignes d'égal temps de transfert de 60 jours et 10 ans qui caractérisent respectivement les périmètres de protection rapprochée et éloignée ont permis d'obtenir les rayons caractéristiques des périmètres dont les valeurs sont consignées dans le tableau XXXV. La définition des aires de protection est adéquate à la conservation de l'intégrité d'un ouvrage de captage d'eau souterraine et de la pérennité de sa source d'approvisionnement.

Tableau XXXV : Rayons des périmètres de protection éloignée et rapprochée des forages

Forage	PPR (m)	PPE (m)
Kéto-Bassam	1972,70	8639,82
Séitifla	2514,37	5762,33
Gbena	4240,86	8074,02
Vrouo 2	4162,38	6161
Yala	4298,23	9506,42
Zoukouboué école	3134,99	6091,61

Après analyse du tableau, on constate que les PPR varient respectivement de 1972,70 à 4298,23 m. Quant aux PPE, ils varient de 5762,33 à 9506,42 m. Les valeurs les plus importantes ont été obtenues à Yala. Pour ce qui est des faibles valeurs, elles ont été observées à Kéto-Bassam et Séitifla.

7.6.4. Superficies de protection des ouvrages de captage

Les valeurs des surfaces des zones de protection de plusieurs forages sont consignées dans le tableau XXXVI.

Tableau XXXVI : Estimation des superficies des PPR et PPE

Forages	PPR (km²)	PPE (km²)
Kéto-Bassam	0,3	2,7
Séitifla	0,5	2,02
Gbena	3,09	4,69
Vrouo 2	1,02	3,07
Yala	3,15	11,08
Zoukouboué école	0,78	1,88

Les surfaces à protéger autour des forages de Kéto-Bassam, Séitifla, Gbena, Vrouo 2, Yala et Zoukouboué varient de 0,3 Km² à 3,15 Km² pour le PPR et de 1,88 Km² à 11,08 Km² pour le PPE.

Nous avons dans le cadre de cette étude utilisé la carte d'occupation des sols produits par Kouassi et al. (2020). Cette carte a permis de déterminer les différents types de classes d'occupation des sols qui restent dominées par la jachère et culture. Une superposition de cette dernière avec les pathlines montre que les périmètres à protéger sont occupés par des cultures, la jachère, la forêt dégradée, les habitats et sols nus (figure 58).

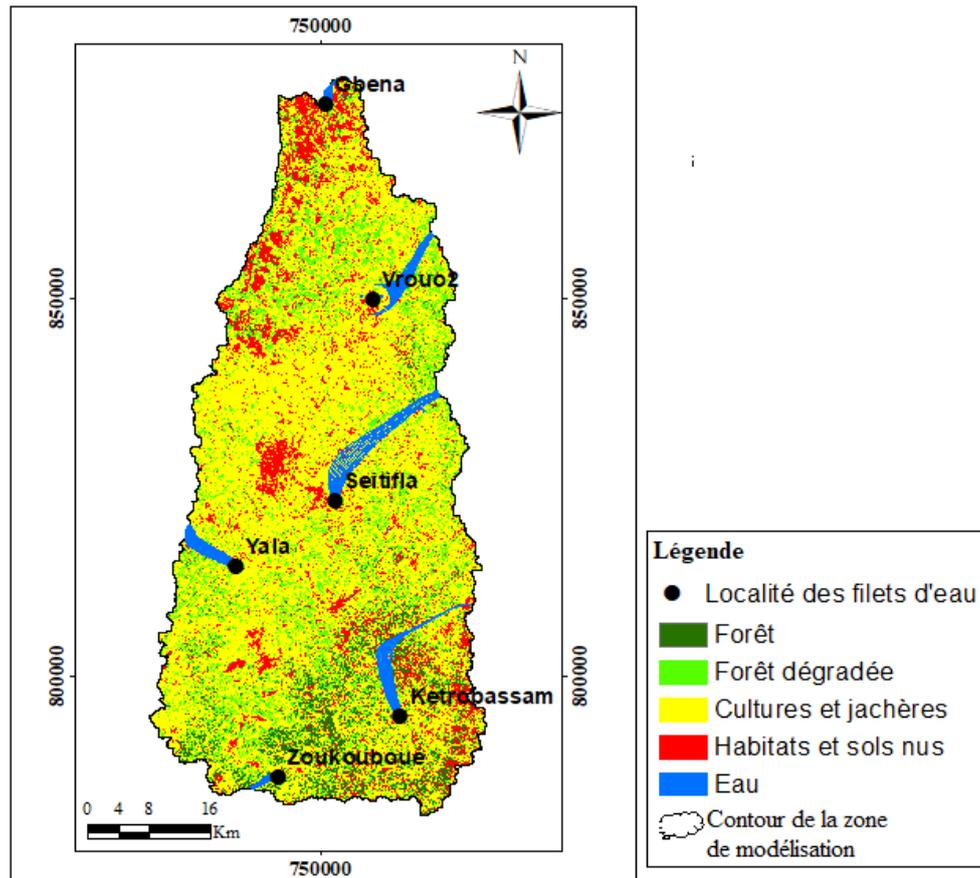


Figure 58 : Carte de superposition des activités anthropiques aux pathlines

Une visite de terrain a confirmé que les zones de protection rapprochée et éloignée sont occupées par des activités anthropiques telles que les cultures qui nécessitent pour leur entretien l'utilisation des produits comme les herbicides, le sulfate de potassium et l'urée Pérée. Les activités dans cette zone doivent être contrôlées et réglementées par les autorités étatiques pour éviter tout risque de contamination des forages par différents produits phytosanitaires surtout que le bassin versant de la Lobo est une zone agricole.



Figure 59 : Champ de café et d'anacarde

7.7. Discussion

7.7.1. Lithologie du système aquifère

L'analyse de 108 logs de forage a permis de proposer un modèle de profil d'altération. Celui-ci présente du sommet à la base une structuration verticale avec trois couches distinctes : la saprolite qui peut être scindée en deux sous-couches (allotérite et isaltérite), la couche fissurée et la roche saine. Ce profil est en accord avec ceux proposés ces dernières années en milieu de socle (Courtois et *al.*, 2009 ; Lachassagne et *al.*, 2011) et qui soutiennent que la conductivité hydraulique des aquifères de socle est due au processus d'altération et non à la fracturation tectonique et à la décompression lithostatique. La roche saine du bassin de la Lobo composé essentiellement de roche granitique est sensible à l'altération. En effet, les travaux de Koita (2010) dans la région de Dimbokro-Bongouanou ont montré que sur les roches, le démantèlement des produits d'altération des granites est favorisé par l'absence de croûtes ferrugineuses (cuirasses ferrugineuses) dans les profils, et donc de protection vis-à-vis des processus d'érosion. Dans cette zone, l'épaisseur totale du profil d'altération varie entre 0,85 et 75,9 m, cette valeur est largement supérieure à celle obtenue par Koita (2010) à Dimbokro (2 à 20 m) mais inférieure à celle proposée par Wyns et *al.* (1999) qui peut atteindre près de 100 m. Cette différence d'épaisseur pourrait être liée à la structure du granite. La variation des épaisseurs d'altération pourrait aussi dépendre de l'intensité de fracturation, du type de climat, du processus d'altération et des conditions de drainage (Lasm, 2000). Dans le bassin versant de la Lobo, les fortes épaisseurs d'altération dues au couvert végétale (Pedro, 1972) constitué essentiellement de granites hétérogènes à biotite se rencontrent presque sur toute la surface du bassin.

7.7.2. Paramètres hydrodynamiques

La recharge déterminée dans cette étude par la méthode de Thornthwaite (1954) a donné une valeur de 165 mm/an. Cette valeur est inférieure à celle estimée par Yao (2015) sur le même bassin, qui est de 325 mm/an. Cette différence de valeurs pourrait être due à la faiblesse du modèle GR2M. En effet, Yao (2015) a montré que le modèle GR2M surestime les valeurs de l'infiltration. Cependant, elle pourrait aussi être due à l'urbanisation galopante au niveau de la région du Haut-Sassandra. Les différentes valeurs de transmissivité obtenues sur le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé sont comprises entre $1,75 \cdot 10^{-7}$ et $1,91 \cdot 10^{-4}$ m²/s avec une moyenne géométrique de $1,73 \cdot 10^{-5}$ m²/s. Elles s'apparentent à celles rencontrées dans d'autres régions du socle de la Côte d'Ivoire (Lasm, 2000). De plus, ces transmissivités sont similaires à celles de Mangoua (2013) dans le bassin versant de la Baya qui a obtenu des valeurs de $1,8 \cdot 10^{-7}$ à $3,47 \cdot 10^{-4}$ m²/s avec une moyenne géométrique de $1,19 \cdot 10^{-5}$ m²/s. Ces transmissivités sont hétérogènes, avec de faibles valeurs. Les transmissivités les plus importantes se rencontrent sur les terrains granitiques. Cette importance peut s'expliquer par la présence d'un réseau de fracturation communicatif. En effet, la diversité de direction des fractures (Niamké et al., 2008), leur confère l'avantage d'être plus transmissifs que les autres formations. Les valeurs de perméabilités issues de l'interprétation de l'essai de pompage sur chaque forage des aquifères du bassin versant sont comprises entre $1,13 \cdot 10^{-7}$ et $1,93 \cdot 10^{-5}$ m/s pour une moyenne de $2,04 \cdot 10^{-6}$ m/s. Dans la région du N'zi-Comoé (Centre-Est de la Côte d'Ivoire), Kouassi et al. (2013) ont obtenu des valeurs allant de $1,79 \cdot 10^{-8}$ à $3,80 \cdot 10^{-6}$ m/s pour une moyenne de $6,35 \cdot 10^{-6}$ m/s. Les résultats de cette étude sont identiques à ceux obtenus par Kouassi et al. (2013) bien que les méthodes adoptées soient différentes. En effet, cette étude a été menée à partir de la méthode de Cooper-Jacob alors que Kouassi et al., (2013) se sont appuyés sur la méthode de Hvorslev pour l'estimation de la conductivité hydraulique. Ensuite, les valeurs de porosité efficace obtenues sont comprises entre 1,60 % et 9,75 %. Elles sont dans la gamme des porosités proposées dans les travaux de De Marsily (2004) qui a obtenu une gamme de porosité totale comprise entre 0,002 % et 90 %.

7.7.3. Calage du modèle

Le modèle a été conçu et calibré en régime permanent à partir des données piézométriques de février 2019 et des paramètres hydrodynamiques issus des travaux réalisés sur le bassin versant de la Lobo. Le modèle numérique a été élaboré suivant les étapes de Anderson et Woessner (1992). La valeur de la NRMS obtenue à partir du modèle est de 8,07%. Elle permet d'affirmer

que le calage est satisfaisant car selon MC Donald & Harbaugh (1988) ; Leblanc (1999), le calage est jugé bon pour une valeur de NRMS < 10 %. Cette valeur est supérieure de celle obtenue par Kouassi (2017) qui est de 4,96 % sur la nappe de la commune de Daloa. Le bon calage du modèle est aussi apprécié par une bonne correspondance entre les charges observées sur le terrain et celles simulées par le modèle. Dans l'ensemble, il existe une bonne corrélation entre les charges simulées et les charges observées. Ces résultats obtenus ont été montrés par divers auteurs parmi lesquels on peut citer Effini (2007) ; Kouamé (2007) ; Koblan (2016). En effet dans le bassin versant de la Lobo à Nibéhibé, les niveaux d'eau simulés sont relativement semblables aux niveaux d'eau observés. Les légères différences observées entre les charges simulées et observées ne mettent pas en cause le bon calage du modèle. Ces dernières pourraient être dues en partie, à l'influence causée par l'exploitation des forages et aussi par les interactions nappe/rivière. Cette exploitation et ces interactions perturbent le niveau d'eau dans les forages.

7.7. 4. Périmètre de protection des ouvrages

Les zones de protection rapprochée et éloignée sont généralement délimitées à partir de modèles analytiques ou numériques (USEPA, 1998), ces derniers pouvant être déterministes ou stochastiques (Feyen *et al.*, 2004). Ces méthodes sont souvent utilisées pour déterminer les périmètres de protection de forages existants. Dans le cadre de notre étude où il est question de simuler les périmètres de protection sur la base de débits escompté sur des forages fictifs, la modélisation se présente comme la méthode la plus appropriée. Le logiciel FEFLOW qui plus adapté aux milieux fissurés a été utilisé pour prévoir ces deux périmètres de protection. Les résultats obtenus au niveau des lignes d'écoulement et des lignes d'égal temps de transfert pourraient refléter la réalité. En effet, les trajets de particules (pathlines) utilisés sont peu influencés en régime permanent et permettent de tracer le mouvement des polluants (Xu & Van Tonder, 2002). Les isochrones (ligne d'égal temps de transfert) sont aussi peu influencés dans ce régime (Xu & Van Tonder, 2002). Différentes valeurs sont utilisées à travers le monde pour déterminer les périmètres de protection surtout immédiates. Ainsi, en France le périmètre de protection immédiate est basé sur une distance de 15 m, en Belgique et en Allemagne de 10 m, en Hollande et au Québec de 30 m (Bussard, 2005). En Côte d'Ivoire, le périmètre de protection immédiate a une valeur de 30 m, identique à celui utilisé en Hollande et au Québec. Dans la plupart des pays, le périmètre de protection est défini sur le temps de transit ou l'isochrone de 50 jours (Angleterre, Allemagne, France) ou 60 jours pour une distance minimale de 100 m (Hollande, Québec) (Bussard, 2005). Dans le modèle numérique de la nappe de la Lobo, l'isochrone de 60 jours correspond aux périmètres adoptés en Hollande et au Québec. Ce choix

pourrait aussi se justifier par l'intensification des activités anthropiques sur toute l'étendue du bassin et du fait que le périmètre de protection immédiate des ouvrages de Côte d'Ivoire est identique au périmètre immédiat dans les pays d'Hollande et Québec. Les périmètres de protection rapprochée des forages sont de 1972,70 m, 2514,37 m, 4240,86 m, 4164,38 m, 4298,23 m et 3134,99 m respectivement pour les forages de Kéto-Bassam, Séitifla, Gbena, Vrouo2, Yala et Zoukouboué. Ces valeurs sont supérieures à la distance minimale de 100 m recommandée pour tous les forages et inférieures aux valeurs maximales de protection de 5000 m proposées par le code de l'eau en Côte d'Ivoire pour le PPR. Pour les périmètres de protection éloignée, les isochrones de 5, 10 ans au Québec et les isochrones de 10, de 25 ans peuvent servir à définir les dimensions de la zone. Les périmètres de protection éloignée de la nappe de la Lobo correspondent à un temps de transit de 10 ans. Ces périmètres sont de 8639,82 m, 5762,33 m, 8074,02 m, 6161 m, 9506,42 m et 6091,61 m respectivement pour les mêmes forages et sont inférieurs à ceux proposés par le code de l'eau en Côte d'Ivoire qui est de 10000 m.

Conclusion partielle

Cette étude a été entreprise dans le but de concevoir un modèle permettant la détermination des périmètres de protection des eaux souterraines. Pour ce faire, nous avons déterminé les données d'entrée dont la recharge, les transmissivités et les perméabilités des différentes couches. Tous ces résultats nous ont permis d'élaborer un modèle hydrogéologique dont les charges simulées sont semblables aux charges observées avec une valeur de NRMS égale à 8,07%. Ce modèle a permis de connaître le trajet des particules virtuelles. A partir de la trajectoire des particules, nous avons déterminés les périmètres de protection rapprochés et éloignés autour des ouvrages de captage des eaux souterraines de la Lobo. Ces périmètres respectent ceux proposés par le code de l'eau en Côte d'Ivoire.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Conclusion générale et perspectives

Il était question dans ce travail de mettre en place un outil de protection des ressources en eaux souterraines des aquifères fissurés contre la pollution. De façon spécifique, il s'agissait d'abord d'évaluer la qualité physico-chimique des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo, ensuite de cartographier la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines du bassin et enfin, de simuler les périmètres de protection des ouvrages de captage des eaux souterraines de ce bassin.

Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines du bassin versant de la Lobo

Les caractéristiques physiques et chimiques des eaux des forages et puits du bassin versant de la Lobo montrent que les eaux sont légèrement acides avec des valeurs de pH comprises entre 4,29 et 7,06 unités pH. Le pH moyen au niveau des nappes d'altérites est de 5,62 contre 6,23 pour les nappes de socle fissuré pendant la saison pluvieuse et 5,48 pour les nappes d'altérites contre 6,2 pour les nappes de socle pendant la saison sèche. Ces eaux sont faiblement minéralisées dans l'ensemble avec des valeurs moyennes variant de 239,97 μ S/cm à 240,73 μ S/cm pour les nappes d'altérites et de 359,94 μ S/cm à 398,4 μ S/cm les nappes de fissures respectivement pendant la saison pluvieuse et saison sèche. Les concentrations des paramètres tels que : NO_2^- , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- sont conformes aux directives fixées par l'OMS. Cependant, pour ce qui concerne le PO_4^{3-} , les valeurs moyennes qui varient de 0,39 à 0,82 mg/L pour les deux types de nappe en saison pluvieuse et en saison sèche sont de 0,35 mg/L. Ces valeurs dépassent la directive de potabilité de l'OMS qui est de 0,2 mg/L. Le faciès chimique de ces eaux est majoritairement les eaux chlorurées sulfatées calco-magnésiennes. La minéralisation de ces eaux est acquise par la dissolution de la roche au contact eau-roche (minéralisation-temps de séjour) par hydrolyse acide et par oxydo-réduction complétée par les apports superficiels d'éléments. Les eaux souterraines du bassin sont dans l'ensemble de bonne qualité physico-chimique comme l'indiquent les résultats des indices de qualité.

Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines du bassin versant

Les résultats de la cartographie de la zone de productivité révèlent que Les classes excellente et bonne occupent environ 52% de la superficie de la zone, preuve d'une bonne infiltration des eaux qui pourrait rendre témoignage d'une bonne disponibilité des eaux souterraines. La cartographie de la vulnérabilité intrinsèque montre que la zone d'étude est dominée par la classe de vulnérabilité élevée qui occupe 89 % de la superficie totale de cette zone d'étude. Ces secteurs sont à surveiller vis-à-vis des activités anthropiques intenses qui ont tendance à polluer

Conclusion générale et perspectives

les eaux souterraines. La superposition des concentrations élevées de nitrates ($> 50 \text{ mg. L}^{-1}$) et les zones de vulnérabilité élevées donne un taux de coïncidence de 90% avec une marge d'erreur de 2,8%. Cela montre que la méthode de vulnérabilité intrinsèque PAPRI est bien adaptée à la zone d'étude.

Simulation des périmètres de protection des ouvrages de captage des eaux souterraines du bassin.

Cette étude a été entreprise dans le but de concevoir un modèle permettant la détermination des périmètres de protection des eaux souterraines. Pour ce faire, nous avons déterminé les données d'entrée dont la recharge avec une valeur de 165 mm.an^{-1} sur le bassin versant de la Lobo. Cette lame d'eau représente environ 12,46 % de la pluie. Les transmissivités du bassin varient de $1,75.10^{-7}$ à $1,91.10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$. Les perméabilités des couches d'altérite varient entre $1,29.10^{-9}$ à $7,74.10^{-7} \text{ m/s}$, avec une moyenne de $2,28.10^{-7} \text{ m/s}$ et celles des aquifères fissurés entre $1,13.10^{-7}$ et $1,93.10^{-5} \text{ m/s}$, pour une moyenne de $2,037.10^{-6} \text{ m/s}$. Tous ces résultats nous ont permis d'élaborer un modèle hydrogéologique dont les charges simulées sont semblables aux charges observées avec une valeur de NRMS égale à 8,07%. Ce modèle a permis de connaître le trajet des particules virtuelles. A partir de la trajectoire des particules, nous avons déterminés les rayons de délimitation des périmètres de protection autour des ouvrages de captage des eaux souterraines de la Lobo. Les périmètres rapprochés varient de 1972,70 à 4298,23 m. Concernant les périmètres éloignés, nous avons une variation de 5762,33 à 9506,42 m. La gestion des sources potentielles de contamination contenues à l'intérieur de ces rayons contribuera efficacement à préserver la qualité de l'eau souterraine.

Au terme de cette étude, il conviendrait comme perspectives :

- d'étendre l'étude hydrochimique aux métaux lourds (Pb, Cd, Hg, As, ...), aux pesticides et à quelques indicateurs de pollution fécale (*Escherichia coli*, entérocoques intestinaux) afin de mieux évaluer la qualité des ressources en eau souterraine du bassin versant de la Lobo ;
- de simuler le transfert des différents polluants pour une meilleure gestion des eaux souterraines.

Pour une bonne protection et un bon suivi de la qualité des ressources en eaux du bassin versant de la Lobo, il est recommandé :

Conclusion générale et perspectives

- de réglementer les différentes activités susceptibles de détériorer la qualité des eaux souterraines à l'intérieur des périmètres de protection et aussi interdire toutes activités à risque de nature à compromettre la qualité de ces eaux ;
- d'implanter un réseau de piézomètres bien répartis pour faciliter le suivi régulier du niveau de l'eau de la nappe surtout à l'intérieur des différents périmètres de protection ;
- de renforcer le cadre institutionnel de la gestion des ressources en eau et la mise en place d'une politique de gestion des activités de développement ;
- d'établir la communication entre le politique, la communauté scientifique et la société civile pour une bonne gouvernance des ressources en eau de la région ;
- de délocaliser ou interdire toutes activités dangereuses situées dans les zones de protection afin de préserver la qualité des eaux souterraines.

REFERENCES

Références

- Adiaffi B. (2008). 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. Thèse de Doctorat, Université Paris-Sud 11 (France), 196 p.
- Aguilar-Ibarra A. (2004). Les peuplements de poissons comme outil pour la gestion de la qualité environnementale du réseau hydrographique de la Garonne. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse (France), 178 p.
- Ahoussi K.E. (2008). Evaluation quantitative et qualitative des ressources en eau dans le Sud de la Côte d'Ivoire. Application de l'hydrochimie et des isotopes de l'environnement à l'étude des aquifères continus et discontinus de la région d'Abidjan-Agboville. Thèse de Doctorat, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 283 p.
- Ahoussi K.E., Koffi Y.B., Kouassi A.M., Soro G. & Biémi J. (2013). Etude hydrochimique et microbiologique des eaux de source de l'Ouest montagneux de la Côte d'Ivoire : Cas du village de Mangouin-Yrongouin (S/P de Biankouman). *Journal of applied biosciences*, 63: 4703-4719.
- Aké G.E., Kouadio H.B., Dongo K., Dibi B., Kouamé F.K. & Biémi J. (2010). Application des méthodes DRASTIC et SI pour l'étude de la vulnérabilité à la pollution par les nitrates (NO_3^-) de la nappe de Bonoua (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4(5): 1675 – 1692.
- Alassane A., Trabelsi R., Dovonon L.F., Odeloui D.J., Boukari M., Zouari K. & Mama D. (2015). Chemical evolution of the Continental Terminal Shallow aquifer in the South of Coastal Sedimentary basin of Benin (West-Africa) using multivariate factor analysis. *Journal of Water Resource and Protection*, 7: 496–515.
- Anderson M. & Woessner W. (1992). Applied groundwater modeling and advective transport, *Academic Press Inc.* San Diego (USA), 381 p.
- Antonakos A.K. & Lambrakis N.J. (2007). Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the DRASTIC model, an example from NE Korinthia, Greece. *Journal of Hydrology*, 333: 288-304.

Références

- Assié K.E. (2008). Lode gold mineralization in the Paleoproterozoic (Birimian) volcanosedimentary sequence of Afema gold district, southeastern Côte d'Ivoire. Dissertation, Technical University of Clausthal, 198 p.
- Avenard J.M. (1971). Aspect de la géomorphologie in Avenard J.M., Eldin M., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J.L., Adjanohoun E. et Perraud A. (Eds.) : *Milieu naturel de Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM*, 50, Paris (France): 11-72.
- Bear J. (1972). Dynamics of Fluids in Porous Media. American Elsevier Publishing Company, New York (USA), 764 p.
- Bezelgues S., Des Garets E., Mardhel V. & Dörfliger N. (2002). Cartographie de la vulnérabilité des nappes de Grande-Terre et de Marie-Galante (Guadeloupe). Phase 1- Définition de la méthode de détermination de la vulnérabilité. Rapport BRGM-51783- FR, 41 p.
- Biémi J. (1992). Contribution à l'étude géologique, hydrogéologique et par télédétection des bassins versants subsahéliens du socle précambrien d'Afrique de l'Ouest ; hydrochimie et isotopie des aquifères discontinus de sillons et aires granitiques de la Haute Marahoué (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Cocody (Côte d'Ivoire), 422 p.
- Bonnot H. (1985). Rapport de fin de levé géologique du demi degré carré nord de Daloa ; partie située à l'Est de la rivière Lobo à 1/ 200 000. Direction de la géologie, 27p.
- Bonton A., Rouleau A., Bouchard C. & Rodriguez J.M. (2010). Assessment of groundwater quality and its variations in the capture zone of a pumping well in an agricultural area. *Agricultural Water Management*, 97: 824 - 834.
- Brenot A., Vittecoq B., Négrel P. & Mardhel V. (2008). Système d'information sur les eaux souterraines de Martinique : Caractérisation physico-chimique naturelle des eaux souterraines. BRGM/RP-56266-FR, Rapport final : 74-91.
- Brou D., Konan K. S., Waidhet A. B., Savané I. & Gnakri D. (2014) Analysis of the impact of anthropic activities on the water chemistry of weathered layer aquifer of M'bahiakro locality (Center of Côte d'Ivoire). *American Journal of Engineering Research*, 3(1) : 43-49.

Références

- Bussard T. (2005). Méthodologie de dimensionnement des zones de protection des captages d'eaux souterraines contre les polluants chimiques persistants. Thèse de Doctorat de L'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (Suisse), 162 p.
- Camil J. (1984). Pétrographie, chronologie des ensembles granulitiques archéens et formations associées de la région de Man (Côte d'Ivoire). Implication pour l'histoire géologique du craton Ouest- africain. Thèse de Doctorat d'Etat ès-Sciences Naturelles, Université de Cocody (Côte d'Ivoire), 306 p.
- Carter RC & Parker A. (2009). Climate change, population trends and groundwater in Africa. *Hydrological Sciences Journal*, 54(4): 676–689.
- Castany G. (1982). Principes et méthodes de l'hydrogéologie. *Infoscience* : Dunod, Paris, (France), 236 p.
- Castany G. (1998). Hydrogéologie : Principes et méthodes. Dunod, Paris (France), 236 p.
- Chalbaoui M. (2000). Vulnérabilité des nappes superficielles et subaffleurantes du Sud-Ouest tunisien. *Sécheresse*, 11 : 95-101.
- Chandra R.K. (1984). Excessive intake of zinc impairs immune responses. *Journal of American Medical Association*, 252(11) : 1443-1446.
- Chaoui W., Bousnoubra H. & Chaoui K. (2012). Étude de la vulnérabilité à la pollution des eaux superficielles et souterraines de la région de Bouchegouf (Nord-Est Algérien). *Nature & Technologie ». C-Sciences de l'Environnement*, 8 : 33- 40.
- Chuma C., Oluwagbenga O.I., Orimoogunje., Dumisani J., Hlatywayo., Joseph O., Akinyede. (2013). Application of Remote Sensing and Geographical Information Systems in Determining the Groundwater Potential in the Crystalline Basement of Bulawayo Metropolitan Area, Zimbabwe. *Advances in Remote Sensing*, 2 : 149-161. <http://dx.doi.org/10.4236/ars.2013.22.19>,
- Craven C.M., Alexander J., Eldridge M., Kushner J.P., Bernstein S. & Kaplan J. (1987). Tissue distribution and clearance kinetics of non-transferrin-bound iron in the hypotransferrinemic mouse: a rodent model for hemochromatosis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 84(10): 3457-3461.

Références

- Courtois N., Lachassagne P., Wyns R., Blanchin R., Bougaire F., Some S. & Tapsoba A. (2009). Large-scale mapping of hard-rock aquifer properties applied to Burkina Faso. *Groundwater*, 48(2): 269-283.
- Dassargues A. (1990). Modèles mathématiques en hydrogéologie et paramétrisation. *Annales de la Société Géologique de Belgique*, 113(2): 217–229.
- De Marsily G. (2004). Cours d'hydrogéologie. UMR 7619, Université Paris VI (France), 226 p.
- De Marsily G. (1996). Hydrogéologie : comprendre et estimer le transport des polluants. Ecole des Mines, Paris (France), 236 p.
- De Marsily G. (1981) : Hydrogéologie quantitative. Masson, Paris (France), 215 p.
- De Lasme O.S. (2013). Contribution à une meilleure connaissance des aquifères fissurés du socle précambrien : Cas de la région de San-Pédro (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat Unique, Université Félix Houphouët Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 209 p.
- De Villers J., Squilbin M. & Yourassowsky C. (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement / Observatoire des Données de l'Environnement, 16 p.
- Debernardi L., De Luca D.A. & Lasagna M. (2008). Correlation between nitrate concentration in groundwater and parameters affecting aquifer intrinsic vulnerability. *Environmental geology*, 55: 539-558.
- Degbey C., Makoutode M., Lendo E.M., Fayomi B. & Chistrophe D.B. (2008). La qualité de l'eau de puits dans la commune d'Abomey-Calavi au Bénin. *Environnement, Risques & Santé*, 7(4) : 279-283.
- Deh S.K. (2013). Contributions de l'évaluation de la vulnérabilité spécifique aux nitrates et d'un modèle de transport des organochlorés à la protection des eaux souterraines du district d'Abidjan (sud de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat Unique, Université Félix Houphouët Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 230 p.
- Deh K.S., Kouamé K. J., Saley M.B., Tanoh K. J.J., Anani K. H., Signo J., Jourda J.P. & Biémi J. (2012). Evaluation de la vulnérabilité spécifique aux nitrates (NO_3^-) des eaux

Références

- souterraines du District d'Abidjan (Sud de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(3) : 1390-1408.
- Delor C., Simeon Y., Vidal M., Zeade Z., Kone Y. & Adou M. (1995). Notice explicative de la carte géologique de la Côte d'Ivoire à 1/200 000, feuille Séguéla, *Mémoire n°9 de la Direction des Mines et de la Géologie*, Abidjan, 19 p.
- Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O. & Belghity D. (2010). Caractérisation physicochimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec OUED FES. *Larhyss Journal*, 8: 101 - 112.
- Derwich L., Benziane Z. & Benaabidate L. (2011). Diagnostic of physico-chemical and bacteriological quality of fez waste-waters rejected in Sebou River: Morocco. *Environmental Earth Sciences*, 63(4): 839-846.
- Dibi B., Plagnes V., Konan-Waidhet A.B., & Savané I. (2015). Définition d'une méthodologie de dimensionnement des zones de protection des ouvrages de captages d'eaux souterraines en zone de socle. Cas de la zone test du bassin versant d'Ehania (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *20eme journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues*. « Aquifères de socle : le point sur les concepts et les applications opérationnelles », 13 – 15 juin 2015, La Roche-sur-Yon (France), 16 p.
- 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. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 2(4): 464-476.
- Dibi B. (2008). Cartographie des sites potentiels d'implantation des points d'eau dans le département d'Aboisso (Sud-Est de la Côte d'Ivoire) : Apport du SIG et de l'analyse multicritère. Thèse unique de Doctorat, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 164 p.
- Diersch H.J.G. (2014). Feflow, Finite element modelling of flow, mass and heat transport in porous and fractured media. 996 p.

Références

- Diersch H.J.G. (2013). DHI-Wasy Software – Finite Element Subsurface Flow, Transport simulation system. User Manual Version 6.2, 201 p.
- Diersch H.J.G. (1998). FEFLOW-reference manual. WASY-Institute of Water Resources Planning and System Research Ltd., Berlin (Germany), 80 p.
- Dimon F., Dovonou F., Adjahossou N., Chouti W., Mama D., Alassane A. & Boukari M. (2014). Caractérisation physico-chimique du lac Ahémé (Sud Bénin) et mise en relief de la pollution des sédiments par le plomb, le zinc et l'arsenic. *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie*, 37 : 36-42.
- Djaffar S. et Kettab A. (2015). Simulation stratégique, politique des ressources en eau en Algérie à l'horizon 2030. Laboratoire de Recherches en Sciences de l'Eau (LRS-EAU) Ecole Nationale Polytechnique, 10 Avenue Hassen Badi, B.P. n°182, El Harrach, 16000, Alger, Algérie, 1 p.
- Djro S.C. (1998). Evolution tectono-métamorphiques des gneiss granulitiques archéens du secteur de Biankouma. Thèse de Doctorat 3ème cycle, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 171 p.
- Doumouya I., Dibi B., Kouamé K. I., Saley B., Jourda J.P., Savané I. & Biémi J. (2012). Modelling of favourable zones for the establishment of water points by geographical information system (GIS) and multicriteria analysis (MCA) in the Aboisso area (South-East of Côte d'Ivoire). *Environmental Earth Science*, 67 :1763–1780. 10.1007/s12665-012-1622-2.
- Dörfliger N. et Plagnes V. (2010). Cartographie de la vulnérabilité de l'aquifère karstique guide méthodologique de la méthode PaPRIKa. Rapport BRGM, Orleans (France), 100 p.
- Dörfliger N et Plagnes V. (2009). Cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères karstiques. Guide méthodologique de la méthode PaPRIKa. ; BRGM RP-57527- FR, 105 p.
- Eblin S.G., Kouakou S.K., Mangoua M.J., Andrei V.S., Narcis B., Ion S. & Valentin N. (2019). Nitrate pollution of groundwater based on GIS in the city of Daloa, West-central Côte d'Ivoire. *revista de chimie* (Bucharest), 70(7): 2579-2583.

Références

- Eblin S.G., Soro G., Sombo A.P., Aka N., Kambiré O. & Soro N. (2014a). Hydrochimie des eaux souterraines de la région d'Adiaké (Sud-Est côtier de la Côte d'Ivoire). *Larhyss Journal*, 17: 193-214.
- Eblin S.G., Sombo A.P., Soro G., Aka N., Kambiré O. & Soro N. (2014b). Hydrochimie des eaux de surface de la région d'Adiaké (Sud-Est côtier de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 75 : 6259-6271.
- Effini A.T. (2007). Evaluation de la qualité chimique et bactériologique de la nappe de Bonoua et contribution à sa protection. Mémoire De DEA En Sciences De La Terre, Université de Cocody, 73 p.
- El Morjani Z. (2003). Conception d'un système d'information à référence spatiale pour la gestion environnementale : application à la sélection de sites potentiels de stockage de déchets ménagers et industriels en région semi-aride (Souss, Maroc). Thèse de Doctorat Unique, Université de Genève (Suisse), 300 p.
- Fetter C.W. (2001). Applied hydrogeology, 4th edition, Prentice-Hall, Upper Saddle River NJ xvii, 598 p.
- Feyen L., Dessalegn A.M., Smedt F., Gebremeskel S. & Batelaan O. (2004). Application of a Bayesian Approach to Stochastic Delineation of Capture Zones. *Groundwater*, 42(4): 542–551.
- Fitts C.R. (2013). Groundwater Sciences. 2nd Edition. *Academic Press*, Elsevier, 692 p.
- Fossou N.M.R (2010). Contribution hydrogéologique à l'étude des aquifères discontinus du département de Ferkessédougou pour une meilleure alimentation en eau potable. Mémoire de DEA, Université de Cocody, (Abidjan, Côte d'Ivoire), 69 p.
- Garouni E.A. et Merzouk A. (2004). Approche géomatique pour la délimitation des périmètres de protection des ressources en eau souterraines (champ captant). Laboratoire des ressources naturelles et environnement, Faculté des sciences et techniques, BP 2202, Route l'Imouzzer, Fès, Maroc et le Laboratoire des sciences du sol, Institut agronomique et vétérinaire Hassan 10 p.

Références

- Ghanbarian-Alavijeh B., Liaghat A., Huang G.H., Van Genuchten M.Th. (2010). Estimation of the van Genuchten Soil Water Retention Properties from Soil Textural Data. *Pedosphere*, 20(4): 456–465.
- Goher M.E., Abdo M.H., Bayoumy W.A. & Mansour E.T.Y. (2017). Some heavy metal contents in surface water and sediment as a pollution index of El Manzala Lake, Egypt. *Journal of Basic and Environmental Sciences*, 2: 210 – 225.
- Goné D.L. (2002). Contribution des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines à l'étude fonctionnement des systèmes hydrauliques en milieu fissuré de la région semi-montagneuse de Man (Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat 3^e cycle, Université d'ABOBO-ADJAME, (Abidjan, Côte d'Ivoire), 205 p.
- González Vázquez J.C., Grande J.A., Barragán F.J., Ocaña J.A. & De La Torre M.L. (2005). Nitrate Accumulation and Other Components of the Groundwater in Relation to Cropping System in an Aquifer in Southwestern Spain. *Water Resources Management*, 19 : 1-22.
- Guillaumet J.L. et Adjahohoun E. (1971). La végétation de la Côte d'Ivoire. *In : le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM*, 50 : 161-262.
- GWP (Partenariat Mondial de l'Eau) (2009). Stratégies 2009-2013, 23 p.
- Hamza H. M., Added A., Frances A. & Ridriguez 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 Raf (Nord-Est Tunisien). *Comptes Rendus Géoscience*, 339 : 493-505.
- Hasan J.S., Tanu B.M., Haidar I., Ahmed T. & Rubel A.S. (2015). Physico-chemical characteristics and accumulation of heavy metals in water and sediments of the river Dakatia, Bangladesh. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 2(5): 300-304.
- Heriarivony S.C., Razanamparany B. & Rakotomalala J.E. (2015). Caractères physico-chimiques et bactériologiques de l'eau de consommation (puits) de la commune rurale d'Antanifotsy, région Vakinankaratra, Madagascar. *Larhyss journal*, 24 : 7–17.

Références

- Huneau F., Jaunat J., Kavouri K., Plagnes V., Rey F. & Dörfliger N. (2013). Intrinsic vulnerability mapping for small mountainous karst aquifers, implementation of the new PaPRIKa method to Western Pyrenees (France), *Engineering Geology*, 161: 81–93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enggeo.2013.03.028>.
- Hunter W.J. (2003). Accumulation of nitrite in denitrifying barriers when phosphate is limiting. *Journal of Contaminant hydrology*, 66: 79 - 91.
- Ibtissam I. A., Zeraouli M., Addou M., Mokhtari A. & Soulaymani A. (2007). Evaluation de la pollution nitrique de la nappe phréatique de la zone côtière du Gharb (M'nasra) au Maroc entre 1993 et 2003. *Afrique SCIENCE*, 3 (3) : 378 - 390.
- Ikem A., Osibanjo O., Sridhar M.K.C. & Sobande A. (2002). Evaluation of groundwater quality characteristics near two waste sites in Ibadan and Lagos, Nigeria. *Water, Air, and Soil Pollution*, 140 : 307-333.
- INS (2014). Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH) 1998. Données sociodémographiques et économiques des localités, résultats définitifs par localités, région des lagunes, 26 p.
- Jaunat J. (2012). Caractérisation des écoulements souterrains en milieu fissuré par approche couplée hydrologie géochimie- hydrodynamisme application au massif de l'Ursuya (Pays Basque, France). Thèse de Doctorat Unique, Université Michel de Montaigne Bordeaux 3 (France), 184 p.
- Javandel I.C., Doughty C. & Tsang C.F. (1984). Groundwater transport: hand book of mathematical models, Water resources Monograph 10, American geophysical union, Washington DC (USA), 228 p.
- JICA. (2001). Plan directeur de gestion intégrée des ressources en eau en République de Côte d'Ivoire. Rapport principal, Sanyu Consultants Inc. Katahira et Engineers International, 451 p.
- John D.D., Subbba R.N., Thirupathi B.R., Srinivasa K.V.R. & Subrahmanyam A. (2007). Hydrogeochemistry of the Sarada river basin, Visakhapatnam district, Andhra Pradesh, India. *Environmental Geology*, 52 : 1331-1342.

Références

- Jourda J.R.P., Kouamé K.J., Saley M.B., Kouadio B.H., Oga Y.S., Deh S. (2006). Contamination of Abidjan aquifer by sewage: an assessment of extent and strategies for protection. In: Xu Y. and USHER B. (Eds) : Groundwater pollution in Africa. Taylor & Francis/Balkema, Leiden, 291-300.
- Kamagaté, B. (2006). Ecoulements sur un bassin versant de milieu tropical de socle au Bénin : bassin versant de la Donga (haute vallée de l'Ouémé). Thèse de Doctorat, Université Montpellier II (France), 220 p.
- Kamagaté B., Mariko A., Séguis L., Dao A., Bokar H. & Goné D.L. (2010). Différenciation hydrogéochimique entre les nappes superficielles des altérites et profondes du socle fissuré dans le bassin versant de Kolondieba (Sud du Mali) : approche statistique par la méthode SOM des réseaux de neurones. *IAHS Publication*, 340 : 1–9.
- Kamagaté B., Goné D.L., Doumouya I., Ouattara I., Ouedraogo M., Bamba A. & Savané I. (2011). Relation nappe-rivière dans le bassin versant du Bandama en milieu de socle fissuré en Côte d'Ivoire : approche couplée hydrochimie-télétection. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5 (1): 206-216.
- Karanta G., Martel R., Nastev M., Therrien R., Lefebvre R. & Paradis D. (2001). Étude comparative de méthodes de détermination de périmètres de protection autour des ouvrages de captage dans les aquifères de rocs fracturés. INRS Géoressources, Centre Géoscientifique De Québec, Commission Géologique Du Canada, Centre Géoscientifique Et Le Département De Géologie Et Génie Géologique, Université Laval, Ste-Foy (Québec au Canada), 238 p.
- Kavouri K., Plagnes V., Tremoulet J., Dörfliger N., Reijiba F. & Marchet P. (2011). PaPRIKA: a method for estimating karst resource and source vulnerability—application to the Ouyse karst system (southwest France). *Hydrogeology Journal*, 19: 339–353.
- Koblan A.K. (2016). Détermination des périmètres de protection des nouveaux ouvrages de captage de la nappe de Bonoua par modélisation hydrodynamique. Mémoire de Master en sciences de la Terre, Université Félix Houphouët Boigny de Cocody (Côte d'Ivoire), 79 p.

Références

- Koffi K. (2004). Contribution à l'étude des processus couplés hydrogéochimiques dans les stocks de déchets miniers : le cas du site de Carnoules (Gard, France). Thèse de Doctorat, Université de Montpellier II, 161 p.
- Kohonen T. (1982). Self - Organized formation of topologically correct features maps. *Biological Cybernetics*, 43 : 59–69.
- Koita M. (2010). Caractérisation et modélisation du fonctionnement hydrodynamique d'un aquifère fracturé en zone de socle. Région de Dimbokro-Bongouanou (Centre Est de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Montpellier II (France), 235 p.
- Koita M. (2005). Essai d'optimisation de la productivité des forages pour l'alimentation en eau potable des zones de socles : cas de Dimbokro. Mémoire DEA, Université Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 78 p.
- Konan K.F. (2008). Composition, structure et déterminisme de la diversité ichthyologique des rivières côtières du Sud-Est de la Côte d'Ivoire (Soumié - Eholié - Ehania - Noé). Thèse Unique de Doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, Abidjan (Côte d'Ivoire), 169 p.
- Konikow L.F. (2001). Use of numerical models to simulate the process flow and transport in groundwater. In : Volume VI: Modelling (Y. Yurtsever, series Ed.), UNESCO/IAEA series on Environmental Isotopes in the Hydrological Cycle, Principles and Applications (W.G. Mook, Ed.).
- Konikow L.F. (1996). Use of numerical models to simulate groundwater flow and transport. In Manual on Mathematical Models in Isotope Hydrogeology, International Atomic Energy Agency Rept. IAEA-TECDOC-910, Vienna, Austria: 59-112.
- Kouadio A.F.Y. (2018). Développement d'une méthodologie pour une meilleure évaluation des impacts environnementaux de l'industrie extractive. Thèse de Doctorat Unique, Université de Montpellier (France), 210 p.
- Kouadio A.N.B. (2019). Évaluation du risque sanitaire lié à la consommation des eaux de puits traditionnels par les ménages à faibles revenus en milieu urbain : cas de la ville d'Agboville (Côte d'Ivoire). Thèse Unique de Doctorat, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 188 p.

Références

- Kouadio J.O.K., Dibi B., Mangoua M.J., Konan-Waidhet A.B. & Kamagaté B. (2020). Contribution of Sentinel 1A Radar Images to the Extraction of Lineaments from the Lobo Watershed (Center-West of the Ivory Coast). *Journal of Geography, Environment and Earth Science International*, 24(8) : 11-25
- Kouadio K.J.O., Dibi B., Mangoua M.J., Konan E.D., Graillot D. & Eblin S.G. (2019). Evaluation de la productivité des aquifères fissurés du bassin versant de la Lobo (Centre-ouest de la Côte d'Ivoire). *Journal International Sciences et Technique de l'Eau et de l'Environnement*, 4(1) : 381-389.
- Kouakou K.E. (2011). Impacts de la variabilité climatique et du changement climatique sur les ressources en eau en Afrique de l'Ouest : Cas du bassin versant de la Comoé. Thèse Unique de Doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire, 186 p.
- Kouakou A.B. (2018). Variabilité climatique, activités anthropiques et réponses hydrologiques du bassin versant de l'Agneby à Agboville (Côte d'Ivoire) Thèse Unique de Doctorat, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 191 p.
- Kouamé K.I. (2007). Pollution physico-chimique des eaux dans la zone de la décharge d'Akouédo et analyse du risque de contamination de la nappe d'Abidjan par un modèle de simulation des écoulements et du transport des polluants. Thèse de Doctorat, (UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire)), 230 p.
- Kouamé K.J. (2007). Contribution à la Gestion Intégrée des Ressources en Eaux (GIRE) du District 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 de Doctorat unique Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 229 p.
- Kouamelan A.N. (1996). Géochronologie et Géochimie des formations archéennes et protérozoïques de la dorsale de Man en Côte d'Ivoire. Implications pour la transition Archéen-protérozoïque. Thèse de Doctorat. Université de Rennes 1 (France), 284 p.
- Kouassi A.M., Kouamé K.F., Saley M.B. & Biemi J. (2013). Application du modèle de maillet à l'étude des impacts des changements climatiques sur les ressources en eau en Afrique de l'Ouest : Cas du bassin versant du N'Zi-Bandama (Cote d'Ivoire). *Journal of Asian Scientific Research*, 3(2) : 214-228.

Références

- Kouassi F.W., Mangoua M.J., Kouassi K.A., Kouadio Z.A., Alle H.P. & Goula B.T.A. (2017). Caractéristiques hydrogéochimiques des aquifères fissurés de la région d'Odienné, Nord-Ouest de la Côte d'Ivoire. *Afrique SCIENCE*, 13(3) : 30 - 42.
- Kouassi K.A. (2013). Modélisation hydrodynamique en milieu poreux saturé par approche inverse via une paramétrisation multi-échelle : Cas de l'aquifère du Continental Terminal d'Abidjan (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat Unique, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 268 p.
- Kouassi K.H., Konan-Waidhet A.B., Yao A.B., Koffi B. & Kadjo E.D. (2020). Simulation of the Dynamics of Land Cover and Land Use in the Lobo River Watershed Upstream of Nibéhibé (Center-West of Côte d'Ivoire). *Journal of Geographic Information System*, 12 : 519-530. <https://doi.org/10.4236/jgis.2020.125030>.
- Kouassi K.J.M. (2017). Modélisation du fonctionnement hydrodynamique d'un aquifère d'altérite : cas de la ville de Daloa (Cote d'Ivoire). Mémoire De Master, Université Jean Lorougnon Guédé-Daloa (Côte d'Ivoire), 73 p.
- Krijgsman B. & Lobo-Ferreira J.P. (2001). A methodology for delineating wellhead protection areas. Vrije universiteit, Amsterdam and LNEC, Lisboa, Laboratorio Nacional de Engenharia Civil. *Informação de hidraulica INCH7*, 81 p.
- Kumar P., Gopinath G. & Seralathan O. (2007). Application of remote sensing and GIS for the demarcation of groundwater potential areas of a river basin in Kerala, southwest coast of India. *International Journal of Remote Sensing*, 28(24): 5583-5601.
- Lachassagne P., Wyns R. & Dewandel B. (2011). The fracture permeability of Hard Rock Aquifer is due neither to tectonics, nor to unloading, but to weathering processes. *Terra Nova*, 23 : 145-161.
- Lasm T. (2000). Hydrogéologie des réservoirs fracturés de socle : Analyse statistique et géostatistique de la fracturation et des propriétés hydrodynamiques. Application à la région des montagnes de Côte d'Ivoire (domaine archéen). Thèse De Doctorat, Université de Potiers (France), 274 p.
- Lasm T., De Lasmé O., Oga M. S.Y., Youan ta M., Baka D., Kouame F. & Yao T.K. (2011). Caractérisation hydrochimique des aquifères fissurés de la région de San-Pedro (Sud-

Références

- Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5(2): 642-662.
- Leblanc Y. (1999). Prédiction de l'effet du décapage d'une mine à ciel ouvert sur l'hydrogéologie locale à l'aide de la modélisation numérique. *Systèmes Geostatistique International*, Laval, (Québec au Canada), 23 p.
- Ledoux E. (1986). Modèles mathématiques en hydrogéologie. Centre d'informatique géologique, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, LHM/RD/86/12 (France), 120 p.
- Lémière B., Seguin J.J., Le Guern C., Guyonnet D. & Baranger P. (2001). Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes : Application dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau. Document du BRGM 300, 119 p.
- Leray S, de Dreuzay J.R., Bour O. & Bresciani E. (2013). Numerical modeling of the productivity of vertical to shallowly dipping fractured zones in crystalline rocks. *Journal of Hydrology*, 481: 64–75.
- Ligban R. (2013). Caractérisation hydrogéologique et origine des eaux de sources naturelles dans le degré carré de Daloa (Centre-Ouest ; Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 135 p.
- Ligban R., Goné L.D., Kamagaté B., Saley M.B. & Biémi J. (2009). Processus hydrogéochimiques et origine des sources naturelles dans le degré carré de Daloa (Centre Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 3 : 38-47.
- Lihe Y., Yangxiao Z., Shemin G., Dongguang Wen., Eryong Z. & Jiaqiu D. (2013). Comparison and modification of methods for estimating evapotranspiration using diurnal groundwater level fluctuations in arid and semiarid regions. *Journal of hydrology*, 496: 9-16
- Lobo-Ferreira J.P., Novo E.M. & Oliveira M.M. (1995). Groundwater vulnerability mapping: Application to the Minho watershed in Northern Portugal's Celtic Region. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisbon, Portugal, 7 p.

Références

- Lumb A., Sharma T.C., Bibeault J.F. & Klawunn P. (2011). A Comparative Study of USA and Canadian Water Quality Index Models. *Water Quality, Exposure and Health*, 3: 203 - 216.
- Makhoukh M., Sbaa M., Berrahou A & Van Clooster M. (2011). Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'oued Moulouya (Maroc oriental). *Larhyss Journal*, 9 : 149-169.
- Mangin A. (1975). Contribution à l'étude hydrodynamique des aquifères karstiques [Contributions to the hydrodynamics of karst aquifers]. Thèse de Doctorat, Université Dijon (France), 124 p.
- Mangoua M.J., Kouassi K.A., Kouassi W.F., Douagui G.A, Savane I. & Biémi J. (2020) Assessment of vulnerability to groundwater pollution in Department of Odienné (North-West Côte d'Ivoire). *African Journal of Science, Technology, Innovation and Development*, 12(3): 297-303
- Mangoua M.J., Konan K.S., Kouamé K.I., Zougrou N.N., Kouassi K.L., Savané I. & Biémi J. (2018). Evaluation de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines du département de Tiassalé (Sud de la Côte d'Ivoire). *Environmental and water sciences public health & territorial intelligence*, 2(2): 46-54.
- Mangoua M.J., Goné D.L., Kouassi K.A., N'guettia K.G., Douagui G.A., Savané I. & Biémi J. (2015). Hydrogeochemical assessment of groundwater quality in the Baya watershed (Eastern of Côte d'Ivoire). *African Journal of Agricultural Research*, 10(49): 4477-4489.
- Mangoua M.J. (2013). Evaluation des potentialités et de la vulnérabilité des ressources en eau souterraine des aquifères fissures du bassin versant de la baya (Est de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, UFR des Géosciences et Environnement, Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 171 p
- Mangoua M.J., Touré S., Goula B.T.A., Yao K.B., Savané. I & Biémi J. (2010). Evaluation des caractéristiques des aquifères fissurés du bassin versant de la Baya ou Bâ (Est de la Côte d'Ivoire). *Revue Ivoirienne des Sciences et Technologie*, 16 : 243-259.
- Maréchal J.C., Dewandel B. & Subrahmanyam K. (2004). Use of hydraulic tests at different scales to characterize fracture network properties in the weathered-fractured layer of

Références

- a hard rock aquifer. *Water resources Research*, 40(11): 1-17.
doi:10.1029/2004WR003137,
- Maréchal J.C., Robert W., Patrick L., Kambhampati S. & Frédéric T. (2003). Anisotropie verticale de la perméabilité de l'horizon fissuré des aquifères de socle : concordance avec la structure géologique des profils d'altération, *Comptes Rendus Géosciences*, 335 : 451-460.
- Mashaël A. (2010). Mapping potential areas for groundwater storage in Wadi Aurnah Basin, western Arabian Peninsula, using remote sensing and geographic information system techniques. *Hydrogeology Journal*, 18 : 1481-1495.
- Matini L., Moutou J.M. & Kongo-Mantono M.S. (2009). Evaluation hydrochimique des eaux souterraines en milieu urbain au Sud-Ouest de Brazzaville, Congo. *Afrique SCIENCES*, 05 (1): 82 - 98.
- Martinelli I. (1999). Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans le sol urbain. Vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 190 p.
- McDonald M.G. & Harbaugh A.W. (1988). A modular three dimensional finite difference groundwater flow model. *Techniques of Water-Resources Investigations 06-A1* Washington (USA), 586 p.
- Meybeck M., Friedrich G., Thomas R. & Chapman D. (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition* published on behalf of WHO by F & FN Spon 11 New Fetter Lane, London (England), 651 p.
- Miquel G. (2001). Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. N° 2979 Assemblée Nationale, 366 p.
- Murat V., Paradis D., Savard M.M., Nastev M., Bourque E., Hamel A., Lefebvre R. & 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*, 16 p.

Références

- 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 (Canada), 127 p.
- Murat V., Martel R., Michaud Y. & Therrien R. (2000). Etude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères à la pollution : Application aux aquifères granulaires du Piémont laurentien, Québec, AIH-CNC et SCG, pp. 411-418.
- Murthy K.S.R. (2000) Groundwater potential in a semi-arid region of Andhra Pradesh: a geographical information system approach. *International Journal of Remote Sensing*, 21(9): 1867–1884.
- Niamké K.H., Saley M.B., N'dri B.E., Ouattara A. & BIÉMI J. (2008). Contribution à l'interprétation des linéaments par L'exploitation des Pseudo Images, de L'hydrographie en Région Tropicale Humide: Cas du N'zi-Comoe (Centre de la Côte D'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 24 (1) : 74-93.
- N'go Y.A., Gone D.L., Savane I. & Goble M.M. (2005). Potentialités en eaux souterraines des aquifères d'Agboville (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire) : Caractérisation hydro-climatique et physique. *Afrique SCIENCE*, 01(1) : 127-144.
- Nolan B.T. (2001). Relating nitrogen sources and aquifer susceptibility to nitrate in shallow groundwater of the United States. *Groundwater*, 39: 290 - 299. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.tb02311.x>.
- Nordberg G.F., Fowler B.A., Nordberg M. & Friberg L.T. (2007). Handbook on the toxicology of metals, Academic Press., Burlington, 998 p.
- Noufou C. (1998). Déforestation et activités agricoles en Côte d'Ivoire : recherche d'un nouvel équilibre. Thèse de Doctorat, Faculté des études supérieures de l'Université Laval (Canada), 159 p.
- Nouaty N., Khattach D. & Hilali M. (2017). Cartographie des zones potentielles pour le stockage des eaux souterraines dans le haut bassin du Ziz (Maroc) : Apport de la télédétection et du système d'information géographique. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Terre*, 39 : 45-57.

Références

- OFEFP/OFEG. (2003). Délimitation des zones de protection des eaux souterraines en milieu fissuré. Guide Pratique. 83 p.
- Oga M.S., Lasm T., Yao T.K., Soro N., Saley M.B., Kouassi D. & Gnamba F. (2009). Caractérisation chimique des eaux des aquifères de fracture : cas de la région de Tiassalé en Côte d'Ivoire. *European Journal of Scientific Research*, 31(1) :72-87.
- Ohou M.J.A., Mambo V., Yapo B.O., Séka M.A., Tidou A.S., Kamagaté B. & Houénou P.V. (2008). Temporal and spatial variations of nitrate levels in traditional water supply wells in the area of Buyo, Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Sciences*, 8 : 3096-3107.
- Olivier A. (2005). Chimie et pollution des eaux souterraines. Edition TEC et DOC, 390 p.
- OMS. (2017). Guidelines for drinking-water quality: 4th edition incorporating first addendum. ISBN 978-92-4-254995-9, 538 p.
- Panagopoulos G.P., Antonakos A.K., Lambrakis N.J. (2006). Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods and GIS. *Hydrogeology Journal*, 14 : 894 - 911.
- Papon A. (1973). Géologie et minéralisation du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Bulletin de la Direction des mines et de la géologie, 28 p.
- Pedro G. (1972). Géomorphologie dynamique et environnement. Processus et relais dans les bassins versants. Paris, Armand Colin, Collection U – Géographie, 336 p.
- Perraud A. et Souchère P. (1969). Esquisse pédologique de la Côte d'Ivoire à l'échelle de 1/500 000. Mémoire ORSTOM, 50, 16 p.
- Pichard A., Bisson M., Diderich R., Hulot C., Houeix N., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H. & Morin A. (2005). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Zinc et ses dérivés. INERIS, 2, 69 p.
- Picot A. (2002). Le trio mercure, plomb, cadmium. Les métaux lourds : de grands toxiques, 8p. Disponible auprès de http://hyperactif.net/images/Picot_le_trio_des_toxiques.pdf. Consulté le 24/05/2014.
- Piper A.M. (1944). A graphic procedure in geochemical interpretation of water analyses. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 25 : 914-928.

Références

- Prasad R.K., Mondal N.C., Pallavi B., Nandakumar M.V. & Singh V.S. (2008). Deciphering potential groundwater zone in hard rock through the application of GIS. *Environnement Geology*, 55: 467-475.
- Ramakrishnaiah C.R., Sadashivaiah C. & Ranganna G., (2009). Assessment of Water Quality Index for the Groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India. *E-Journal of Chemistry*, 6(2): 523-530.
- Rapantova N., Grmela A., Vojtek D., Halir J. & Michalek B. (2007). Ground water flow modelling applications in mining hydrogeology. *Mine Water and the Environment*, 26 (4): 264– 270.
- Rasmussen H. et Rouleau A. (2003). Guide de détermination d'aires d'alimentation et de protection de captage d'eaux souterraines. Centre D'étude Sur Les Ressources Minérales. Université De Québec À Chicoutimi (Canada), 182 p.
- Richard A.M., Diaz J.H. et Kaye A.D. (2014). Reexamining the risks of drinking-water nitrates on public health. *Ochsner Journal*, 14: 392 - 398.
- Robinson C., El-Baz F. et Singhory V. (1999). Subsurface imaging by RADARSAT: comparison with Landsat TM data and implications for groundwater in the Selima area, northwestern Sudan. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 25(3): 268-277.
- Robinson B. et Ipsen E.C. (2007). Groundwater modeling report. Arkema, Inc. Facility Portland, Oregon, 120 p.
- Rodier J. (2009). L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Dunod, 9ème édition, Paris (France), 1579 p.
- Rousseau A.N., Lafrance P.D., Quilbé R.D., Caron E.M., Grenier M.M., Lavignen M.P. & Savary S. (2007). Développement de normes de performance agroenvironnementales atteignables (NPA) sur quatre bassins versants canadiens. Centre Eau, Terre et Environnement Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE) 490, rue de la Couronne, Québec (QC), G1K 9A9. Rapport N° R-924, 217 p.
- Roy A. (1998). Conception par modélisation numérique d'un essai de restauration in situ à l'aide de solutions tensioactives sur des sols contaminés aux BPC. Mémoire de Maître des

Références

- sciences (M. Sc.), INRS-Géoressources, Université du Québec (Laval, Québec), 144 p.
- Saaty T.L. (1977). A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, 15: 234–281.
- Sallenave R. (2017). Nitrate in drinking water. College of agricultural, consumer and environmental sciences. New Mexico State University (USA), 8 p.
- Samman S. et Roberts D.C. (1987). The effect of zinc supplements on plasma zinc and copper levels and the reported symptoms in healthy volunteers. *Medical Journal of Australia*, 146 (5) : 246-249.
- Savané I., Coulibaly K.M. & Gioan P. (2001). Variabilité climatique et ressources en eaux souterraines dans la région semi-montagneuse de Man. *Sécheresse*, 12(4): 231-237.
- Sawadogo A.N. (1984). Géologie et hydrogéologie du socle cristallin de la Haute Volta : étude régionale du bassin versant de la Sissili. Thèse de Doctorat d'Etat ès-Sciences Naturelles, Université de Grenoble (France), 350 p.
- Schnebelen N., Platel J.P., Le Nindre Y. & 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, 20 p.
- Selyam S., Farooq A., Dar N.S., Magesh C., Singaraja S. & Venkatramanan S.Y. (2015). Application of remote sensing and GIS for delineating groundwater recharge potential zones of Kovilpatti Municipality, Tamil Nadu using IF technique. *Earth Science Informatics*, 9: 137-150. DOI 10.1007/s12145-015-0242-2.
- Shankar R.M.N. et Mohan G. (2006). Assessment of the groundwater potential and quality in the Bhatsa and Kalu river basins of Thane district, western Deccan Volcanic Province of India. *Environmental Geology*, Doi: 10.1007/s00254-005-0137-5., 49 : 990–998.
- Sinan M. et Razack M. (2008). An extension to the DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability to pollution: application to the Haouz aquifer of Marrakech (Morocco). *Environmental Geology*, doi: 10.1007/s00254-008-1304-2.
- Sinan M., Rachid M. et Moumtaz R. (2003). Utilisation des SIG pour la caractérisation de la vulnérabilité et de la sensibilité à la pollution des nappes d'eau souterraine.

Références

- Application à la nappe du Haouz de Marrakech, Maroc. 2nd FIG Regional Conference 2-5 Décembre 2003, Marrakech, Maroc, pp 1-15.
- Smiler (2000). Diagramme. Logiciel libre du Laboratoire d'Hydrogéologie. Université d'Avignon (France). <http://www.lha.univ-avignon.fr>.
- Sonnendrucker P. (1964). Description géologique de la coupure Daloa 1d à 1/50 000. Synthèse des travaux antérieurs. SODEMI, 27 p.
- Soro N. (2002). Hydrochimie et géochimie isotopique des eaux souterraines du degré carré de Grand-Lahou et ses environs (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). Implication hydrologique et hydrogéologique. Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences Naturelles, Université de Cocody, Abidjan (Côte d'Ivoire), 272 p.
- Soro N. (1987). Contribution à l'étude géologique et hydrogéologique du Sud-Est de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat 3è cycle, Université Scientifique et Médicale de Grenoble I (France), 243 p.
- Srinivas R.G. et Nageswararao.G. (2013). Assessment of Groundwater quality using Water Quality Index. *Archives of Environmental Science*, 7: 1 - 5.
- Sudhakar G., Swarnalatha.G., Venkataratnam V. & Vishnuvardhan Z. (2014). Water quality index for groundwater of Bapatla Mandal, coastal Andhra Pradesh, India. *International Journal of Environmental Sciences*, 5(1): 23 - 33.
- Tagini B. (1971). Esquisse structurale de la Côte d'Ivoire. Essai de géotectonique régionale. Thèse de Doctorat 3ème cycle, Université de Lausanne (Suisse) Bulletin SODEMI, (5), 302 p.
- Tampo L., Ayah M., Kodom T., Tchakala I., Boguido P., Bawa L. & Djaneye B. (2014). Impact de la demande en chlore et de la chloration sur la désinfection des eaux de puits des quartiers de Lomé : cas des quartiers de Démakpoé et d'Agbalépédogan (Togo). *Journal of Applied Biosciences*, 75: 6272–6281.
- Tenenbein M., Littman C. & Stimpson R.E. (1990). Gastrointestinal pathology in adult iron overdose. *Journal of Toxicology Clinical Toxicology*, 28(3): 311-320.
- Tenenbein M., Kopelow M.L. & Desa D.J. (1988). Myocardial failure and shock in iron poisoning. *Human & Experimental Toxicology*, 7: 281-284.

Références

- Thornthwaite C.W. (1954). An approach toward a rational classification of climate, *Transaction American Geophysics Union*, 27: 55-99.
- Touré S. (2007). Pétrologie et géochronologie du massif de granitoïdes de Bondoukou (Nord-est de la Côte d'Ivoire) : Evolution magmatique et contexte géodynamique au protérozoïque inférieur (Paléoprotérozoïque) ; relation avec les formations volcaniques et volcano-détritiques du Zanzan, Koun, Tanda ; implications paléogéographiques. Thèse de Doctorat d'Etat ès-Sciences Naturelles, Université d'Abobo-Adjamé, Abidjan (Côte d'Ivoire), 467 p.
- Touré S., Caen-Vachette M. & Tempier P. (1987). Nouvelles données pétrographiques, géochimiques et géochronologiques du massif « granitique » de Bondoukou (Côte d'Ivoire) mise en évidence d'un âge Burkinien, par isochrone Rb/Sr sur roches totales. *Journal of African Earth Sciences*, 6: 269-274.
- Tredoux G. et Talma A.S. (2006). Nitrate pollution of groundwater in southern Africa. In: Xu Y. et USHER B. (Eds) : *Groundwater pollution in Africa*. Taylor & Francis/Balkema, Leiden, 15-36.
- USEPA (1998). Guidelines for Delineation of Wellhead Protection Areas. US EPA/440/6-87/010 Report, 212 p.
- USEPA (1987). Guidelines for Delineation of Wellhead Protection Areas. US EPA/440/6-87/010 report, 212 p.
- Vesanto J. et Alhoniemi E. (2000). Clustering of the self-organizing map. *IEEE transactions on neural networks*, 11(3) : 586-600.
- Vrba J. et Zaporozec A. (1994). Guidebook on mapping groundwater vulnerability. International association of hydrogeologists, 16, 131 p.
- Wakida F.T et Lerner D.N. (2005). Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. *Water Research*, 39: 3 - 16.
- Walton W.C. (1984). Analytical groundwater modelling programmable calculators and hand-held computers. In Rosenshein J., Bennett G. D. (Eds): *Groundwater hydraulics*. American geophysical union monograph 9, pp 298-312.

Références

- White A.F., Blum A.E., Bullen T. (1999) - The effect of temperature on experimental and natural chemical weathering rates of granitoid rocks. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63 (19-20): 3277-3291.
- Wongsanit J., Teartisup P., Kerdsueb P., Tharnpoophasiam P. & Worakhunpiset S. (2015). Contamination of nitrate in groundwater and its potential human health: a case study of lower Mae Klong river basin, Thailand. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 : 11504 – 11512.
- Wright T.L., Brissot P., Ma W.L. & Weisiger R.A. (1986). Characterisation of non-transferrin-bound iron clearance by rat liver. *Journal of Biological chemistry*, 261(23):10909-10914.
- Wyns R., Gourry J.C., Baltassat J.M. & Lebert, F. (1999). Caractérisation multiparamètres des horizons de subsurface (0-100 m) en contexte de socle altéré. In: BRGM, IRD, UPMC (Eds), 2^{ème} Colloque GEOFCAN, Orléans, France, 105–110.
- Xu Y. et Usher B. (2006). Issues of groundwater pollution in Africa. In: *Groundwater pollution in Africa*. Taylor & Francis/Balkema, Leiden, 3-9.
- Xu Y. et Van Tonder G. (2002). Capture zone simulation for boreholes located in fractured dykes using the linesink concept. *Water SA*, 28(2) : 165–170.
- Yameogo S. (2008). Ressource en eau souterraine du centre urbain de Ouagadougou au Burkina Faso. Qualité et vulnérabilité. Thèse Unique de Doctorat, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, France, 245 p.
- Yao A.B., Goula B.T.A., Kouadio Z.A., Kouakou K.E., Kane A. & Sambou S. (2012). Analyse de la variabilité climatique et quantification des ressources en eau en zone tropicale humide. Cas du bassin versant de la Lobo au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, *Revue Ivoirienne des Sciences et Technologies*, 19 : 136-157.
- Yao A.B. (2015). Evaluation des potentialités en eau du bassin versant de la Lobo en vue d'une gestion rationnelle (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse Unique de Doctorat, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 193 p.
- Yao K.T. (2009). Hydrodynamisme dans les aquifères de socle cristallin et cristallophyllien du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire : cas du département de Soubré. Apports de la

Références

- télétection, de la géomorphologie et de l'hydrogéochimie. Thèse de Doctorat Unique, Université de Cocody, (Abidjan, Côte d'Ivoire), 284 p.
- Yesilnacar I.M., Sahinkaya E., Naz M. & Ozkaya B. (2008). Neural network prediction of nitrate in groundwater of Harran Plain, Turkey. *Environmental geology*, 56: 19-25.
- Yidana S.M. (2010). Groundwater classification using multivariate statistical methods: Southern Ghana. *Journal of African Earth Sciences*, 57 : 455-469.
- Youan T.M. (2008). Contribution de la télétection et des systèmes d'informations géographiques à la prospection hydrogéologique du socle précambrien d'Afrique de l'Ouest : cas de la région de Bondoukou (nord-Est de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat Unique, Université de Cocody, (Abidjan, Côte d'Ivoire), 237 p.
- Zheng C. et Bennett G.D. (1995). Applied contamination transport modelling, New York, Van Nostrand Reinhold (USA), 440 p.
- Zobrist J. (2001). Les processus biogéochimiques qui font la qualité des eaux souterraines. *EAWAG news*, 49 : 16-17.

ANNEXES

Annexes

Annexe 1 : Pondération des paramètres de qualité

Paramètres chimiques	Poids unitaire (wi)	Poids relatifs (Wi)	Normes OMS
PH	4	0,083	6,5-8,5
Conductivité électrique ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	4	0,083	400
Nitrates (mg.L^{-1})	5	0,104	50
Nitrites (mg.L^{-1})	5	0,104	5
Sulfates (mg.L^{-1})	4	0,083	250
Chlorures (mg.L^{-1})	3	0,062	200
Phosphates (mg.L^{-1})	3	0,062	0,2
Hydrogénocarbonates	2	0,041	65-160
Magnésium (mg.L^{-1})	2	0,041	50
Sodium (mg.L^{-1})	2	0,041	200
Potassium (mg.L^{-1})	2	0,041	12
Calcium (mg.L^{-1})	2	0,041	100
Ammonium (mg.L^{-1})	3	0,062	0,5
Zinc (mg.L^{-1})	1	0,021	3
Fer (mg.L^{-1})	3	0,062	0,3
Manganèse (mg.L^{-1})	3	0,062	0,05
TOTAL	48	1	

Annexe 2 : Exemple de calcul de Facteur de protection

❖ **Vecteur propre (V_p)**

- Vecteur propre de la zone non saturée (ZNS)

$$V_{pZNS} = \sqrt[3]{\left(1 + \frac{1}{3} + 2\right)} = 1,49$$

- Vecteur propre de l'altérite

$$V_{pAltérite} = \sqrt[3]{3 + 1 + 3} = 1,91$$

- Vecteur propre sol

$$V_{pSol} = \sqrt[3]{\frac{1}{3} + \frac{1}{3} + 1} = 1,22$$

❖ **Coefficient de pondération (W_p)**

- Coefficient de pondération de la zone non saturée (ZNS)

$$W_{pZNS} = \frac{1,49}{(1,49 + 1,22 + 1,91)} = 0,32$$

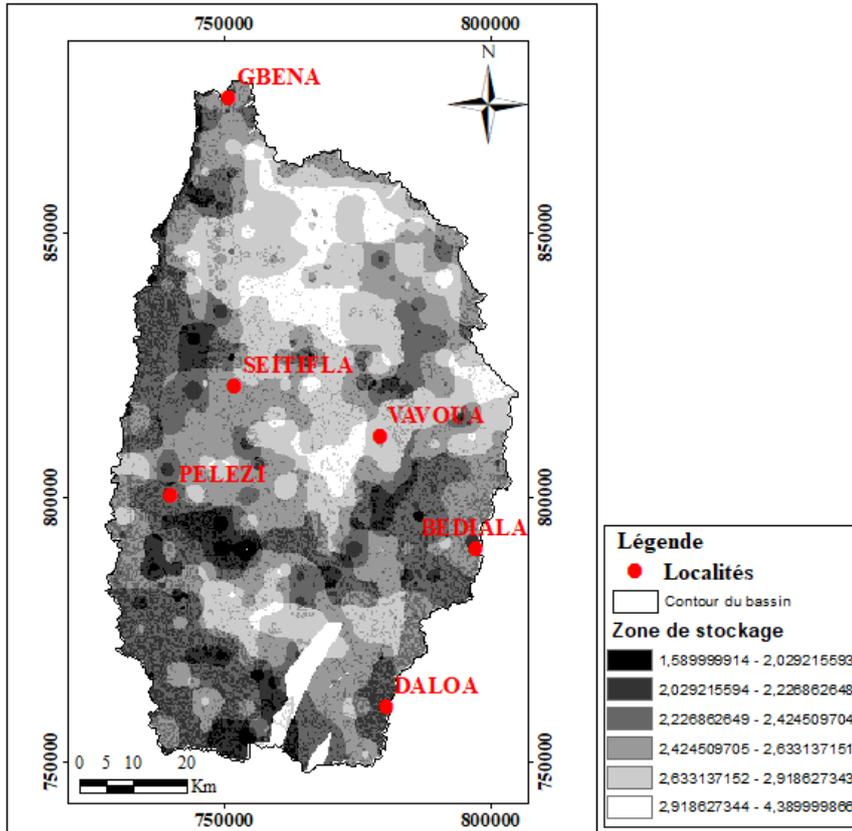
- Coefficient de pondération de l'altérite

$$W_{pAltérite} = \frac{1,91}{(1,49 + 1,22 + 1,91)} = 0,42$$

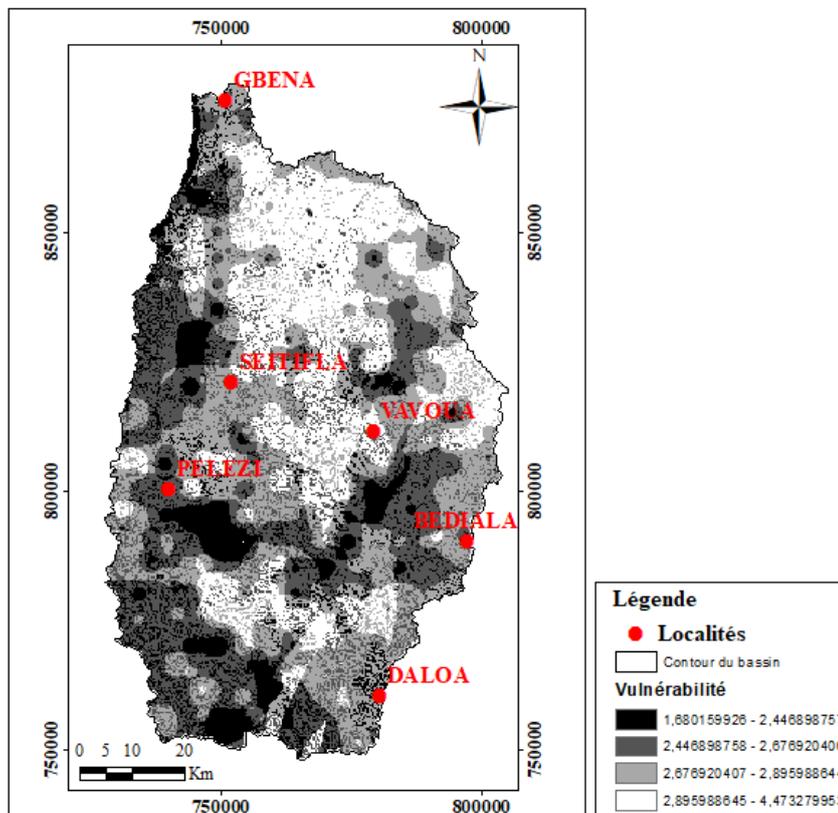
- Coefficient de pondération du sol

$$W_{pSol} = \frac{1,22}{(1,49 + 1,22 + 1,91)} = 0,26$$

Annexes



Annexes 3 : Carte des indices de zone de stockage



Annexes 4 : Carte des indices de vulnérabilité

Annexes

Localités	Charges Observées	Charges simulées	Différences
Gbena	335,24	333,71	1,53
Ténéforo	327,6	324,98	2,62
Vrouo 2	280,8	287,03	-6,23
Seitifla	258,43	252,24	6,19
Diafla	268,66	265,22	3,44
Vaafra	251,58	255,80	-4,22
Yala	241,97	252,37	-10,40
Pélezi	257,62	257,90	-0,28
Dediafla 2	255,8	257,72	-1,92
Kéto-Bassam	239	242,53	-3,53
Cailloukro (Dania)	260,58	258,54	2,04
Bohinou	249,59	254,45	-4,86
Zoukouboué	254,14	254,37	-0,23

Annexes 5 : Ecart entre charges calculées et observées

PUBLICATIONS

- 1- **Yiwa Monique Kamenan, Oi Mangoua Jules Mangoua, Brou Dibi, Sampah Eblin Georges, Kouakou Lazare Kouassi & Kouamé Auguste Kouassi (2020).** Assessment of Vulnerability to Groundwater Pollution in the Lobo Watershed at Nibéhibé (Central-West, Côte d'Ivoire). *Journal of Water Resource and Protection*, 12 : 657-671.
- 2- **Kamenan Yiwa Monique, Dibi Brou, Eblin Sampah Georges, Konan Kouakou Séraphin, Kouassi Kouakou Lazare & Plagnes Valérie (2020).** Spatio-temporal characterization of the physico-chemical quality of groundwater: Case of the Lobo watershed (Centre-west of Côte d'Ivoire). *African Journal of Environmental Science and Technology*, 14(12) : 400-409.

Résumé

L'approvisionnement en eau potable des populations est de plus en plus orienté vers la recherche des eaux souterraines. Toutefois, ces ressources, bien que considérée comme sûre parce qu'elles sont censées être exempt de pollution, sont menacées par diverses sources de pollutions ponctuelles et diffuses. La présente étude a pour objectif de mettre en place un outil de protection des ressources en eaux souterraines des aquifères fissurés contre la pollution. Pour atteindre cet objectif, une première approche statistique a été adoptée sur des données d'analyses physico-chimiques acquises à l'issue de deux campagnes d'échantillonnages (saison sèche et pluvieuse). Cette approche a consisté d'abord à effectuer une analyse comparative, puis à comprendre les spécificités chimiques au sein des classes d'eaux à l'aide du diagramme de piper et enfin à classifier les eaux en fonction de leur similarité physico-chimique en utilisant la carte auto-organisée de Kohonen (SOM). Les résultats montrent que les eaux souterraines du bassin versant de la Lobo sont acides et peu minéralisées. Cette minéralisation est acquise par la dissolution de la roche au contact eau-roche par hydrolyse acide et par oxydo-réduction complétée par les apports superficiels d'éléments. L'application de l'indice de qualité a permis de voir que les eaux du bassin versant sont dans l'ensemble de bonne qualité physico-chimique. La deuxième approche a été de cartographier la vulnérabilité intrinsèque à partir de la méthode PaPRI. Les résultats obtenus font ressortir trois (3) classes de vulnérabilité qui sont les classes modérées, élevée et très élevée. Cette carte nous montre que la zone d'étude est dominée par la classe de vulnérabilité élevée (89%). Cette prédominance montre que les eaux souterraines du bassin versant de la Lobo sont exposées à un risque élevé de pollution. La délimitation des périmètres de protection autour des ouvrages de captage à partir de la modélisation hydrogéologique à l'aide du modèle FEFLOW 7.3 donne les périmètres de protection rapprochée de 1972,70 m, 2514,37 m, 4240,86 m, 4164,38 m, 4298,23 m et 3134,99 m respectivement pour les forages de Kéto-Bassam, de Séitifla, de Vrouo 2, de Gbena, de Yala et de Zoukouboué. Les périmètres de protection éloignée quant à eux sont de 8639,82 m, 5762,33 m, 8074,02 m, 6161 m, 9506,42 m et 6091,61 m respectivement pour les mêmes.

Mots Clés : Bassin versant de la Lobo, Hydrochimie, Vulnérabilité intrinsèque, Périmètres de protection, Côte d'Ivoire.

Abstract

supply of drinking water to populations is more and more oriented towards the search for groundwater. However, these resources, although considered safe because they are supposed to be free of pollution, are threatened by various sources of point and non-point pollution. Objective of this study is to develop a tool to protect the groundwater resources of fissured aquifers from pollution. Achieve this objective, a first statistical approach was adopted on physico-chemical analysis data acquired after two sampling campaigns (dry and rainy season). This approach consisted first of all in carrying out a comparative analysis, then in understanding the chemical specificities within the water classes using the piper diagram and finally in classifying the waters according to their physico-chemical similarity using the Kohonen self-organized map (SOM). Results show that the groundwater in the Lobo watershed is acidic and low in mineralization. This mineralization is acquired by the dissolution of the rock at the water-rock contact by acid hydrolysis and by oxidation-reduction supplemented by the surface additions of elements. Application of the quality index showed that the waters of the watershed are generally of good physico-chemical quality. Second approach was to map the intrinsic vulnerability using the PaPRI method. results obtained highlight three (3) vulnerability classes which are the moderate, high and very high classes. This map shows us that the study area is dominated by the high vulnerability class (89%). This predominance shows that the groundwater of the Lobo watershed is exposed to a high risk of pollution. Delimitation of the protection perimeters around the catchment works based on hydrogeological modeling using the FEFLOW 7.3 model gives close protection perimeters of 1972.70 m, 2514.37 m, 4240.86 m, 4164.38 m, 4298.23 m and 3134.99 m respectively for the wells of Kéto-Bassam, Séitifla, Vrouo 2, Gbena, Yala and Zoukouboué. The remote protection perimeters are 8639.82 m, 5762.33 m, 8074.02 m, 6161 m, 9506.42 m and 6091.61 m respectively for the same.

Keywords: watershed of Lobo, hydrochemistry, intrinsic vulnerability, Protection perimeters, Côte d'Ivoire.