



HAL
open science

Qualité des eaux souterraines et de surface dans la métropole de Cotonou au sud du Bénin : Implications pour la leptospirose

Honoré Houemenou

► **To cite this version:**

Honoré Houemenou. Qualité des eaux souterraines et de surface dans la métropole de Cotonou au sud du Bénin : Implications pour la leptospirose. Sciences agricoles. Université d'Avignon, 2020. Français. NNT : 2020AVIG0058 . tel-03116650

HAL Id: tel-03116650

<https://theses.hal.science/tel-03116650v1>

Submitted on 20 Jan 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Thèse présentée pour l'obtention du grade de

DOCTEUR EN HYDROGEOLOGIE

Soutenance publique à Avignon, le 27 avril 2020

Honoré René HOUEMENO

Qualité des eaux souterraines et de surface dans la métropole de Cotonou au Sud du Bénin. Implications pour la leptospirose



Membres du jury

Richard TAYLOR	Professeur, University College London	Rapporteur
Jean-Michel VOUILLAMOZ	Directeur de Recherche, IRD, CNRS, Grenoble INP, IGE, Grenoble, France	Rapporteur
Fabienne TROLARD	Directrice de Recherche, UMR EMMAH, University of Avignon, INRAe, Avignon, France	Examinatrice
Daouda MAMA	Professeur des Universités, INE, Université d'Abomey-Calavi, Bénin	Examinateur
Abdoukarim ALASSANE	Maître de Conférence, INE, Université d'Abomey-Calavi, Bénin	Examinateur
Gauthier DOBIGNY	Chargé de recherche, UMR CBGP, IRD, INRA, Cirad, Montpellier SupAgro, MUSE, Montpellier France	Encadrant
Sarah TWEED	Chargée de recherche, UMR G-eau, IRD, Montpellier, France	Co-directrice de thèse
Marc LEBLANC	Professeur des Universités, UMR EMMAH, Avignon Université, France	Co-directeur de thèse

Table des matières

Remerciements	2
Résumé	4
Abstract	5
CHAPITRE I. INTRODUCTION GENERALE.....	6
Problématique de l'étude.....	7
I.1. Synthèse bibliographique : Qualité des eaux souterraines à Cotonou sous l'impact de l'urbanisation.....	9
I.1.1. Aperçu de l'urbanisation en Afrique de l'Ouest.....	9
I.1.2. Typologie de la pollution des eaux en Afrique de l'Ouest	10
I.1.3. De l'évolution démographique à l'occupation des sols à Cotonou.....	15
I.1.4. Qualité des eaux souterraines et risques sanitaires à Cotonou.....	16
I.1.5. Leptospirose, une maladie hydrique méconnue en Afrique.....	20
I.3. Questions scientifiques.....	24
I.5. Structuration du manuscrit	26
CHAPITRE II. CADRE D'ETUDE ET APPROCHES METHODOLOGIQUES.....	27
II.1 Synthèse hydrogéologique de la zone d'étude.....	28
II.1.1 Climat.....	28
II.1.2 Hydrographie	29
II.1.3 Bassin Sédimentaire Côtier	32
II.2 Approche méthodologique.....	37
II.2.1 Sites d'investigation.....	37
.....	42
II.2.2 Approches utilisées	42
II.3 Références.....	45
CHAPITRE III : DEGRADATION DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES (Article 1)	51
CHAPITRE IV : DISTRIBUTION ET SOURCES DES ELEMENTS TRACES (Article 2). 67	
CHAPITRE V : LEPTOSPIRES PATHOGENES DANS LES EAUX DE SURFACE ET LES EAUX SOUTERRAINES (Article 3)	97
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	117
Annexes	127

Remerciements

En Novembre 2016, j'ai débuté ma thèse au sein de l'Unité Mixte de recherche : Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hdrosystèmes (UMR EMMAH) en France. Ce fut donc ma toute première expérience en Europe, loin de ma famille et de mes amis d'enfance. Mais, j'ai pu m'intégrer et sortir la tête haute grâce à des personnes dynamique, compétente et ouverte, qui, de près ou de loin m'ont accompagné, et qui ont contribué d'une façon ou d'une autre à l'élaboration de ce travail et à la rédaction de ce manuscrit. Qu'il me soit permis ici de le leur reconnaître et d'exprimer à tous mes sincères remerciements.

Cette thèse est l'aboutissement d'un brassage pluridisciplinaire entre le Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon, le Laboratoire du Centre de Biologie pour la Gestion des Populations (CBGP) et le Laboratoire d'Hydrogéologie Appliquée de l'Institut National de l'Eau du Bénin (LHA-INE).

Je tiens à remercier en premier lieu les membres du jury qui ont soutenu l'idée d'une soutenance par visioconférence à cause de la crise sanitaire mondiale liée au COVID. Une première à l'Université d'Avignon. *Fabienne TROLARD* (Directrice de recherche UMR EMMAH INRAe), qui a bien voulu présider le jury et qui m'a fait part dès les premiers résultats de ce travail de ses judicieuses remarques, aux rapporteurs *Richard TAYLOR* (Professeur, University College London) et *Jean-Michel VOUILLAMOZ* (Chargé de recherche IRD CNRS, IGE) dont les observations ont contribué à l'amélioration de ce manuscrit et à la réalisation de la soutenance, aux examinateurs *Daouda MAMA* (Professeur, Université d'Abomey-Calavi) et *Abdoukarim ALASSANE* (Maître de Conférence, Université d'Abomey-Calavi) qui ont suivi de bout en bout mon parcours scientifique depuis 2012. Vos conseils avisés et votre franchise aussi bien dans le cadre professionnel que social, ont été déterminants dans l'aboutissement de cette étude. Merci de votre encadrement depuis que j'ai intégré votre laboratoire.

Je remercie ensuite mes encadrants qui m'ont orienté sur un sujet pionnier sans jamais douter de mes compétences et dont la contribution fût multiple, allant de la recherche de financements jusqu'au soutien du doctorant et ce, dès mon arrivée en France. J'exprime à ce titre mon immense gratitude à *Marc LEBLANC* (co-directeur de thèse, Professeur d'Hydrogéologie à l'Université d'Avignon) pour ces conseils scientifiques, ses mots d'encouragement et son précieux appui dans la gestion des processus administratifs; *Sarah TWEED* (co-directrice de thèse, Chargée de recherche UMR G-eau, IRD Montpellier) pour son sens de compréhension et son partage scientifique sans limite. Ses précieux conseils ont permis d'ajuster régulièrement les objectifs de l'étude et son expertise des problématiques de pollutions m'a aidé à mieux appréhender les processus hydro(géo)chimiques sur des sites d'étude aussi complexe; *Gauthier DOBIGNY* (encadrant de thèse, Chargé de recherche, UMR CBGP, IRD Montpellier, affecté à l'IRD au Bénin) avec qui, la collaboration a donné lieu à un sujet original et pluridisciplinaire. Je n'oublie pas également son implication à des moments stratégiques lors des prélèvements d'eau dans des conditions climatiques difficiles et des jours de filtration d'échantillons. Je puis dire qu'il a été converti à présent en hydrologue («ah, ah»). Au-delà du travail de l'hydro(géo)chimiste, il m'a beaucoup enseigné sur les zoonoses bactériennes notamment la leptospirose. Je voudrais donc remercier ici son ouverture d'esprit et lui exprimer toute ma reconnaissance.

Les travaux de terrain ont constitué une part importante de cette étude. Un grand merci aux Chefs quartiers et aux ménages des sites d'étude pour avoir compris l'intérêt du travail et m'avoir donné l'accès aux différents points de prélèvements.

Un merci exceptionnel à *Akilou SOCOHOU* qui s'est rendu toujours disponible et pour les nombreuses heures qu'il a consacré pour les travaux de terrain.

Je n'oublie pas cette collaboration très prometteuse avec à la jeune équipe associée à l'IRD que j'appelle amicalement « les Ratologues » qui m'ont accompagné dans mes campagnes d'échantillonnage.

Sylvestre BADOU, Henri-Joël DOSSOU, Jonas ETOUGBETCHE et les étudiants de l'EPAC. Qu'ils reçoivent ici toute ma reconnaissance.

C'est avec une grande sincérité que je témoigne ma reconnaissance à tout ce qui m'ont aidé à réaliser les nombreuses analyses nécessaires à ce travail : Je pense à *Roland SILMER* pour les analyses chimiques, *Milanka BABIC* pour les analyses isotopiques dans le laboratoire d'Hydrogéologie à Avignon Université, *Jean-Luc SEIDEL* pour les éléments traces dans le laboratoire HydroSciences de Montpellier et *Phillipe GAUTHIER* pour la détection des bactéries leptospires dans le laboratoire du CBGP.

Je remercie les chercheurs et le personnel administratif de l'UMR EMMAH particulièrement, l'actuel directeur de l'unité, *Stéphane RUY*, qui a accepté sans réserve faire partie des membres de comité et de suivi de thèse. Recevez l'expression sincère de ma profonde gratitude.

Je voudrais évidemment remercier toute l'équipe d'hydrogéologue avec qui j'ai passé plus de trois années géniales. Vous avez participé activement à mon intégration. Je tiens à remercier particulièrement les doctorants et post-doctorants avec qui j'ai passé de très bons moments et qui ont rendu mon séjour encore plus agréable. Merci à *Chloé OLLIVIER, Florian MALLET, Hamed BOUARE, Irène KINOTI, Angélique POULAIN, Sébastien SANTONI, Simon CARRIERE*.

Un grand merci également à tous ceux qui m'auront vu et soutenu chaque jour. A tous les compatriotes béninois rencontrés à Avignon. *Belmys, Père Christian, Dave, Sayidathou, Emilienne, Marc, Habil, Omar, Rodérick, Naomi, Mohamed* avec qui j'ai tissé de très bonnes relations. Merci à *Guy BOYER, Patrick OLLIVIER* et *Catherine DEVIGNON*, j'ai été très sensible l'immense soutien que vous m'avez apporté.

A ma famille qui m'a apporté soutien moral et encouragement. Une pensée spéciale à ma mère *Célestine HOUNNOUVI* et à mon père *Gualbert HOUEMENO*, qui m'ont toujours soutenu par des prières. Nos frères et sœur *Modeste, Florent, Alexandre, Constant, Jean-Luc* et *Bernadette HOUEMENO*, qui m'ont soutenu même à distance.

Enfin, à mon épouse *Clotilde Mahudé GBESSE* pour les lourds sacrifices dont elle a fait montre lors de nos nombreuses absences liées aux travaux de thèse. A notre cher garçon *Kiliann Fénou*. Cette thèse leur est dédiée.

Résumé

Les eaux souterraines captées par les puits à grand diamètre dans la métropole de Cotonou (Sud du Bénin) sont tirées de l'aquifère du Quaternaire qui appartient au Bassin Sédimentaire Côtier. Cet aquifère côtier est particulièrement vulnérable non seulement de par son caractère superficiel et par l'influence des activités anthropiques mais aussi de par sa proximité avec les eaux salées du lac Nokoué et les mares contaminées. Les habitants des milieux défavorisés représentant environ 60% de la population de Cotonou sont les plus exposés face à l'utilisation quotidienne de cette ressource à des fins domestiques. Les campagnes de prélèvement spatio-temporel et les analyses physico-chimiques, isotopiques et bactériologiques, nous ont permis de décrire l'état actuel des eaux de l'aquifère peu profond, d'identifier les principaux facteurs et les périodes à risque de contamination des maladies hydriques notamment la leptospirose, une zoonose émergente méconnue à Cotonou. La nappe paraît principalement alimentée par les pluies locales. Mais l'utilisation conjointe des traceurs environnementaux (ions majeurs, ratio Cl/Br et isotopes stables), ont montré que cet aquifère peu profond est contaminé par les apports d'eau salée du lac Nokoué pendant la saison sèche, le lixiviat de déchets solides, d'eaux usées des fosses septiques et des fuites de latrines pendant la recharge par les pluies et aussi via les mares temporaires et permanentes. Même si l'interaction eau souterraine et les minéraux rocheux contribuent à la minéralisation, certains polluants anthropiques notamment les nitrates et les éléments traces (Mo, V, Zn et Al) peuvent parvenir à la nappe par lessivage ou être retenus par adsorption des sédiments sablo-argileux dans la Zone Non Saturée. D'autres comme le Fe et le Mn dépendent des conditions réductrices du milieu qui interviennent principalement au cours des processus de dénitrification et de dégradation de la matière organique. Les eaux contaminées de Cotonou se présentent donc comme un environnement favorable à la survie des leptospires en occurrence les mares obtenues après les précipitations du début de la saison des pluies. Le contact fréquent avec l'eau pendant la saison des pluies expose les habitants de Cotonou aux risques d'infections à la leptospirose. Les mesures de prévention des risques de contamination des maladies hydriques méritent sans doute une plus grande attention de la part des autorités sanitaires de la région côtière de l'Afrique de l'Ouest, en pleine expansion.

Mots clés : Urbanisation, contamination des eaux souterraines, maladie hydrique, risque sanitaire, leptospires pathogènes

Abstract

Groundwater from large diameter wells in the Cotonou metropolis (southern Benin) is drawn from the Quaternary aquifer, which belongs to the Coastal Sedimentary Basin. This coastal aquifer is particularly vulnerable not only by its shallow nature and therefore risks from anthropogenic activities, but also by its proximity connectivity with a saline lake and contaminated pond waters. Inhabitants of underprivileged areas accounting for approximately 60% of the city's inhabitants are the most exposed to the daily use of this water resource for domestic purposes. Spatio-temporal sampling surveys and physico-chemical, isotopic and bacteriological analyses helped to describe the current state of the shallow aquifer waters, to identify the main factors and periods at risk of contamination by waterborne diseases, in particular leptospirosis, an emerging zoonosis that is unknown in Cotonou. The aquifer appears to be mainly recharged by local rainfall. But the combined use of environmental tracers (major ions, Cl/Br ratio and stable isotopes), showed that this shallow aquifer is contaminated by salt water from Nokoué Lake during the dry season, by the leaching of solid waste, by wastewater from septic tanks and latrine leaks during rainfall recharge and via the recharge of temporary and permanent ponds. Although the interaction between groundwater and rock minerals contributes to mineralization, some anthropogenic pollutants such as nitrogen and trace elements (Mo, V, Zn and Al) can leach to groundwater or be retained by adsorption to sandy clay sediments in the unsaturated zone. Others, such as Fe and Mn, depend heavily on the redox conditions and the degradation of organic matter. The contaminated waters of Cotonou are a compatible environment for the survival of leptospirosis, especially in the pond waters that are formed at the start of the rainy season. Frequent contact with pond waters during the rainy season exposes the population of Cotonou to the risk of leptospirosis infections. Preventive measures against the risk of contamination of water-borne diseases undoubtedly deserve greater attention from the health authorities in the rapidly expanding populations in the coastal region of West Africa.

Keywords: Urbanization, groundwater contamination, waterborne diseases, human health risk, pathogenic leptospires

CHAPITRE I. INTRODUCTION GENERALE

Problématique de l'étude

Les grandes villes africaines connaissent une rapide croissance de leur démographie, entraînant un développement anarchique de l'espace urbain (Fayiga et al. 2018). Cette urbanisation rapide et continue de grandes métropoles intensifie le rejet des polluants dans les eaux de surface et souterraines (WWAP 2017). La dégradation de la qualité des ressources en eau s'accroît d'année en année dans les pays en développement, ce qui met en péril la santé humaine, l'environnement, et limite le développement économique durable (UNDP 2018). En effet, 70 % des puits traditionnels au Burkina-Faso, 55 % des sources captées au Rwanda, 100 % des puits traditionnels et des sources captées en Guinée et 96 % des puits traditionnels au Bénin, sont pollués (Saizonou et al. 2010 ; 2014).

Les eaux véhiculent des matières organiques (les matières fécales), les déchets médicaux (éléments radioactifs), les produits chimiques (métaux lourds, les nitrates, nitrites) rejetés par les activités anthropiques (Birke et al. 2010 ; Parslow et al. 1997 ; Dinelli et al. 2010). En consommant des eaux contaminées, la population est confrontée aux risques liés aux maladies hydriques telles que le choléra, la fièvre typhoïde, la dysenterie, la diarrhée, la leptospirose, etc. qui constituent les principales causes de mortalité infantile (Warburton et al. 1986 ; Zeenat et al. 2009 ; Goita 2013).

Au Bénin, 34 % des ménages en milieu urbain ne disposent pas de toilettes et utilisent, comme mode d'aisance, la défécation à l'air libre (Institut National de la Statistique et de l'Analyse Économique, INSAE et ICF 2019) ; les eaux usées et les déchets solides sont rejetés respectivement à 93 % et 74,9 % dans la nature (INSAE 2016). A Cotonou, la plus grande ville au Sud du Bénin, 13,5 % des ménages n'ont pas de toilettes, 65 % utilisent les latrines à fosses étanches ; 33 % des déchets solides et 78,5 % des eaux usées sont rejetés dans l'environnement sans aucun traitement (INSAE 2016).

Les eaux souterraines demeurent la plus grande et la plus importante source d'approvisionnement en eau potable en Afrique (MacDonald et al. 2012 ; Ketchemen-Tandia et al. 2017). Pour exemple, 55 % à Bamako au Mali (British Geological Survey 2002), 70 % à Luzaka en Zambie (De Waele et al. 2004), 50 % au Nigéria (Ikem et al. 2002), 67 % en Algérie et 95 % en Tunisie (UNDP 2002) de l'approvisionnement en eau potable proviennent des ressources en eau souterraine. L'alimentation en eau potable de la ville de Cotonou repose exclusivement sur les eaux souterraines tirées essentiellement de l'aquifère du Continental Terminal du plateau d'Allada qui appartient au Bassin Sédimentaire Côtier du Bénin (Boukari et al. 1996). L'estimation des besoins moyens en eau potable de la population de la ville de Cotonou sur 20 ans pourrait montrer une augmentation de la demande : de 10 368 555 m³/an en 2005 à 28 638 265 m³/an en 2025 (Odoulami, Vissin, et Boko 2011). La qualité des eaux souterraines est contrôlée par la Société Nationale des Eaux du Bénin (SONEB) et le Ministère de la Santé, par le biais de la Direction de l'Hygiène et de l'Assainissement de Base et de la Direction Générale de l'Eau. Mais, les populations des quartiers périphériques non desservis (51 % environ) ont recours aux eaux souterraines de qualité douteuse captées par les puits à grand diamètre et de faible profondeur (Yadouléon 2015). Selon les données des annuaires statistiques sanitaires et les enquêtes menées

auprès des ménages (Hounsinou et al. 2015; Odoulami 2009), les maladies hydriques font partie des principales affections recensées à Cotonou. L'aquifère peu profond est donc soumis à une forte pression anthropique et également aux risques de contamination par les eaux salées. En effet, la proximité de l'aquifère côtier de la région de Cotonou avec le lac Nokoué et l'océan atlantique, le soumet à des risques d'intrusions salines (Stephen et al. 2010).

Des études hydrogéochimiques ont montré que les eaux souterraines des centres urbains situés dans des régions côtières sont influencées par l'intrusion d'eau salée (Adepelumi et al. 2009; Steyl et Dennis 2010). C'est le cas de l'aquifère côtier situé dans la région de Cap-Bon en Tunisie, qui connaît une intrusion d'eau de mer avec des teneurs en sel pouvant atteindre de 5 à 8 g/L (Paniconi et al. 2001). Dans la région de Tripoli (Libye) où l'urbanisation et le développement des activités agricoles ont contribué à la salinisation des eaux souterraines dans la plaine de Gefara (Sadeg et Karahanođlu 2001). Au Kenya et au Mozambique, des interfaces d'échanges d'eau douce et d'eau salée ont été observés au niveau des aquifères côtiers (Zektser, G, et Internacional 2004). Au Sénégal, des teneurs de 3g/L de sel ont été enregistrées dans l'aquifère superficiel de la région de Saloum (Faye et al. 2003). Au Ghana, dans la région de Keta située entre la lagune et l'océan atlantique, la salinisation de l'aquifère côtier présente des fluctuations saisonnières avec une augmentation des teneurs en chlorures (3,5 à 5,3 g/l) pendant la saison sèche (Banoeng-Yakubo et al. 2006).

La présente étude porte sur la « *Qualité des eaux souterraines et de surface dans la métropole de Cotonou. Implication pour la leptospirose* », les campagnes d'investigation hydrochimiques et isotopiques ont permis d'améliorer notre compréhension des processus de contaminations d'un aquifère côtier peu profond sous forte pression anthropique. De même, cette étude permet d'identifier les types d'eau positifs aux bactéries pathogènes leptospires et de décrire les spètres physicochimiques des eaux de surface et souterraines dans lesquels les leptospires sont identifiés.

La problématique de cette étude est de connaître la qualité des eaux utilisées par les populations défavorisées de la zone côtière au Sud du Bénin, et ses risques sur la santé humaine.

I.1. Synthèse bibliographique : Qualité des eaux souterraines à Cotonou sous l'impact de l'urbanisation

Cette section fait la synthèse des types de polluants anthropiques identifiés dans les villes urbaines de l'Afrique de l'Ouest et à Cotonou (Bénin). Sur la base de la bibliographie, l'évolution de la qualité des eaux, les différentes sources de pollutions des eaux souterraines et de surface, et les maladies hydriques, dans les villes de l'Afrique de l'Ouest et plus précisément à Cotonou ont été présentées.

I.1.1. Aperçu de l'urbanisation en Afrique de l'Ouest

Les grandes villes africaines connaissent une rapide croissance de leur démographie, entraînant un développement anarchique de l'espace urbain (Fayiga et al. 2018). La majeure partie de la population urbaine est concentrée dans la plus grande ville (« primauté urbaine ») dans les pays d'Afrique (WWAP 2017). 40 % de la population africaine est urbaine contre 8%, il y a un siècle (ONU Habitat 2014).

L'Afrique de l'Ouest n'échappe guère à cette « révolution urbaine » qui est en cours sur le continent. En 1960, il n'y avait encore aucune agglomération urbaine de plus d'un million d'habitants en Afrique de l'Ouest. L'urbanisation n'a progressé que lentement jusqu'en 1990. C'est à cette époque que le taux d'urbanisation de l'Afrique de l'Ouest a dépassé la moyenne du continent et s'est mis à augmenter.

La population urbaine est passée à 92 millions en l'an 2000 et a été estimée à 137 millions en 2010 (près de 50% d'augmentation ; ONU Habitat 2010). Selon les projections pour l'Afrique de l'Ouest, la population urbaine pourrait atteindre 196 millions en 2020 (ONU Habitat 2014). Entre 2020 et 2030, on pourrait atteindre une augmentation annuelle moyenne de plus de 6 %. Les pays de la sous-région Ouest-Africaine sont donc confrontés à l'accélération des taux d'expansion des villes urbaines.

La Figure 1, présente l'évolution estimée des agglomérations urbaines entre 1990 et 2030 en Afrique. Les populations africaines résidant dans les villes de petites et moyennes tailles ont enregistré une nette augmentation de 1990 à 2030 (WWAP 2017 ; Fig. 1a). De même, d'après les projections des Nations Unis (<https://population.un.org/wup>) en Afrique, entre 2018 et 2030, la croissance de la population sera forte pour les villes de petites et moyennes taille (pop.< 5 millions, Fig.1b).

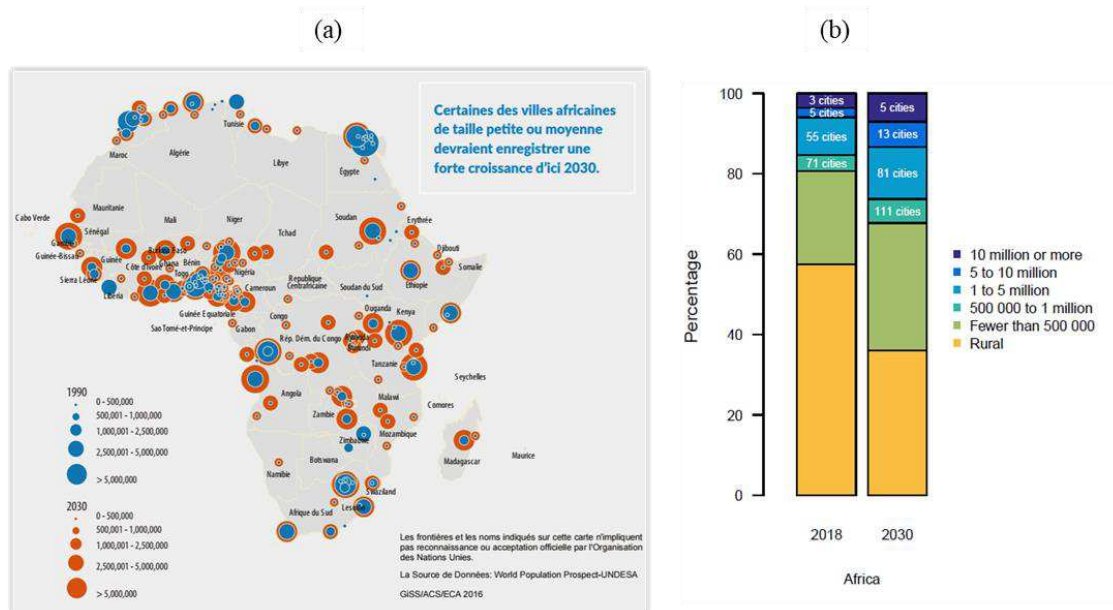


Figure 1: (a) Agglomérations urbaines en Afrique 1990 et 2030, (WWAP 2017) ; (b) Répartition de la population par taille en Afrique de 2018 à 2030 (<https://population.un.org/wup>)

1.1.2. Typologie de la pollution des eaux en Afrique de l'Ouest

Les eaux souterraines demeurent la plus grande et la plus importante source d'approvisionnement en eau potable en Afrique (MacDonald et al. 2012 ; Ketchemen-Tandia et al. 2017). Les sources possibles de pollution des eaux en milieu urbain en Afrique et dans le monde sont présentées dans le Tableau 1 et résumées dans la Figure 2a.

Tableau 1: Sources possibles de polluants chimiques, des bactéries et virus en milieu urbain (modifié de Barrett et al. (1999) et Barrett 2004))

Polluants	Sources possibles					
	Atmosphère	Origine géogène	Activité agricole	Adduction d'eau potable	Activité domestiques (ordures ménagères)	Activité industrielle et commerciale
Cations, anions majeurs (Ca, Mg, K, Na et Cl, SO ₄ ²⁻ , HCO ₃ ⁻)	*	*	*	*	*	*
Espèces chimiques de l'azote (NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , N organique)	*		*	*	*	*
Bore et phosphates		*			*	*
Autres cations/anions mineurs (Br, F, CN)	*	*		*	*	*
Métaux lourds		*			*	*
CFCs	*			*	*	*
THMs ¹				*	*	*
Détergents					*	*
Industries					*	*
Bactéries et virus fécaux					*	
Colloïdes					*	*

¹ Trihalométhanes (Produits secondaires de la chloration de l'eau) ; *Sources possibles

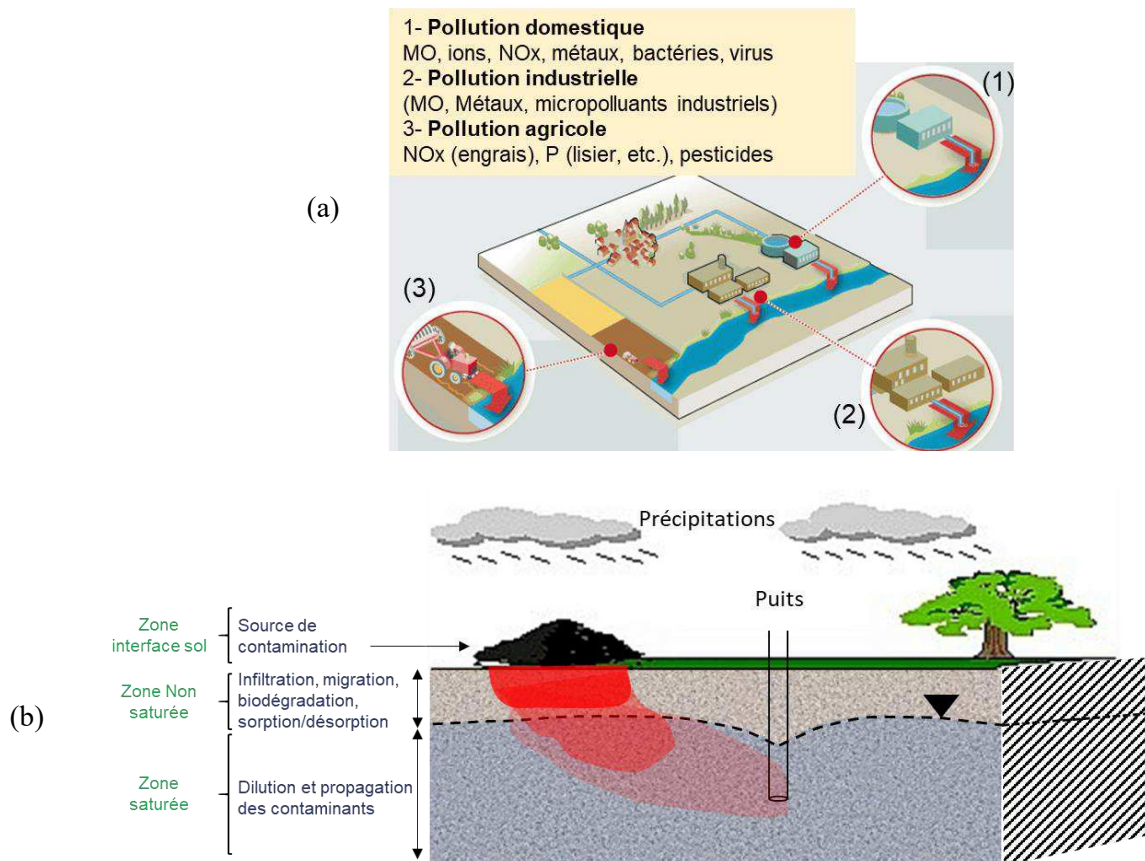


Figure 2: (a) Schéma récapitulatif des principales sources de pollution en milieu urbain (<http://stationdepurandufutur.e-monsite.com/pages/la-pollution-de-l-eau/la-pollution-de-l-eau-et-ses-consequences.html>); (b) Mécanisme de transfère d'un polluant

La contamination des eaux souterraines repose sur des processus physiques, chimiques et biologiques qui se produisent de la surface du sol (zone interface du sol) au travers de la zone non saturée (ZNS). La migration d'un polluant parcourt les zones suivantes (Figure 2b) :

- la Zone de l'Interface du Sol, qui constitue le domaine des activités polluantes ;
- la Zone Non Saturée (ZNS), qui est le domaine du transfert vertical ;
- la Zone Saturée (ZS), qui est le lieu de la propagation et de la dilution de la pollution.

La dégradation de la qualité des eaux souterraines peu profondes par des substances chimiques et bactériologiques dans les pays de l'Afrique de l'Ouest est principalement due aux pollutions d'origine anthropique et agricole. A Cotonou (Bénin), les principales sources de pollutions sont liées aux activités anthropiques (ordures ménagères, fosses septiques et latrines). Le Tableau 2, présente les sources de pollution des eaux souterraines dans quelques métropoles de l'Afrique de l'Ouest.

Tableau 2: Sources de pollution des eaux souterraines dans quelques métropoles de l'Afrique de l'Ouest (Xu et Usher 2006)

Villes/régions	Pays	Polluants identifiés	Sources de pollution
-	Nigéria	Nitrates, pesticides	Activités anthropiques, déchets et fertilisants agricoles
Ouagadougou	Burkina-Faso	Nitrates, chlorures, coliformes fécaux	Activités maraîchères et domestiques, les latrines
Abidjan	Côte d'Ivoire	Nitrates, nitrites, ammonium et phosphates	Activités anthropiques, déchets, eaux usées
Bamako	Mali	Nitrates, nitrites, phosphates et chlorures	Activités agricoles, latrines, eaux usées
Cotonou	Bénin	Nitrites, nitrates, ammonium et chlorures, coliformes fécaux et totaux, <i>E. coli</i>	Activités anthropiques et fosses septiques, latrines, eaux usées

I.1.2.1. Pollution due aux activités domestiques

Les déchets liquides et solides issus des activités domestiques constituent une des plus importantes sources de pollution des eaux souterraines et de surface en Afrique de l'Ouest. C'est le cas dans les grandes métropoles telles que Lagos au Nigeria, Abidjan en Côte d'Ivoire et Dakar au Sénégal (Lapworth et al. 2017 ; Adjagodo et al. 2016). Les eaux souterraines sont contaminées par les eaux usées au cours de l'infiltration des pluies pendant la recharge (Soro et al. 2010 ; Dieng et al. 2017 ; Kadjangaba et al. 2018).

A Niamey au Niger (Hassane et al. 2016), à Ouagadougou au Burkina-Faso (Ouandaogo-Yameogo 2008), à N'Djaména au Tchad (Kadjangaba et al. 2018) et à Dakar au Sénégal (Ndiaye et al. 2010), la contamination des eaux souterraines est liée au fait que les eaux ménagères produites à la surface du sol s'infiltrent au travers de la zone non saturée et parviennent à la nappe peu profonde sans avoir pu bénéficier d'une filtration efficace.

La présence des contaminants chimiques est liée également à la dégradation de la matière organique issue des latrines et des fosses septiques (De Waele et al. 2004 ; Hounkpe et al. 2014). Le lixiviat résultant des décharges contribue à l'augmentation des teneurs en matières organiques et en éléments traces métalliques dans les eaux souterraines et de surface (Ouedraogo et al. 2016 ; Kayembe et al. 2018).

Les travaux de Chabour et al. (2009) ont montré que les eaux urbaines sont plus chargées en phosphates et en nitrates que les eaux de zones agricoles. Les principales sources sont liées à l'inexistence de systèmes d'assainissement adéquats (dépotoirs d'ordures, des latrines et fosses septiques non étanches) et à l'inadaptation du système d'évacuation des eaux pluviales et usées.

Le taux de collecte des déchets ménagers reste encore faible (<50 %) dans la plupart des villes de l'Afrique de l'Ouest. Le taux de collecte est environ 20 % à N'Djaména au Tchad, 42 % à Lomé au

Togo, et à 24 % à Dakar au Sénégal (Ngambi 2015). La caractérisation des eaux usées en milieu urbain à Cotonou (Bénin) par Saizonou et al. (2014 ; 2010) et à Abidjan par Soro et al. (2010) a montré que ces effluents bruts véhiculent d'importantes charges de matières azotées, de métaux lourds et de bactéries.

Ces eaux usées sont constituées d'eaux-vannes (excréments, urine, boues fécales) et d'eaux usées ménagères (eau de douche, de cuisine, de vaisselle, de lessive, de lavage de cours, de lavage de motos)(Yadouléon 2015).

I.1.2.2. Pollution due aux activités agricoles

La croissance démographique et les changements dans le régime alimentaire ont contribué à l'augmentation de la demande alimentaire (WWAP, 2017). L'agriculture a connu une forte expansion et intensification afin de pouvoir satisfaire à cette demande. Dans la plupart des pays de l'Afrique de l'Ouest (ex. Mali, Niger, Bénin, Côte d'Ivoire, Nigéria, etc.) les produits chimiques sont utilisés sous forme d'engrais et de pesticides afin d'accroître la productivité (Dicho et al. 2013). Des études indiquent que les pratiques agricoles ont conduit à la contamination des eaux souterraines peu profondes et des eaux de surface par les nitrates, les phosphates, les hydrocarbures, les métaux lourds et les fluorines (Soro et al. 2010 ; Paré et Bonzi-Coulibaly 2013 ; Atidegla et Agbossou 2010). Par la dissolution et le transport de quantités excessives d'engrais, de pesticides, d'herbicides et des antibiotiques (Ahouangninou, 2013). Savadogo et al. (2006) et Paré et al (2013) ont montré que les sols sont contaminés par endosulfan (1–22 µg/kg) et imethoate (1.7–5 µg/kg) utilisés comme pesticides dans la production du coton au Burkina-Faso.

Plus de 60 % des maraîchers du site de Houéyiho à Cotonou appliquent la fumure au moins quatre fois au cours du cycle végétatif des cultures avec des doses (1000-3000 kg/ha de NPK et 2500-5000 kg/ha d'urée) supérieures à celles recommandées par les services techniques (Atidégla et al. 2010). Ces doses d'engrais non utilisées se retrouvent dans les eaux souterraines et de surface après lessivage des sols par les pluies (Paré et al. 2013 ; Adjagodo et al. 2016).

Ba et al. (2016) ont montré que les pratiques d'utilisation des fertilisants organiques et inorganiques par les agriculteurs en milieu urbain à Dakar (Sénégal) ont des impacts sur les ressources en eau et sur la santé des populations. En dehors de l'utilisation des engrais chimiques en agriculture, certains agriculteurs utilisent des engrais organiques (déjections animales et humaines, engrais vert, lisières et résidus de récolte) comme fertilisant. Le Tableau 3 présente les principaux polluants de l'eau issus de l'agriculture.

Tableau 3: Principaux polluants issus de l'agriculture (WWAP 2017)

Catégorie de polluant	Indicateurs/exemples	Contribution relative de		
		Production agricole	Elevage	Aquaculture
Nutriments	Principalement l'azote et le phosphore qui sont présents dans les engrais chimiques et organiques, les excréments d'animaux et également dans l'eau sous forme de nitrate, d'ammoniac ou de phosphore.	***	***	*
Pesticides	Herbicides, insecticides, fongicides et bactéricides, y compris les organophosphates, les carbamates, les pyréthrinofides, les pesticides organochlorés et autres (nombreux d'entre eux, par exemple le DDT, sont interdits dans la plupart des pays, mais continuent d'être utilisés illégalement).	***		
Sels	Notamment les ions du sodium, le chlorure, le potassium, le magnésium, les sulfates, le calcium et les bicarbonates, entre autres.	***	*	*
Sédiments	Mesurés dans l'eau en tant que matières en suspension totales ou unités de turbidité néphélogométrique, provenant notamment du drainage des étangs pendant la récolte.	***	***	*
Matières organiques	Substances chimiques ou biochimiques qui requièrent de l'oxygène dissous dans l'eau pour la dégradation (des matières organiques, telles que les matières végétales et les excréments du bétail).	*	***	**
Agents pathogènes	Bactéries et indicateurs pathogènes, y compris <i>E. Coli</i> , les coliformes totaux, les coliformes fécaux, et les entérocoques.	*	***	*
Métaux	Notamment le sélénium, le plomb, le cuivre, le mercure, l'arsenic, le manganèse, entre autres.	*	*	*
Polluants émergents	Résidus de médicaments, hormones, additifs alimentaires, etc.		***	**

*contribution faible, **contribution modérée, ***contribution élevée

I.1.2.3. Pollution due aux activités industrielles

Les eaux usées issues d'activités industrielles et minières peuvent contenir des composés organiques toxiques tels que les hydrocarbures, les biphényles polychlorés (BPC), les polluants organiques persistants (POP), les composés organiques volatils (COV) et les solvants chlorés (WWAP 2017). Par exemple, au Cameroun, les effluents issus des brasseries de la zone industrielle de Douala-Bassa, polluent les eaux de cette région avec des rejets de plomb, de nickel et de cuivre (Kengni et al., 2012). A Cotonou, les industries déversent leurs effluents dans le chenal et dans le lac Nokoué (Soclo, 1999 ; Adjagodo et al. 2016). Dovonou et al. (2015) ont identifié la présence de métaux lourds (cadmium, plomb, fer et mercures) dans les eaux des puits individuels situés sur le voisinage du champ de captage de Godomey dans la ville d'Abomey-Calavi au Bénin.

Aujourd'hui l'activité minière subit une expansion dans beaucoup de pays comme le Burkina-Faso, la Guinée, le Niger et le Ghana. L'extraction de l'or, principalement artisanale et à petite échelle, contribue à la pollution des eaux et des sols par les produits toxiques tels que le mercure et le cyanure

(Sracek et al. 2012 ; Paré et al. 2013). Le Tableau 4 présente les résultats des analyses effectuées sur les eaux usées rejetées par l'abattoir de Cotonou en 2010.

Tableau 4: Caractéristiques des eaux usées de l'abattoir de Cotonou (Saizonou et al., 2010)

Paramètres	Moyennes	Intervalle	Ecart-types
Température (°C)	30,6	23,5-31,9	2,78
pH	6,53	5,63-8,68	0,51
O ₂ dissous (mg/L)	0,89	0,19-7,2	0,22
Conductivité (µS/cm)	2360	1621-3470	145
DBO ₅ (mg/L)	512	265-780	175
MES (mg/L)	720	512-958	91
Phosphore total (mg/L)	14,29	4,60-66	8,95
Ortho phosphate (mg/L)	4,90	2,23-8,69	1,65
NH ₄ ⁺ (mg/L)	39,8	21,07-90,59	13,31
NO ₂ ⁻ (mg/L)	5,01	3,8-7,1	1,7
NTK (mg/L)	220,4	48,6-425,6	80,69
Huiles et graisses (mg/L)	890	760-950	145
Coliformes fécaux (106 UFC/100 mL)	1,41	1,02-2,60	0,2
Spores de clostridium sulfitoréducteur UFC/20 mL	Incomptables	-	-
Staphylocoques pathogènes UFC/mL	4040	3580-4860	186

1.1.3. De l'évolution démographique à l'occupation des sols à Cotonou

Le Bénin, situé en Afrique de l'Ouest dans la zone tropicale entre l'équateur et le tropique du Cancer est en plein essor démographique. Il compte une population de 6 769 914 habitants en 2002 et plus de 11 millions d'habitants en 2019 (<https://www.insae-bj.org>). La croissance démographique est plus marquée dans les villes au Sud du Bénin notamment à Cotonou.

En 1905, Porto-Novo, la capitale du Bénin était la plus grande ville avec 17 000 habitants tandis que Cotonou n'était alors qu'une agglomération de 1 175 habitants. Elle était constituée essentiellement de pêcheurs Toffin et Popo abritant des habitations en matériaux précaires (N'Bessa 1997). A partir de 1960, Cotonou occupe la première place avec une population de 100 000 habitants contre 64 000 pour Porto-Novo. En 2013, Cotonou demeure toujours la première ville du Bénin avec 679 012 habitants en 2013 (INSAE 2015) et 1 152 690 habitants en 2019 (<https://www.insae-bj.org>). La croissance démographique de la ville de Cotonou a engendré un besoin accru d'urbanisation. Le développement de la ville s'est faite du sommet du cordon de sable littoral vers les zones marécageuses et les bas-fonds (Fig. 2). La zone urbanisée de la ville de Cotonou constituée d'agglomérations (en rouge), représente environ 74% du territoire communal comparativement à la zone non urbanisée qui occupe 26 % (Danvidé 2015). Cette dernière est composée de marais habités non lotis, de marais non habités, de zones d'extension non loties et de zones d'habitations précaires. Les zones marécageuses sont fortement habitées par des populations pauvres. Selon Danvidé (2015), on note un recul de près de 40 % de leur superficie.

Selon Adeniyi et al. (2016) ; Ogrinc et al. (2019), l'urbanisation avec de fortes concentrations de population dans des zones urbaines augmente considérablement la charge de la pollution, due aux rejets d'eaux usées et des déchets solides avec des risques de pollution des eaux souterraines. La figure 3 montre l'espace occupé par les agglomérations dans la ville de Cotonou.

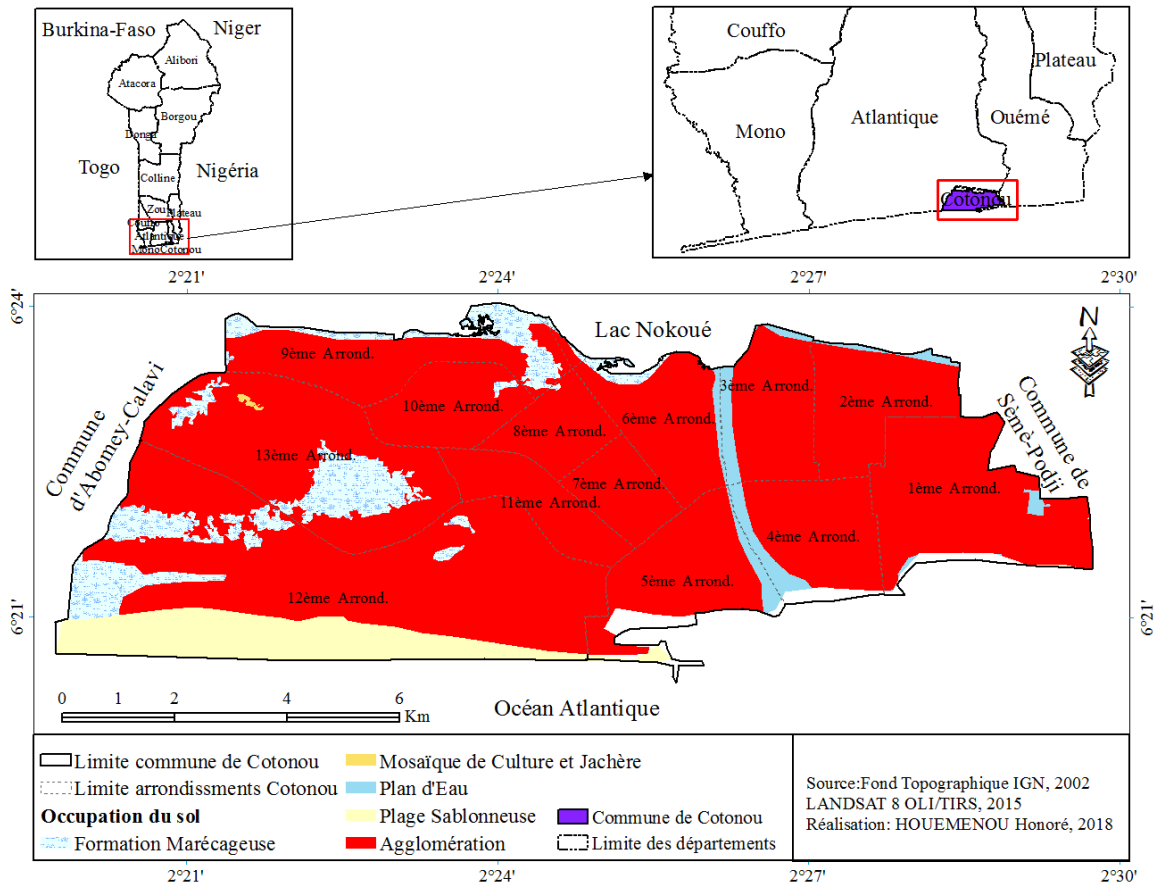


Figure 3 : Carte d'occupation du sol de Cotonou

I.1.4. Qualité des eaux souterraines et risques sanitaires à Cotonou

I.1.4.1 Alimentation en eau potable de la ville de Cotonou

L'alimentation en eau potable de la ville de Cotonou repose exclusivement sur les eaux souterraines tirées essentiellement de l'aquifère du Continental Terminal du plateau d'Allada qui appartient au Bassin Sédimentaire Côtier du Bénin (Boukari et al., 1996). La qualité des eaux souterraines est contrôlée par la Société Nationale des Eaux du Bénin (SONEB) et le Ministère de la Santé, par le biais de la Direction de l'Hygiène et de l'Assainissement de Base et de la Direction Générale de l'Eau. L'estimation des besoins moyens en eau potable de la population de la ville de Cotonou sur 20 ans pourrait montrer une augmentation de la demande : de 10 368 555 m³/an en 2005 à 28 638 265 m³/an en 2025 (Odoulami, Vissin, et Boko 2011).

Les quartiers des zones périurbaines non viabilisés ne sont pas raccordés au réseau public de distribution. Selon (INSAE 2016), à Cotonou, 49 % des ménages ne disposent pas d'eau potable desservie par la SONEB à domicile. Cette frange de la population s'approvisionne en eaux via les puits privés ou publics, rivières, mares ou marigots. Les eaux souterraines captées par les puits peu profonds et à grand diamètre, sont tirées de l'aquifère du Quaternaire (Maliki 1993; Boukari 1998).

La figure 4 présente les sources d'eau pour les divers usages domestiques à Cotonou en 2005 et en 2015. Il montre qu'en dehors de l'eau de la SONEB, l'eau captée par les puits à grand diamètre est surtout utilisée pour la vaisselle (49.4-54.5%), la douche (38-53.07%), la lessive (56-50.8%) et parfois pour la boisson (0,26-2,3 %) et la cuisine (4,52-16,1 %). L'eau de pluie est faiblement sollicitée à cause du caractère temporaire et saisonnier de sa disponibilité. L'utilisation des eaux de puits pour la boisson et la cuisine a augmenté en 2015 (2,3 et 16,1 % respectivement) par rapport à 2005 (0,66 et 4,52 %).

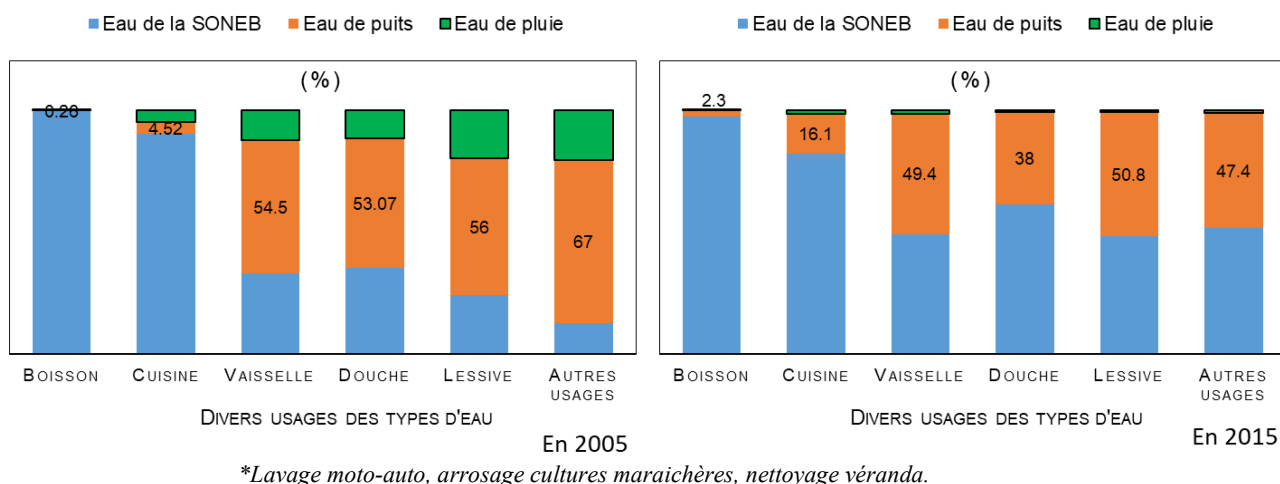


Figure 4 : Source d'eau pour divers usages domestiques à Cotonou en 2005 (Odoulami et al. 2011) et en 2015 (Yadouléton 2015)

I.1.4.2 Qualité chimique et bactériologique

I.1.4.2.1 Ions majeurs

Entre 1991 et 1992, les eaux souterraines à Cotonou étaient en général de bonne qualité à l'exception des zones à forte concentration humaine (ex. Akpakpa) où des teneurs élevées en nitrates (>50 mg/L) ont été enregistrées (Maliki 1993). Cette même étude a notifié que la contamination des eaux souterraines par les nitrates est liée à un apport en matières azotées surtout d'origine anthropique. Boukari et al., (1996) ont également mis en évidence une pollution d'origine anthropique par nitrate, phosphate et potassium dans les secteurs de Togbin-Dékoungbé, le pourtour Sud du lac, tout Cotonou-centre à l'Ouest du Chenal dans les eaux souterraines. Effet, la toxicité des nitrates résulte de leur réduction en nitrites, de la formation de méthémoglobine d'une part et de leur contribution possible à la synthèse

endogène de composés N-nitrosés d'autre part, qui ont un effet cancérigène (Kahoul et Touhami 2013). La qualité de l'eau potable de la SONEB stockée dans des réservoirs (bassines, seaux, jarres, etc) au niveau des ménages à Cotonou se dégrade et peut constituer des sources potentielles de maladies hydriques (Odoulami 2009; Yadouléton 2015; Rapport EAA 2018a). Les teneurs en bicarbonates (<200 mg/L), ont montré des variations saisonnières. Les plus fortes valeurs (>120 mg/L) se rencontrent dans les secteurs habituels (Maliki 1993 ; Boukari et al. 1996).

De 2002 à 2004, les puits situés sur la plaine côtière ont révélé des valeurs élevées en Cl^- , NO_3^- , NH_4^+ et PO_4^{3-} (Boukari et al. 2006 ; Xu et Usher 2006). Saizonou et al. (2010) ont mesuré des teneurs en nitrites trois (3) fois supérieures à 3,2 mg/L (limite admise par le décret N°2001-094 du 20 février fixant les normes de la qualité de l'eau potable en République du Bénin) dans les puits à proximité de l'abattoir de Cotonou. Boukari et al. (1996), Stephen et al. (2010) et McInnis et al. (2013) ont souligné des intrusions d'eaux salées du lac Nokoué et de l'Océan Atlantique contribuant à l'augmentation des teneurs en Chlorures dans l'aquifère côtier au Sud du Bénin.

Ainsi, sur la base des rares études menées de 1993 à 2013, l'aquifère côtier de Cotonou a connu une dégradation progressive due principalement à la contamination anthropique de leur qualité. L'utilisation des eaux souterraines captées par les puits à grand diamètre comme source d'approvisionnement en eau potable constituent donc une menace pour la santé de la population de Cotonou.

I.1.4.2.2 Eléments traces métalliques

Dans l'aquifère du Quaternaire de Cotonou, très peu d'études ont véritablement porté sur les éléments traces métalliques. Ceci s'explique par le manque de données qui existe sur les eaux souterraines de la zone côtière au Sud du Bénin. Boukari et al. (1996) ont montré que les teneurs en Fe total (entre 0,1 et 0,2 mg/L) et en Zn (0,5 et 1 mg/L) n'étaient pas compromettantes pour la qualité des eaux souterraines et la santé des populations. Néanmoins, des secteurs de fortes teneurs en zinc (2 à 3,5 mg/l) correspondant à la zone de Cotonou centre ont été obtenues pendant la même période. L'étude effectuée sur les eaux de puits et de forages utilisées sur le site maraîcher de Houéyiho à Cotonou a montré que ces eaux d'arrosage sont contaminées par le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le manganèse (Mn) qui sont issus des ordures ménagères utilisées pour la fertilisation (Yehouenou Azehoun Pazou et al. 2009). L'évaluation qualitative dans les principales spéculations maraîchères consommées (laitue, carotte, chou et grande morelle) produits sur ledit site, a montré une contamination des légumes analysés due à une toxicité résiduelle en métaux lourds (Cd, Pb, Cu, Zn et Cr). Dans l'aquifère peu profond du champ de captage intensif de Godomey au Sud du Benin, des teneurs élevées en fer total (0,5 mg/L dans les puits de Togba) et en plomb (0,18 mg/L dans un puits à Hèvié) comparé à la norme béninoise (0,3 pour le Fe et 0,05 mg/L pour Pb) ont été enregistrées (Dovonou et al. 2015). Ces valeurs sont proches

de celles mesurées par (Azokpota 2005) dans les eaux des puits des quartiers de Cotonou où se pratiquent les activités de teinturerie.

La mauvaise gestion des eaux usées contribue à la pollution des eaux souterraines par les éléments traces métalliques en zone urbaine avec des risques d'intoxication pour la santé humaine (Rai et al. 2019 ; Dong et al. 2019). La toxicité des métaux en occurrence le plomb sur la santé humaine a été soulignée par (OMS 2016). En effet, ils peuvent affecter le développement du cerveau et du système nerveux et augmenter le risque d'hypertension artérielle et de lésions rénales.

I.1.4.2.3 Bactéries

Dans la plupart des pays en développement, les eaux souterraines captées par les puits traditionnels sont polluées. L'étude effectuée par Maliki (1993) a montré que les eaux de la nappe superficielle de Cotonou et de ses environs sont contaminées par les bactéries d'origine fécale. Boukari et al. (1996) ont montré que les eaux de la nappe peu profonde sont bactériologiquement impropres à la consommation humaine car comportant des coliformes fécaux, en particulier *Escherichia coli*. Une analyse microbiologique en 2007 et en 2008 (Yehouenou Azehoun Pazou et al. 2009) a révélé la présence dans les eaux d'arrosage de germes tels qu'*Escherichia coli*, des *streptocoques fécaux*, des *salmonelles* et des *shigelles* qui sont des indicateurs de pollution organique fécale d'origine humaine ou animale et des pathogènes humains majeurs. A proximité de la berge du lac Nokoué à Cotonou, Dovonou et al. (2012) ont identifié la présence des bactéries *streptocoques fécaux* et de *Clostridium* dans les eaux de puits de certaines localités. La présence de bactéries pathogènes comme les *staphylocoques*, *Salmonella* et *Shigella* confirme le risque élevé de maladies diarrhéiques et de dermatoses signalée par les agents de santé des localités lacustres (Odoulami 2009). En consommant ou en étant au contact des eaux contaminées, la population est confrontée aux maladies hydriques telles que le choléra, la fièvre typhoïde, la dysenterie, la leptospirose, la bilharziose, etc. qui font peser un lourd fardeau sanitaire et qui, pour certaines, constituent les principales causes de mortalité infantile (Warburton et al. 1986 ; Zeenat et al. 2009 ; Goita 2013). Les maladies hydriques fréquemment rencontrées au sein de la population de Cotonou sont le choléra, la dysenterie, la diarrhée, la fièvre typhoïde et la bilharziose (Roufai 2012). D'après les enquêtes menées auprès des ménages et des cellules statistiques des zones sanitaires, les maladies diarrhéiques font partie des trois principales maladies identifiées dans la ville de Cotonou (Roufai 2012). Dans la ville d'Abomey-Calavi (sud du Bénin), les eaux souterraines des puits et des forages sont menacées par une pollution bactériologique provenant de l'infiltration des eaux usées des fosses septiques et des latrines (Hounsinou et al. 2015).

La pollution des eaux de surface et des eaux souterraines constitue des conditions favorables pour la prolifération des bactéries, des virus et autres parasites. Les zones marécageuses sont des zones pour la plupart sans latrines, sans assainissement (Totin et al. 2013; Yadouléton 2015). La majorité des cas de maladies hydriques à Cotonou survient au cours de la période couvrant les mois d'avril à septembre

(saison des pluies) : leur prévalence est plus élevée pendant la saison des pluies comparé à la saison sèche (Hounsinou et al. 2015). En effet, la saison des pluies est marquée par l'omniprésence des eaux stagnantes, notamment dans les quartiers plus défavorisés (Rapport EAA 2018a).

Les résultats de l'estimation faite à partir des statistiques sanitaires de la Direction Départementale de la Santé (DDS) Atlantique Littoral et du quatrième Recensement Général de la Populations et de l'Habitation (RGPH4) sont consignés dans le tableau 5. Ils montrent que le paludisme, le choléra et les diarrhées sont les maladies hydriques les plus fréquemment rencontrées dans la ville de Cotonou. Le paludisme est enregistré dans tous les quartiers et aussi dans tous les arrondissements avec des taux de prévalence relativement élevés.

Tableau 5 : Taux de prévalence des maladies hydriques fréquemment recensées à Cotonou entre 2015 et 2017 (Rapport EAA Juin 2018b)

Arrondissements de Cotonou	Taux de prévalence estimés (%)											
	Cholera			Diarrhée			Paludisme			Autres maladies infectieuses		
	2015	2016	2017	2015	2016	2017	2015	2016	2017	2015	2016	2017
1		0,025	0,00	9,93	15,95	8,41	144,53	162,66	142,66			
2		0,01	0,00	4,68	3,26	2,35	17,77	23,40	19,86			
3	0,12	0,63	0,00	4,06	2,02	3,65	28,27	32,63	28,75			
4		0	0,00	11,36	2,02	1,19	0,01	22,40	17,56			
5		1,15	0,00	20,87	11,30	4,64	110,26	78,43	86,26	0,75		
6	0,01	0,07	0,01	4,92	3,00	3,15	66,53	73,05	29,86			
7		0,07	0,00	4,55	5,31	1,86	56,16	64,35	59,78			
8		0,31	0,00	3,44	1,23	0,11	84,20	60,57	1,82			
9		0,06	0,12	28,26	18,14	18,37	224,81	181,75	214,20			
10		0	0,00	10,82	0,46	8,35	34,40	2,78	20,54			
11		0,20	0,00	40,14	25,61	19,53	164,60	162,24	197,94		0,45	2,69
12		0	0,00	1,14	1,71	0,64	11,32	9,99	7,28			
13	0,01	0,02	0,01	5,46	7,21	3,14	55,22	54,00	36,38			

Une autre affection dont les symptômes (fièvre élevée avec frissons, maux de tête, douleurs musculaires et douleurs articulaires) sont proches de ceux du paludisme est la leptospirose. Cette maladie hydrique est méconnue au Bénin. Elle se manifeste comme une maladie fébrile pseudo-grippale, ce qui rend son diagnostic clinique difficile (Bierque et al. 2020).

I.1.5. Leptospirose, une maladie hydrique méconnue en Afrique

La leptospirose est une zoonose émergente dans le monde notamment en Amérique Latine, en Asie du Sud-Est et en Afrique (Juif 2011). Dans les milieux insalubres, chauds et humides à urbanisation grandissante, elle représente un problème de santé publique majeur (Ko et al. 1999 ; Bertherat et al. 2014 ; Allan et al. 2015). Costa et al. (2015), la leptospirose est responsable de 60000 décès pour 1 million de cas par an dans le monde. Ces estimations, probablement basses compte tenu du déficit criant de données notamment en Afrique (Allan et al., 2015) font de la leptospirose l'une des principales causes de morbidité et de mortalité liées aux zoonoses.

Le réservoir des leptospires est constitué de petits mammifères à affinité anthropophile (principalement les rongeurs dont les rats), de mammifères domestiques (chiens, porcs, bovins, ovins, etc.) et d'animaux sauvages (chauve souris, ect.). Ces hôtes réservoirs abritent l'agent pathogène dans leurs tissus rénaux et les leptospires sont excrétées par voie urinaire dans l'environnement. L'homme se contamine soit par contact direct avec des animaux infectés ou leurs urines (Fig. 5a), soit indirectement par contact avec des eaux ou des sols humides contaminés par les urines d'animaux infectés (Fig. 5b. et e).

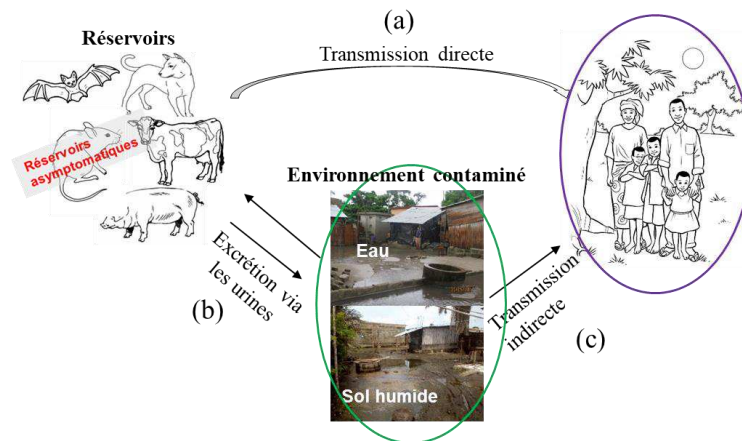


Figure 5: Voie de transmission de la leptospirose

Les données statistiques dans les hôpitaux et les enquêtes sur la séroprévalence aux États-Unis indiquent que plus de 70% des infections à la leptospirose sont attribuées au contact physique avec les eaux contaminées (Wynwood et al. 2014). En 1984 en Italie, trente-trois (33) cas confirmés de leptospirose ont été attribués à l'eau contaminée (Wynwood et al. 2014). Au Japon, (Aoki, Koizumi, et Watanabe 2001) ont confirmé qu'un homme de 48 ans a été contaminé (serovar *Leptospira autumnalis*) après avoir été en contact avec une eau de puits de qualité douteuse. Des épidémies de leptospirose sont également survenues au contact des eaux de baignade, pendant la pratique d'activités de loisirs ou sportives, comme l'Éco Challenge en Malaisie (Sejvar et al. 2003), le triathlon en Illinois (Ristow 2007). Les milieux précaires et insalubres urbains sont également à l'origine de contamination endémique et parfois très nombreuses (ex. dans les bidonvilles de la ville de Salvador au Brésil ; Kô et al., 1999 ; Maciel et al. 2008). En Nouvelle Calédonie, des leptospires pathogènes ont été identifiés dans les échantillons de sols et de rivières contaminés (Thibeaux et al. 2017 ; Bierque et al. 2020) et dans les eaux de surface en milieu urbain au Sud du Chili (Mason et al. 2016 ; Muñoz-Zanzi et al. 2014).

La leptospirose est particulièrement fréquente dans les zones tropicales où les hommes et les animaux vivent en contact étroit avec les animaux; les conditions climatiques chaudes et humides favorisent la survie du pathogène dans l'environnement et la coexistence d'espèces animales potentiellement réservoirs et des habitants favorise la transmission humaine (Mwachui et al. 2015). Au

Thaïland, en Asie du Sud-Est, la leptospirose est reconnue comme une cause importante d'insuffisance rénale et de maladie fébrile (Wuthiekanun et al. 2007).

Dans les eaux de surface et dans les sols humides de régions tempérées et tropicales, la survie des leptospires pathogènes est dépendante de plusieurs facteurs dont la température et le pH (revue dans Bierque et al. 2020). Les leptospires supportent une alcalinisation jusqu'à 7,8 et leur croissance est inhibée pour un pH inférieur à 6,8. Elles sont également détruites par les détergents ou les désinfectants (Juif 2011). Les conditions climatiques saisonnières impliquant des inondations ont longtemps été reconnues comme une source potentielle d'émergence de la leptospirose (Ko, Goarant, et Picardeau 2009 ; Lau et al. 2010 ; Mwachui et al. 2015). La majorité des cas surviennent entre juillet et novembre en France métropolitaine, et durant la saison des pluies sous les tropiques (Goita 2013). En plus de l'inondation, la croissance démographique, l'urbanisation associée à des conditions de vie précaires, le manque d'hygiène et d'assainissement, l'intensification agricole et les changements climatiques sont des facteurs aggravants de la transmission de la leptospirose (Lau et al. 2010 ; 2016). Par exemple, la leptospirose est fortement répandue dans les bidonvilles où les personnes vivent dans des habitations entourées d'égouts à ciel ouvert, proches du principal réservoir de la maladie, le rat (*Rattus Norvegicus*) (Ristow 2007 ; Maciel et al. 2008 ; Felzemburgh et al. 2014). Au Pérou, dans la région d'Iquito, la prévalence des leptospires dans les caniveaux à ciel ouvert, les eaux souterraines et de surface est plus élevée dans les environnements urbains que ruraux (Ganoza et al. 2006).

En Afrique subsaharienne, beaucoup de pays ont des caractéristiques bioclimatiques propices à la transmission des leptospires, mais l'incidence et la prévalence restent rarement évaluées (revues dans Allan et al 2015 ; De Vries et al 2014). Cependant, au Gabon, des cas de contamination aux leptospires ont été rapportés régulièrement depuis 1994 (Aubry et Gauzère 2019). Ntakirutimana (2013), après avoir montré que la leptospirose canine existe à Dakar au Sénégal, a mis en exergue les facteurs de risque de contamination que sont la présence des rongeurs et des chiens à la maison ou dans les environs, les eaux usées des canaux d'évacuation et la présence des ordures. Au Nigéria, une séroprévalence élevée (20,4 %) a été observée chez les mineurs de charbon, les travailleurs au niveau des abattoirs et les agriculteurs. Au Ghana, parmi les personnes notées séropositives, 33% étaient des agriculteurs et des travailleurs de plantation de cacao. Sur 190 patients souffrants de l'ictère et/ou des fièvres dans la région d'Ashanti (Ghana), 3,2 % ont été confirmés malades de la leptospirose (de Vries et al. 2014). Dans le sud du Bénin, environ 12% des rats sont porteurs des pathogènes *Leptospira* et la séroprévalence à la leptospirose dans les populations humaines a été estimée à 15,8 % (Houéménou et al. 2014; 2019). Cette étude a montré que la séroprévalence de l'infection à la leptospirose au sein des populations installées dans les bas-fonds, le long de la lagune et du lac Nokoué est d'environ 40 %. Les risques de contamination à la leptospirose sont donc élevés dans les villes de l'Afrique de l'Ouest, notamment celles qui s'étalent le long du Golfe de Guinée pour former le « corridor urbain Abidjan-Lagos » (Dobigny et al. 2018), mais les conditions environnementales, les caractéristiques physico-chimiques et les périodes favorables à la survie des leptospires dans les eaux souterraines et de surface restent encore mal documentées.

I.3. Questions scientifiques

Les études effectuées à Cotonou ont montré que l'urbanisation et la mauvaise gestion des déchets issus des activités anthropiques constituent les principales sources de contamination des eaux souterraines de l'aquifère côtier au Sud du Bénin (Maliki 1993 ; Boukari et al. 1996 ; 2006 ; Totin et al. 2013). Les quartiers précaires des grandes métropoles de l'Afrique de l'Ouest vivent dans des environnements humides et pollués favorables au développement des maladies hydriques (Ikem et al. 2002 ; Ouandaogo-Yameogo 2008 ; De Waele et al. 2004 ; Hassane et al. 2016 ; Lapworth et al. 2017).

A Cotonou, la qualité des eaux souterraines de l'aquifère du Quaternaire n'est pas contrôlée ni suivie par la SONEB (Société Nationale des Eaux du Bénin) car elles ne représentent pas une ressource recommandée pour l'approvisionnement en eau potable de la population. Mais la proximité de cette ressource (faible profondeur) et le taux relativement faible (49 %) d'accès à l'eau de la SONEB, amènent les populations des quartiers précaires à s'approvisionner en eau via les puits à grand diamètre. Ces eaux souterraines non suivies sont utilisées pour la lessive, la vaisselle, la douche, la cuisine et parfois la boisson, et ce, avec les risques de contamination des maladies hydriques (Yadouléon 2015; Hounsinou et al. 2015; Roufai 2012).

La plupart des études sur les eaux souterraines à Cotonou se sont limitées à sa qualité microbiologiques et ont porté sur l'analyse des bactéries hydriques indicatrices de pollutions fécales telles que *E. Coli*, *Streptocoques fécaux*, des *Salmonelles*, *Klebsiella pneumoniae*, *Enterobacter cloacae*, etc. et d'autres bactéries provenant de sources environnementales telles que *Enterobacter intermedium* et *amnigenus*, *Klebsiella terrigena*, *Buttiauxella agresti* (Odoulami 2009 ; Saizonou et al. 2010 ; Dovonou et al. 2012 ; Saizonou et al. 2014). D'autres études ont mis l'accent sur les pollutions par les composés azotés notamment les nitrates et les métaux lourds tels que Fe, Pb, et Zn, etc. (Boukari 1998; Yehouenou Azehoun Pazou et al. 2009; Azokpota 2005). Les travaux de Yalo et al. (2012) et McInnis et al. (2013) ont abordé la problématique d'intrusion d'eaux salées du lac Nokoué et de l'Océan Atlantique dans l'aquifère côtier au Sud du Bénin en utilisant les approches géophysiques.

Ces études n'ont donc pas abordé la variation temporelle et spatiale des mécanismes de salinisation (minéralisation, processus d'évaporation, intrusion d'eau salée) et de pollution anthropique à partir des approches hydrochimiques et isotopiques dans des systèmes hydrogéologiques différents dans la zone côtière au Sud du Bénin. De même, les données spatio-temporelles sur la distribution des teneurs en éléments traces métalliques sont vraiment rares ou n'existe pas sur les eaux souterraines et de surface à Cotonou. Par ailleurs, les possibilités de transfert de contaminants dans les eaux souterraines au travers de la Zone Non Saturée (ZNS) n'ont jamais été mis en évidence sur ce site.

En dehors de son hôte mammifère, aucune étude n'a été menée sur la présence ou non des bactéries leptospires pathogènes dans les eaux souterraines et de surface dans la zone côtière au Sud du Bénin. Très peu de connaissance existent sur les conditions environnementales et hydrochimiques qui

sont compatibles avec le *Leptospira* pathogène surtout dans les habitats urbains où la pollution peut être très importante.

Cette étude pluridisciplinaire qui utilise une approche combinant les traceurs environnementaux (chimiques et isotopiques) et les analyses bactériologiques (les leptospires) permet la mise en place d'une base de données spatio-temporelles importantes. Elle apporte des informations sur les facteurs qui contrôlent le fonctionnement de l'aquifère côtier au Sud du Bénin et sur les conditions environnementales, chimiques et hydroclimatique propices à l'émergence des leptospires pathogène dans les bidonvilles de Cotonou.

Ainsi, des pistes de recherches pertinentes ont porté sur les questions scientifiques ci-après :

- 1- Quels sont les processus dominants de contamination par les chlorures et nitrates dans les eaux souterraines ?
- 2- Quels sont les facteurs contribuant à l'accumulation du fer et du manganèse ?
- 3- Quels sont les types d'eaux contaminés et les périodes à risque de contamination à la leptospirose? Quelles sont les conditions qui favorisent la présence des leptospires pathogènes ?

Pour répondre à chacune des questions de recherches, trois (3) articles scientifiques ont été rédigés.

1- Houéménou, Honoré, Sarah Tweed, Gauthier Dobigny, Daouda Mama, Abdoukarim Alassane, Roland Silmer, Milanka Babic, et al. 2019. « Degradation of Groundwater Quality in Expanding Cities in West Africa. A Case Study of the Unregulated Shallow Aquifer in Cotonou ». Journal of Hydrology, décembre, 124438. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124438>. *Publié dans un journal scientifique*

2- Houéménou, Honoré, Seidel Jean Luc, Sarah Tweed, Abdoukarim Alassane, Daouda Mama, Fabienne Trolard, Gauthier Dobigny, Salifou Orou-Pete, Akilou Socohou, et Marc Leblanc. (in preparation) « Seasonal variations in processes driving manganese and iron concentrations above drinking water guidelines in the unregulated shallow aquifer of Cotonou (Southern Benin) ». *Non soumis dans un journal scientifique*

3- Houéménou, Honoré, Philippe Gauthier, Sarah Tweed, Henri-Joel Dossou, Marc Leblanc, Jean-Luc Seidel, Akilou Socohou, et Gauthier Dobigny. (in preparation) « Pathogenic *Leptospira* and water quality in African cities: a case study of Cotonou, Benin». *Soumis dans le journal Water and Health*

Ces résultats ont permis de proposer ***un schéma conceptuel de contamination des eaux souterraines pour chacun des sites étudiés***

I.5. Structuration du manuscrit

Ce manuscrit est organisé en quatre chapitres dont trois sont rédigés sous le format d'articles scientifiques.

Le **chapitre I** (ci-dessus) présente une synthèse bibliographique de l'état actuel des connaissances au niveau régional et national de l'urbanisation et son influence sur la qualité des eaux souterraines peu profondes de grandes métropoles africaines. A l'issue de cet état de l'art, trois questions scientifiques ont été énoncées afin d'apporter une plus large information sur le fonctionnement de l'aquifère côtier de Cotonou (Sud du Bénin).

Le **chapitre II** illustre le contexte hydrogéologique de la zone d'étude et décrit également les traits majeurs de la zone d'étude qui n'ont pas été précisés dans les articles scientifiques. Il présente également les caractéristiques environnementales qui justifient le choix des sites d'étude.

Le **chapitre III** présente les résultats du premier article publié sur la dégradation de la qualité des eaux souterraines peu profondes à Cotonou. Après avoir caractérisé les eaux souterraines peu profondes de Cotonou dans trois contextes hydrogéologiques, l'utilisation des traceurs environnementaux a permis de proposer un schéma conceptuel des facteurs et périodes à risques de contamination.

Le **chapitre IV** présente les résultats des investigations menées sur les éléments traces métalliques dans les eaux souterraines. Ce chapitre illustre les résultats du deuxième article scientifique sur les éléments traces métalliques dans les eaux souterraines peu profondes à Cotonou.

Le **Chapitre V** présente les résultats obtenus sur l'identification des leptospires pathogènes dans les eaux souterraines et de surface dans les bidonvilles de Cotonou. Ce chapitre rédigé sous forme d'article scientifique a permis de décrire les conditions environnementales, les caractéristiques géochimiques et isotopiques des échantillons d'eau positifs aux leptospires pathogènes. De même, les périodes à risques de propagation de la leptospirose ont été soulignées.

Cette étude est clôturée par une **conclusion générale** qui souligne les principaux résultats obtenus afin de proposer des pistes de recherche. Chaque chapitre est suivi de la liste de références bibliographiques. Les informations complémentaires pouvant faciliter la lecture de ce document sont mentionnées dans les **Annexes**.

CHAPITRE II. CADRE D'ETUDE ET APPROCHES METHODOLOGIQUES

II.1 Synthèse hydrogéologique de la zone d'étude

Cette partie aborde certains traits caractéristiques du milieu d'étude qui n'ont pas été suffisamment développés ou pris en compte dans les articles scientifiques. Il s'agit notamment du contexte climatique, de la stratigraphie du Quaternaire margino-littoral, des contextes hydrogéologiques et hydrographiques.

II.1.1 Climat

La ville de Cotonou se trouve dans la zone climatique subéquatoriale chaude et humide, caractérisée par deux saisons pluvieuses annuelles (de mars à juillet et de septembre à octobre) et deux saisons sèches (de novembre à mars et juillet à août).

A partir des données climatiques de la station ASECNA de Cotonou, la moyenne pluviométrique annuelle calculée pour la période de (1971- 2016) est d'environ 1280 mm. De Novembre à Mars, les pluies sont faibles et les moyennes mensuelles sont inférieures à 100 mm : c'est la grande saison sèche. Courant le mois d'Avril et ce jusqu'en Juillet, la hauteur moyenne mensuelle est supérieure à 100 mm. Les maximas moyens sont centrés sur le mois de Juin (338,75 mm) : c'est la grande saison pluvieuse. Au mois d'Août, la pluviométrie fléchit brutalement et tombe à environ 47 mm : c'est la petite saison sèche. En Septembre, les pluies reprennent et atteignent un second maximum en Octobre (144,22 mm, moins important qu'en Juin), puis décroissent de nouveau en Novembre (40 mm) : c'est la petite saison des pluies. La température moyenne quant à elle varie de 23,52 à 31,12 °C pour la même période (1971-2016). La répartition des températures moyennes permet de considérer Juillet (26,72) Août (26,43 °C) et septembre (26,93) comme les mois les plus frais, Février (29,48°C), Mars (29,93°C) et Avril (29,60°C) comme les mois les plus chauds (Fig. 2, chapitre II).

Les moyennes annuelles des humidités relatives maximales et minimales sont respectivement de 92,74% et 69,21 % (Fig. 6). L'amplitude de variations de l'humidité maximale est très peu importante. Par ailleurs, les minimas accusent un net fléchissement durant les mois secs avant de remonter en saison des pluies, avec une valeur maximale au mois de Juillet (74 %).

La variation de l'insolation journalière durant la période de 1971 à 2016 (Fig. 6) est minimale entre Juin, Juillet, Août et Septembre, pendant la saison des pluies du fait de l'importance de la couverture nuageuse.

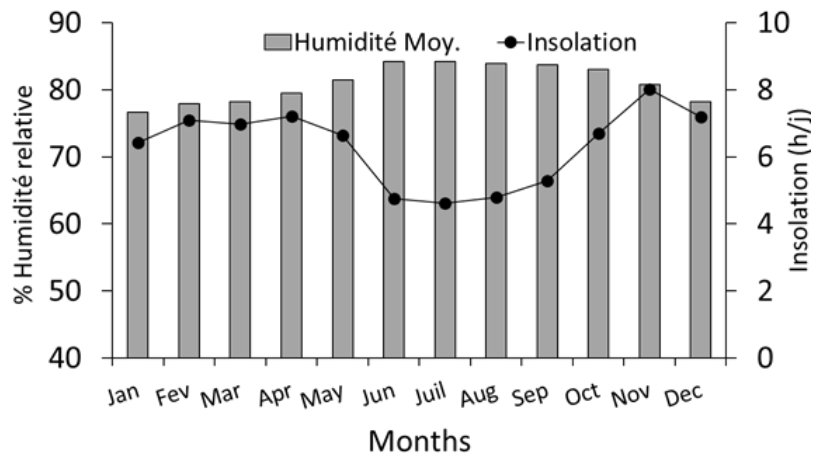


Figure 6: Humidité relative moyennes mensuelles interannuelles et l'insolation journalière à la station de Cotonou de 1971 à 2016 (ASECNA)

II.1.2 Hydrographie

Sur le plan hydrologique, l'Océan Atlantique, le lac Nokoué, les lagunes Djonou et Todouba, et les dépressions à hydromorphie temporaire ou permanente constituent les importants plans d'eau qui influencent les activités humaines dans la zone d'étude (Figure 7).

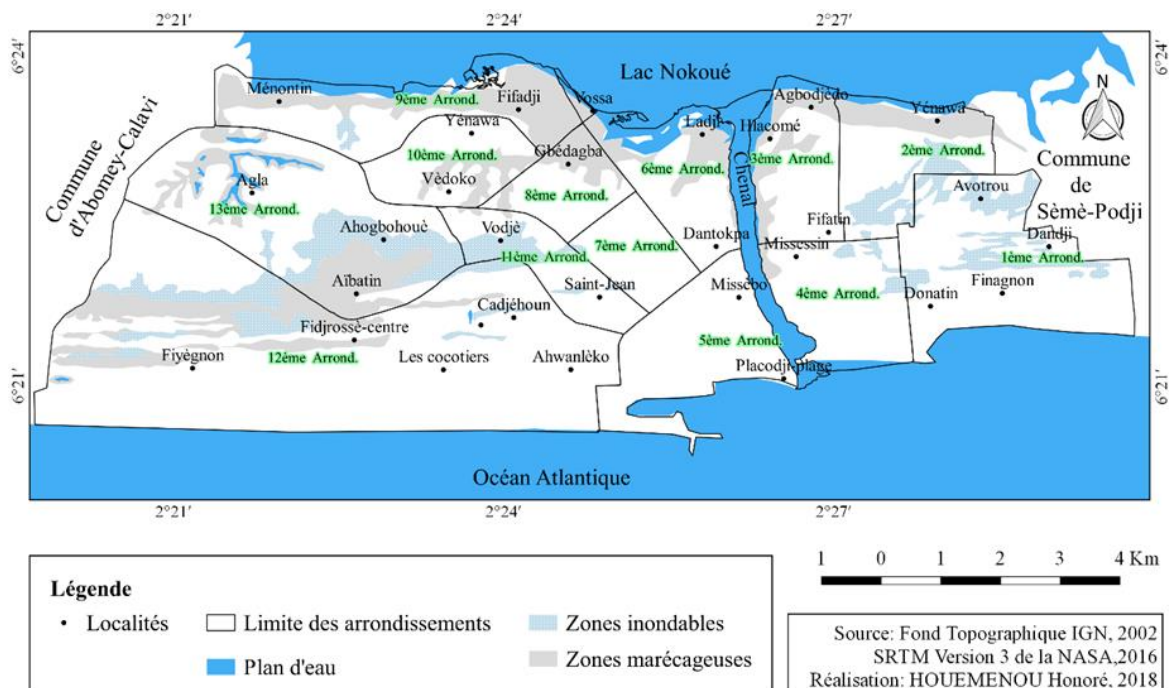


Figure 7 : Carte hydrographique de Cotonou

Les principaux tributaires du lac Nokoué sont les fleuves Ouémé, Sô et la lagune Djonou. Les rivières Todouba, Dati et Ahouhangan sont à leurs tours tributaires de la lagune Djonou. Le lac Nokoué communique à la mer par le chenal de Cotonou (lagune de Cotonou) qui sépare les étendues Est et Ouest de la ville. Par ailleurs, il existe dans ses environs, un système de lagons et de bas-fonds avec lesquels il était à l'origine en communication, mais qui sont actuellement isolés par l'urbanisation de la ville. Les fluctuations de niveaux des lagunes sont en rapport non seulement avec la pluie, mais aussi avec l'hydrodynamique de la nappe superficielle, celles-ci étant en continuité hydraulique avec elles.

Le relief et l'hydrogéologie de la ville de Cotonou facilitent donc la recharge de la nappe et favorisent les inondations. Celles-ci sont accentuées par le régime hydrologique du lac Nokoué qui reste sous l'influence des eaux de pluie du nord. En fait, le lac connaît deux périodes de crue de mai à juin (petite crue) et de septembre à novembre (grande crue). Ces apports d'eau de pluie au lac Nokoué se font par l'intermédiaire des fleuves Ouémé et Sô (Odoulami, 2009).

La Figure 8 montre la variation du niveau d'eau dans le lac Nokoué. Pendant la grande saison des pluies (Avril à juillet), l'amplitude de variation du niveau d'eau dans le lac Nokoué est faible. Les hauteurs importantes de pluies de mai à juin (200-350 mm) ne remontent que très peu le niveau du lac. Par ailleurs, l'augmentation des niveaux d'eau du lac (période crue) correspondent correspondent aux mois de septembre et octobre où les précipitations locales (100-150 mm) sont relativement moins importantes. Cette période coïncide en effet avec la grande saison des pluies au Nord-Bénin. Les eaux pluviales du nord drainées par le fleuve Ouémé viennent donc se déverser dans le lac Nokoué (Assogba 2010 ; Danvidé 2015). L'étude de la piézométrie effectuée par Stephen et al. (2010) dans la partie Ouest du lac et à l'entrée de la rivières Sô (du nord jusqu'à la côte sud) a montré une plus grande variation de la piézométrie au niveau des sites situés à l'entrée de la rivière Sô plus au nord qu'au niveau des autres sites situés plus au sud du lac Nokoué.

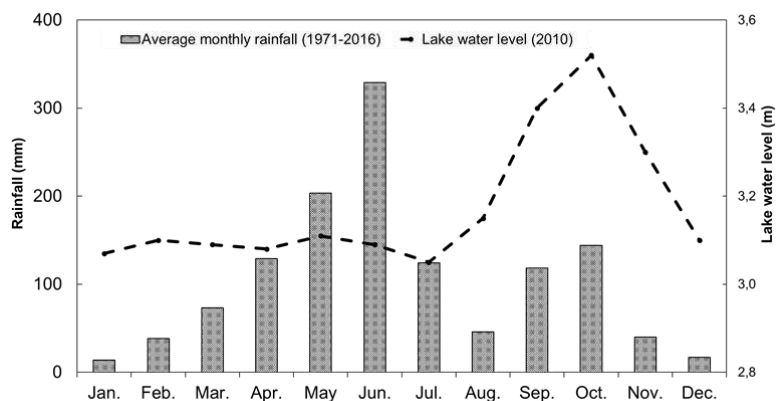


Figure 8 : Variation du niveau d'eau du lac (données Assogba, 2010) et la pluviométrie à Cotonou

D'après Oyédé (1991), les variations saisonnières de la salinité, dans le lac Nokoué, sont influencées par la pluviométrie, mais il faut, cependant, insister sur les effets du vent de direction constante SW-NE, qui engendre une rotation de la masse d'eau dans le sens des aiguilles d'une montre (Figure 9).

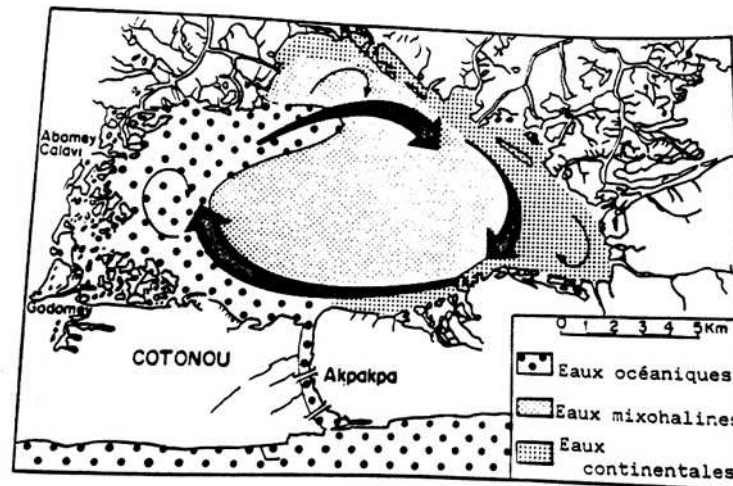


Figure 9 : Schéma synthétique des variations spatiales de salinité en fonction de l'hydrodynamique générée par le vent sur le lac Nokoué (Oyédé, 1991).

La faible pente de la ville relevée (Fig. 10) et les déficiences des ouvrages d'assainissement ne favorisent en effet pas l'écoulement correct des eaux pluviales vers ce réceptacle qu'est le lac.

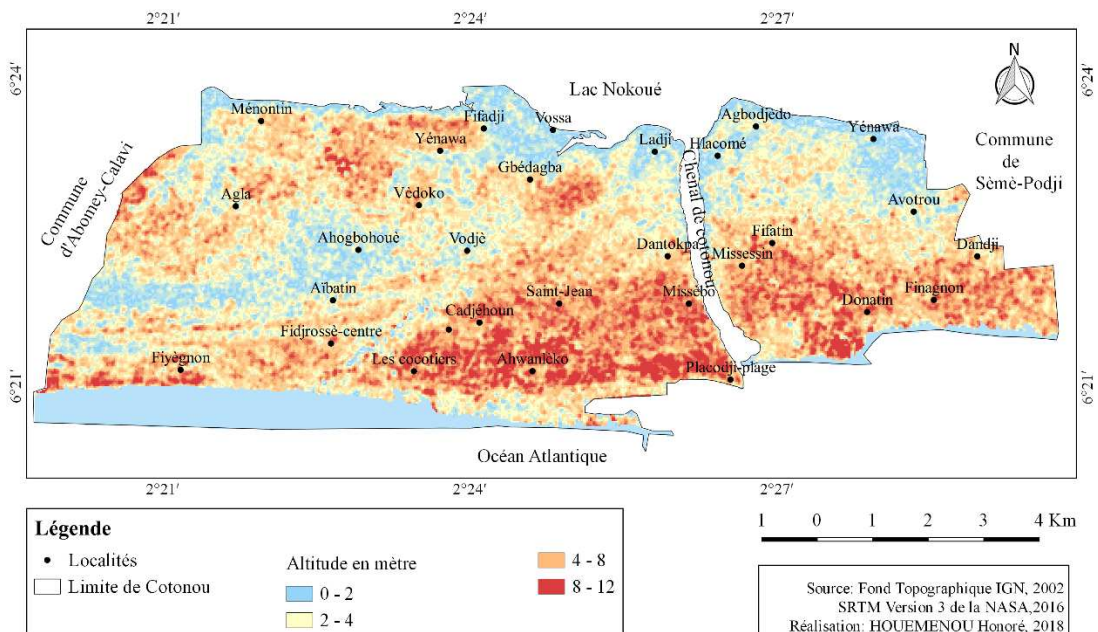


Figure 10 : Carte topographique de Cotonou

II.1.3 Bassin Sédimentaire Côtier

II.1.3.1 Stratigraphie du Quaternaire margino-littoral

La ville de Cotonou est localisée dans le bassin sédimentaire côtier plus précisément dans les sédiments du Quaternaire. Le bassin sédimentaire côtier est transgressif sur les formations cristallines et cristallophyliennes d'âge panafricain qui s'enfoncent progressivement en direction de la mer (Boukari, 1998). Il présente une structure monoclinale à très faible pendage en direction du Sud-Est (moins de 3 %). Le Tableau 6 présente deux interprétations stratigraphiques du Quaternaire margino-littoral dans le Golfe de Guinée.

Tableau 6 : Deux interprétations stratigraphiques du Quaternaire margino-littoral dans le Golfe de Guinée avec précisions sur la mise en place des formations et sur leur aspect morphologique (d'après Oyédé (1991))

Echelle chronologique	Chronologie selon Lang et Paradis (1986) d'après Guilcher (1959-1978) Slansky (1962) ; Paradis (1977)		Chronologie selon (Assemien et al., 1970) Tastet (1975, 1977, 1979) Germain (1975)	
Holocène (10 000 ans BP actuel avec épisode transgressif nouakchottin de 5000 ans BP)	Marin et fluvio- lagunaire	<i>4^{ème} ensemble</i> Sable gris et blancs Cordons externes de Guilcher (1978)	Marin et fluvio- lagunaire	Sables – vases et Sables lessivés
		Sables et vases Dépressions – lagunes		Cordons parallèles et flèches littorales Dépressions - lagunes
Ogolien (entre 20000- 40000 ans ? suivant les auteurs à 10000 ans BP)	Margino- littoral	<i>2^{ème} ensemble</i> Argiles noires et sables blancs à gris (Slansky, 1962)	Continental	Sables argileux
		Niveau tourbeux d'âges variés Dépressions		Les plateaux Cordons internes et médiants de Germain, 1975
Anté-Ogolien	Marin	Sables ocres Cordons les plus internes de Guilcher 1978	Lagunaire	Argiles noires et sables Dépressions
Quaternaire ancien	Continental	<i>1^{er} ensemble</i> Sables argileux fins, plus ou moins rubefiés- « terres de barre » Hauts plateaux		

II.1.3.2 Différents systèmes aquifères

Les études réalisées par Oyédé (1991), Maliki (1993) et Boukari (1998) dans le Bassin Sédimentaire Côtier ont permis d'identifier, de bas en haut, les aquifères du Crétacé Supérieur, de l'Eo-Paléocène, du Mio-Pliocène (Continental Terminal) et du Quaternaire (Fig. 11).

⇒ *Aquifère des sables du Maestrichtien*

Les sables du Maestrichtien renferment l'aquifère le plus profond du bassin sédimentaire côtier. L'aquifère est libre au Nord et mis en charge par les argiles du Crétacé supérieur ou du Paléocène et Eocène au Sud. Son épaisseur croît graduellement de 50-60 mètres au Nord à plus de 800 mètres à proximité de la côte. En allant vers le Sud, l'aquifère est plus profond en particulier au Sud de la dépression de la LAMA où il atteint 600 m sous les collines du Continental terminal.

⇒ *Aquifère du crétacé à faciès continental*

Le Crétacé à faciès continental est quasiment stérile (argilo-sableux) sauf à l'approche des niveaux de base au Nord du bassin. La recherche de l'eau doit se limiter près de ces niveaux, à la périphérie des collines où près des axes de drainage les plus importants. Vers le Sud, les sables marins du Crétacé se présentent sous forme de biseaux dans le crétacé à faciès continental où la recharge n'est pratiquement pas possible. Ces biseaux seront donc secs. Dans cette zone, les débits peuvent atteindre 7 m³/h et le niveau statique se rencontre à plus de 50 m de profondeur.

⇒ *Aquifère de l'Eocène-Paléocène*

Les sédiments de l'Eocène-Paléocène sont à prédominance argileuse avec des intercalations calcaires zoogènes à macrofaunes. L'épaisseur des couches argileuses varie de 5 à 10 m. Celle des bancs calcaires est très variable : 15 m à Issaba, 10 m à Hétin-Sota. Les formations de l'Eocène-Paléocène occupent essentiellement la partie Nord de la dépression de la LAMA, mais s'approfondissent très vite vers le Sud sous les plateaux du Continental Terminal entre 150 m et 450 m de profondeur. Le niveau de l'eau est artésien ou peu profond. Les débits peuvent atteindre 90 m³/h.

⇒ *Aquifère du Continental terminal*

Le Continental Terminal est constitué de sédiments détritiques continentaux à faciès sablo-argileux fins qui reposent en discordance angulaire sur le Lutétien (Eocène moyen). Les sables et les graviers du Continental Terminal renferment l'aquifère le plus intéressant du Bassin Sédimentaire Côtier particulièrement au niveau des plateaux d'Allada et de Sakété. Son épaisseur varie de 60 m à plus de 140 m. Les forages réalisés dans cet aquifère offrent des débits variant de 20 à plus de 1000 m³/h en général. Les forages de Godomey (SBEE) donnent un débit variant entre 44 et 300 m³/h.

⇒ *Aquifère du Quaternaire*

L'aquifère du quaternaire identifié au niveau du bassin sédimentaire côtier, est celui capté à Cotonou. Les dépôts du Quaternaire littoral présentent en profondeur une structure complexe, qui évoque celle du Continental terminal, avec alternance de niveaux sableux ou argileux plus ou moins continus. Il existe une nappe phréatique avec des lentilles d'eau douce flottant sur une nappe d'eau salée d'origine marine et/ou lagunaire. En raison de ce mode particulier de gisement des eaux en bordure de l'océan, les ouvrages de captage, constitués essentiellement de puits à grand diamètre, écrèment simplement la nappe pour ne pas pomper de l'eau salée (Maliki, 1993).

Les sables des cordons littoraux présentent une bonne perméabilité de l'ordre de 10^{-2} à 10^{-4} m/s. Les niveaux d'eau dans les puits varient entre 2,5 m et 3,5 m avec un battement annuel de l'ordre de 1 m. Ces sédiments renferment localement des aquifères d'eau douce ou saumâtre dont l'exploitation est liée à la position du biseau salé et à la réalimentation des lentilles d'eau douce. Le débit des puits (1 à 15 m³/h) est limité par la faible profondeur des ouvrages (Boukari, 1998).

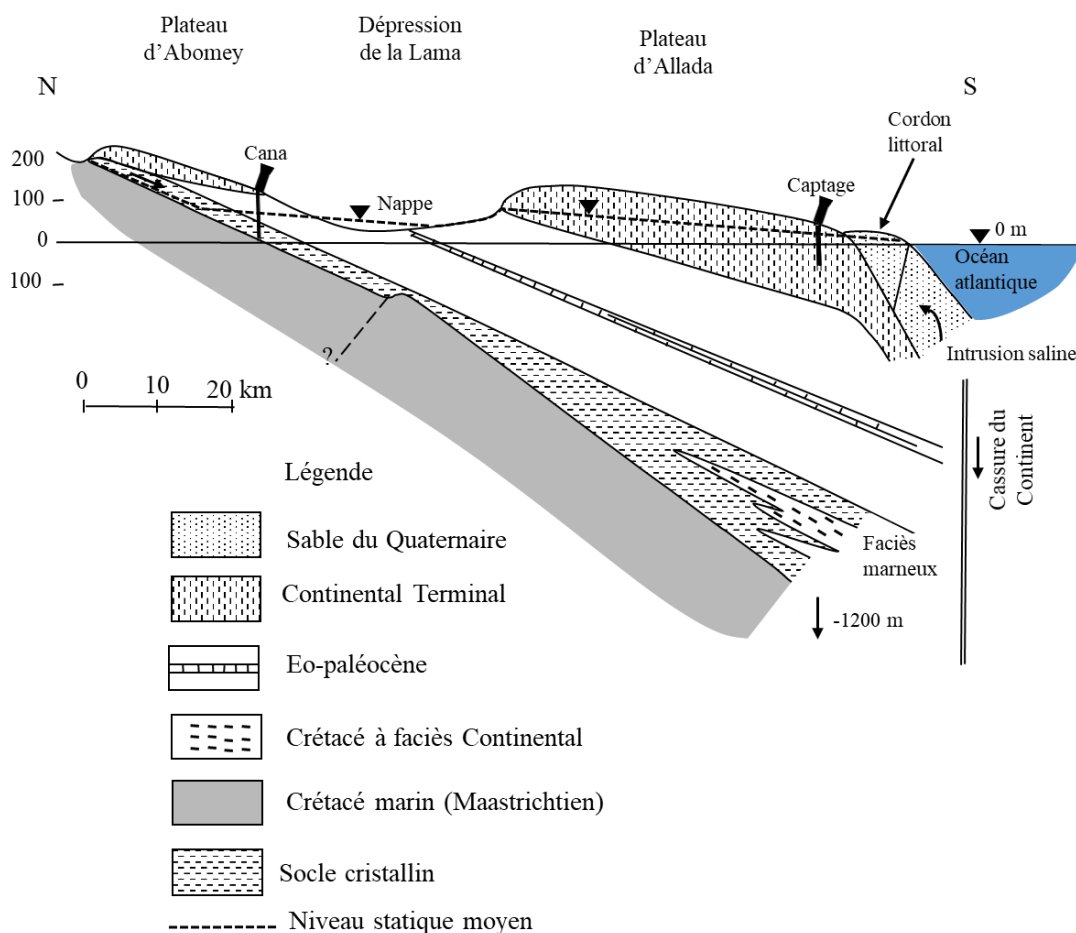


Figure 11 : Coupe hydrogéologique du Bassin Sédimentaire Côtier (Maliki 1993, modifié)

II.1.3.3 Piézométrie de l'aquifère du Quaternaire

La Figure 12 présente la surface piézométrique de l'aquifère peu profond de Cotonou observée pendant la période de septembre 2016. Dans la zone située à l'Ouest du chenal, les courbes isopièzes se referment au centre de la ville (Cadjéhoun, Gbégamey) et au Nord-ouest (kouhounou) représentant des dômes piézométriques. Ce sont en effet des zones de recharge préférentielle de la nappe compte tenu de leur altitude par rapport à la nappe phréatique (Malaki, 1993). A partir des dômes, les écoulements sont centrifuges. Ainsi, on note un écoulement à partir du centre de Cotonou vers l'océan, le lac Nokoué et les marécages. Les dômes de dépressions ou les zones marécageuses sont observées (Agla, Fidjrossé, Aïbatin et Ahogbohoué).

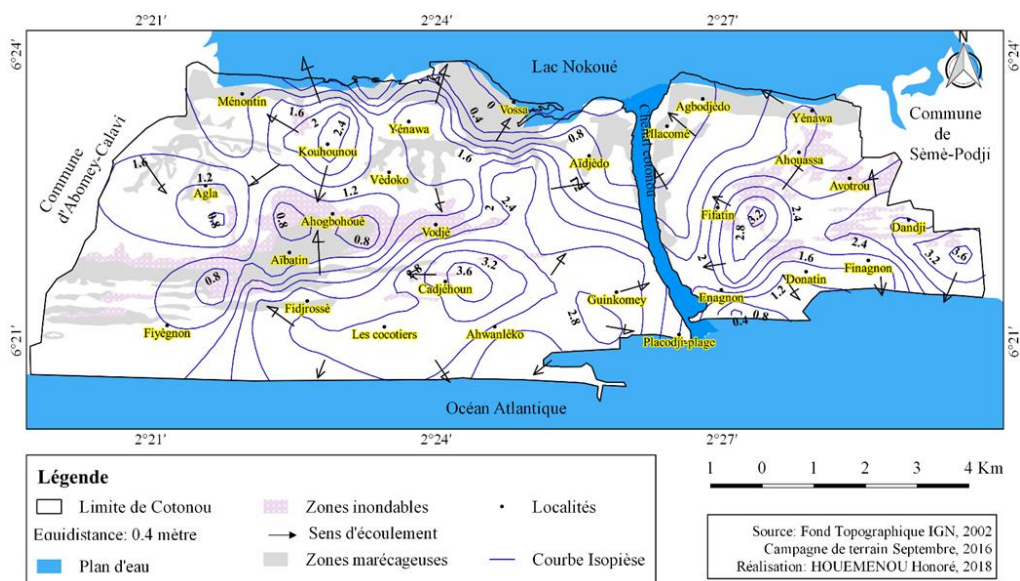


Figure 12 : Carte de la surface piézométrique de l'aquifère peu profond de Cotonou pendant la saison des pluies en septembre 2016

II.2 Approche méthodologique




II.2.1 Sites d'investigation



Figure 13 : Localisation des sites d'investigation

Trois (3) quartiers Agla, Ladji et St Jean (Figure 13) appartenant respectivement au 13^{ème}, 6^{ème} et 11^{ème} arrondissement ont constitué des sites de collecte de données physico-chimiques, isotopiques et bactériologiques. Ces sites présentent des caractéristiques socio-environnementales, hydrographiques et de risques de contamination aux bactéries pathogènes leptospires différentes (Tableau 7). Chaque site est représentatif d'une zone géographique à Cotonou. Agla caractérise les zones qui s'inondent par accumulation des pluies. Ladji illustre les zones en bordure du lac qui s'inondent notamment en période de crue et St Jean représente les quartiers qui ne s'inondent pas.

Tableau 7: Critères de choix des quartiers

Quartiers	Situation environnementale (Yadouléton 2015)	Illustration de l'état d'insalubrité (Photos Houéménou H. Juin 2017)	Prévalence leptospirose (Dossou et al. Données non publiées)
Agla (13 ^{ème} arrondissement)	<ul style="list-style-type: none"> - Population de 44000 hbts dans les quartiers en zone marécageuse -Eaux usées, ordures ménagères rejetées dans la nature ; défécation à l'air libre, présence de latrines, très bas standing -Inondable par accumulation des précipitations saisonnières ; faible capacité de retention en eau 	<p style="text-align: center;">Très insalubre</p> 	11.8%
Ladji (6 ^{ème} arrondissement)	<ul style="list-style-type: none"> -Population de 7000 hbts, quartier en bordure du lac -Pas d'eau courante à domicile, eaux usées et ordures ménagères rejetées dans la nature, présence de latrines, très bas standing -Inondable par les crues au niveau du Lac Nokoué pendant la petite saison des pluies où les crues sont prononcées 	<p style="text-align: center;">Très insalubre</p> 	14%
Saint Jean (11 ^{ème} arrondissement)	<ul style="list-style-type: none"> -Population de 3500 hbts, ancien quartier au centre ville - Ordures ménagères précollectées et/ou rejetées dans les caniveaux ; présence de latrines et fosses septiques -Non inondable en saison de pluies car les eaux de pluie peuvent s'infiltrer ou ruisseler vers les bas-fonds ou drainer vers les collecteurs d'eau pluviale 	<p style="text-align: center;">Moyennement salubre</p> 	0.4%

II.2.2 Points de prélèvement

Au total 39 sites d'échantillonnage ont été retenus (Figure 14). Les prélèvements ont été faits au niveau des eaux souterraines (captées dans le Quaternaire par les puits), les eaux de surface (mares permanentes, mares temporaires et lac Nokoué) et les sols. Six (6) campagnes de prélèvements ont été faits de Novembre 2016 à Juin 2018 pendant la saison sèche (Février, Mars), la grande saison des pluies (Juin) et la petite saison des pluies (Octobre, Novembre). Ces périodes semblent être cohérentes avec l'épidémiologie de la leptospirose qui est davantage liée aux périodes humides. On dénombre au total 127 échantillons d'eaux souterraines (62 à St Jean, 46 à Agla et 19 à Ladji) dans 26 puits, 62 échantillons d'eaux de surface (36 à Agla et 24 à ladji) et 15 échantillons de sols. Peu de prélèvements ont été faits au niveau des eaux de surface à cause de leur caractère saisonnier.





Figure 14 : Sites d'échantillonnage

II.2.2.1 Prélèvement des échantillons d'eaux souterraines et de surface

Les eaux de puits ont été prélevées à l'aide des puisettes souvent disposées sur les margelles des puits. Pour les eaux de surface, le flacon est plongé chaque fois dans l'eau jusqu'à son remplissage. Les mesures in situ sont effectuées au niveau de chaque point de prélèvement après rinçage des électrodes avec l'eau à analyser.

Les prélèvements destinés à l'analyse des ions majeurs (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , NH_4^+ , Ca^{2+} , Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , HCO_3^-) sont filtrés sur des membranes en acétate de cellulose à 0,45 μm et prélevées dans des flacons en polyéthylène de 50 ml. Les flacons pour le dosage des cations sont acidifiés avec de l'acide nitrique ultra pur (HNO_3).

Le prélèvement pour l'analyse des éléments traces (Li, B, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Ba, Pb, U) est réalisé dans des flacons de 15 mL en HDPE décontaminés à l'acide nitrique ultra pur. Des échantillons blancs (avec de l'eau MilliQ) ont été préparés dans les mêmes conditions pour assurer le contrôle qualité des résultats de laboratoire.

Le prélèvement pour les isotopes stables de la molécule d'eau l'oxygène-18 et le deutérium (^{18}O et ^2H) est réalisé dans des piluliers de verre ambré de 20 mL.

Le prélèvement pour le Carbone Organique Dissout (COD) est effectué dans des pilulier de verre ambré de 30 mL. De l'acide mercurique a été ajouté aux échantillons destinés à l'analyse du Carbone Organique Dissous pour empêcher la dégradation du carbone organique par des bactéries.

Ensuite, les flacons sont hermétiquement fermés et bien conservés à 4°C avant leur acheminement dans les différents laboratoires sollicités pour leur analyse.

Parallèlement à ces activités de prélèvement, une fiche de questionnaire a été renseignée. Elle a pris en compte les aspects tels que : la gestion des ordures ménagères, les usages par rapport aux différents types d'eau, les informations générales sur chaque site (surface inondée, présence d'animaux, activités agricoles, etc.) (Voir annexe 1)

II.2.2.2 Prélèvement des échantillons de sols dans la Zone Non Saturée

Le prélèvement des sols a été fait sur les sites A11, L18 et J11 respectivement à Agla, Ladjj et St Jean en février 2018 pendant la saison sèche (Fig. 15). Les sites identifiés sont des dépotoirs sauvages anciens datant de plus de 5 ans (A11 et L18) et d'un site sans dépôtoire (J11). Ils ont été choisis afin de mieux comprendre le processus de transfert de pollaunts au travers de la Zone Non Saturée. Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une tarière de dimension 5cm*20 cm. Les échantillons de sol ont été prélevés depuis la surface sur sol (au dessus du terrain naturel) et à chaque 20 cm de la profondeur de la Zone Non Saturée. La profondeur d'investigation qui correspond à l'épaisseur de la Zone Non Saturée, est de 40 cm pour A11, 80 cm pour L18 et 120 cm J11. Les échantillons ont été enrôlés dans des fils plastiques alimentaires afin de les garder frais et ensuite mis dans des sacs étanches en polyéthylène.

Les prélèvements ont été réalisés dans des conditions optimisées pour éviter la contamination des échantillons entre eux. Entre chaque prélèvement, le maximum de terre restant sur la tarière est enlevé afin d'éviter la contamination avec l'échantillon suivant. De même, la tarière est nettoyée à l'eau distillée dès lors que l'on change de site de prélèvement.

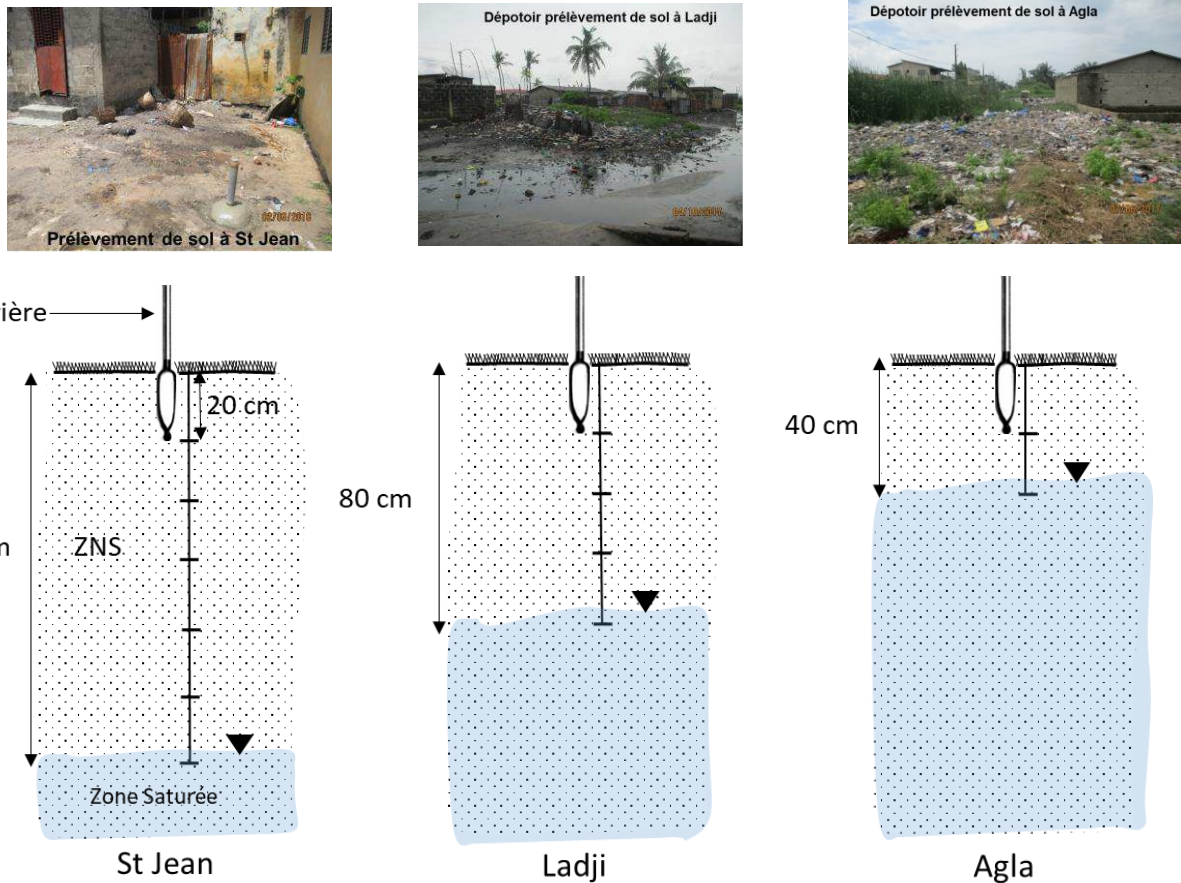


Figure 15 : Site de prélèvement et épaisseur de la ZNS sur chaque site

II.2.2 Approches utilisées

Deux approches ont été menées conjointement : (i) une approche hydro(géo)chimiques et isotopiques et ii) une approche bactériologique qui nécessite la recherche des leptospires dans les échantillons d'eau prélevée. Les campagnes d'échantillonnage et les analyses au laboratoire ont constituées une part importante dans cette étude. Les outils analytiques et statistiques ont été présentés dans chacun des articles scientifiques (Chapitres II, III et IV). La démarche méthodologique proposée est présentée dans la Figure 16.

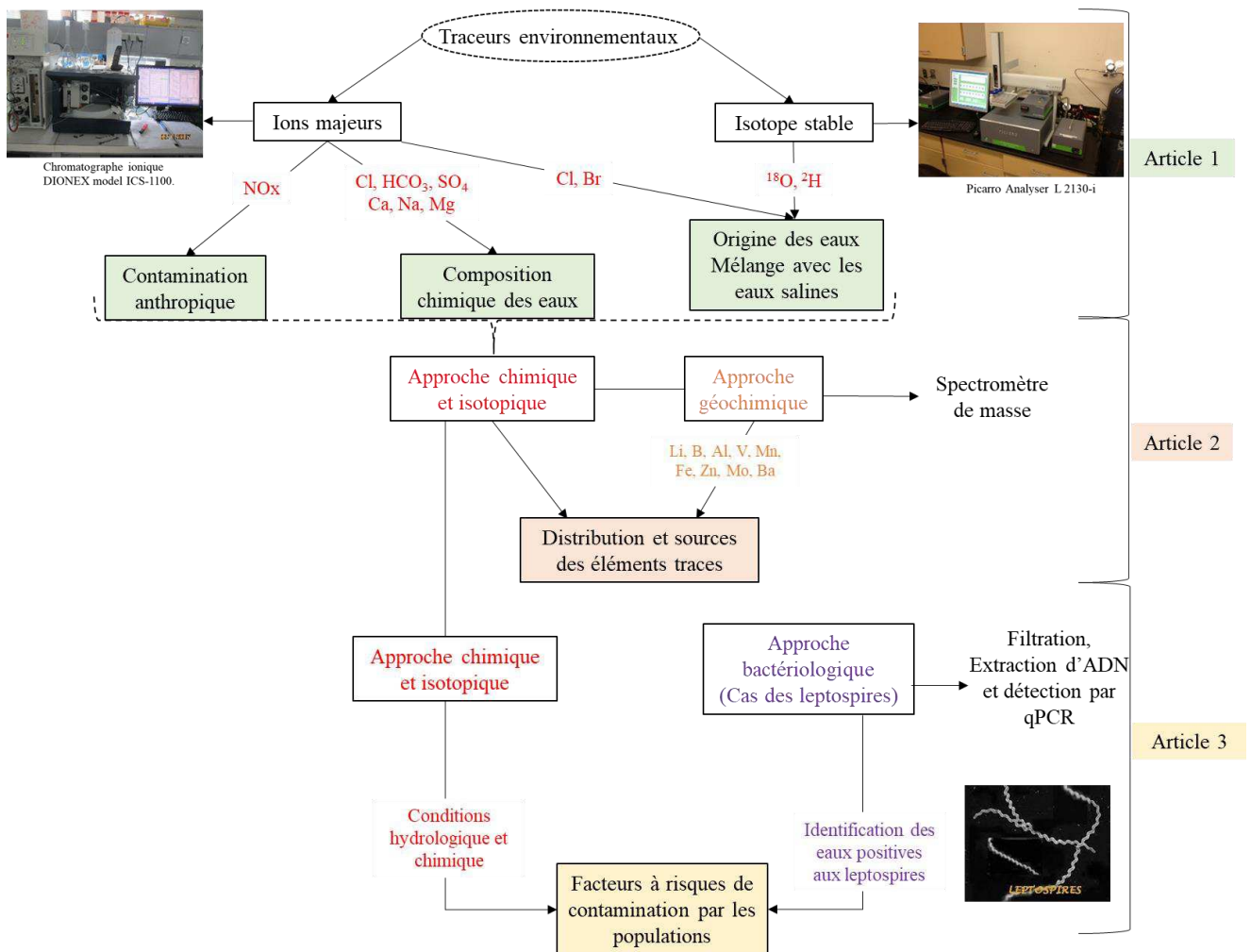


Figure 16 : Schémas synthèse de l'approche méthodologique

Les ions majeurs et le Carbone Organique Dissous (COD) sont analysés respectivement à l'aide du chromatographe ionique DIONEX model ICS-1100 et du TOC Analyser Model 1030 au Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon. La qualité de l'analyse chimique est vérifiée par le calcul des balances ioniques et validée si la valeur obtenue est inférieure ou égale à 5 %.

Les analyses des isotopes stables de la molécule d'eau ont été effectuées par le Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon à l'aide d'un Picarro Analyser L 2130-i doté d'un module de vaporisation et d'échantillonneur automatique. Les résultats sont exprimés dans la notation conventionnelle (δ), en déviation par rapport au standard de référence V-SMOW.

L'analyse des éléments traces a été faite au Laboratoire HydroSciences de Montpellier à l'aide d'un spectromètre de masse à plasma et couplage inductif de type Q-ICPMS X series II Thermo Fisher.

Afin de répondre la question scientifique 1 « Quels sont les **processus dominants de contamination par les chlorures et nitrates** dans les eaux souterraines » (Article 1), l'approche chimique utilisant les indicateurs de pollution anthropique et naturelle (NO_x , Cl) et celle utilisant

l'approche isotopique (^2H , ^{18}O) ont été utilisées. Quand à la question scientifique 2 « Quels sont les **facteurs contribuant à l'accumulation du fer et du manganèse ?** » (Article 2), en plus des approches chimiques et isotopiques, l'approche géochimique utilisant les éléments traces ont été utilisées pour identifier les facteurs d'accumulation notamment le fer et le manganèse. La question scientifique 3 « Quels sont les **types d'eaux contaminés** et les **périodes à risque de contamination** à la leptospirose ? Quelles sont les **conditions qui favorisent la présence des leptospires pathogènes ?** (Article 3) s'est basée sur les approches hydrogéochimiques et isotopiques pour définir les conditions favorables à la présence et la survie des bactéries leptospires pathogènes dans les eaux souterraines et de surface. Pour l'identification des bactéries leptospires pathogènes, une méthode simple de filtration et adaptée aux conditions de terrain a été mise en place en collaboration avec le laboratoire de l'UMR CBGP de Montpellier (Figure 17).



Figure 17 : Etapes relatives à la méthode simple de détection des bactéries leptospires

Tous ces résultats ont permis donc de proposer **un schéma conceptuel de contamination pour chacun des sites étudiés**

II.3 Références

- Adeniyi, Adeleke, Kafeelah Yusuf, Olumuyiwa Okedeyi, et Mutiu Sowemimo. 2016. « Classification and Health Risk Assessment for Borehole Water Contaminated by Metals in Selected Households in Southwest Nigeria ». *Journal of Water Resource and Protection* 08 (04): 459-71. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2016.84039>.
- Adjagodo, Antoinette, Micheline Agassounon Djikpo Tchibozo, Nelly C. Kelome, et Rébecca Lawani. 2016. « Flux des polluants liés aux activités anthropiques, risques sur les ressources en eau de surface et la chaîne trophique à travers le monde : synthèse bibliographique ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 10 (3): 1459-72.
- Allan, Kathryn J., Holly M. Biggs, Jo E. B. Halliday, Rudovick R. Kazwala, Venance P. Maro, Sarah Cleaveland, et John A. Crump. 2015. « Epidemiology of Leptospirosis in Africa: A Systematic Review of a Neglected Zoonosis and a Paradigm for 'One Health' in Africa ». Édité par Jakob Zinsstag. *PLOS Neglected Tropical Diseases* 9 (9): e0003899. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0003899>.
- Aoki, Tomohiro, Nobuo Koizumi, et Haruo Watanabe. 2001. « A Case of Leptospirosis Probably Caused by Drinking Contaminated Well-Water after an Earthquake ». *Laboratory and Epidemiology Communication*, n° Jpn. J. Infect. Dis., 54: 243-44.
- Assogba, Liliane Phillipine. 2010. « Memoire Online - Etude de l'influence du lac Nokoué et du chenal sur les inondations dans la ville de Cotonou au Bénin ». Memoire Online. 2010. https://www.memoireonline.com/10/12/6381/m_Etude-de-l-influence-du-lac-Nokoue-et-du-chenal-sur-les-inondations-dans-la-ville-de-Cotonou-au-Be.html.
- Atidegla, C, et K Agbossou. 2010. « Pollutions chimique et bactériologique des eaux souterraines des exploitations maraîchères irriguées de la commune de Grand-Popo : cas des nitrates et bactéries fécales ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 4 (2). <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i2.58119>.
- Aubry, Pierre, et Bernard-Alex Gauzère. 2019. « Leptospire: Actualité 2018 ». Médecine tropicale. 13 janvier 2019. <http://medecinetroppicale.free.fr/cours/leptospire.pdf>.
- Azokpota, V. 2005. « Impact de l'utilisation des colorants sur la qualité du milieu aquatique à Cotonou : cas de la teinture artisanale des textiles ».
- Barrett, M. H., Kevin M. Hiscock, Stephen Pedley, David N. Lerner, John H. Tellam, et Mike J. French. 1999. « Marker Species for Identifying Urban Groundwater Recharge Sources: A Review and Case Study in Nottingham, UK ». *Water Research* 33 (14): 3083-97. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00021-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00021-4).
- Barrett, M.H. 2004. *Characteristics of Urban Groundwater*. In: *Urban Groundwater Pollution*. D. N. Lerner Ed. Taylor & Francis. Leiden, Netherlands. International Contributions to Hydrogeology n°24: International Association of Hydrogeologists (IAH). <https://www.crcpress.com/Urban-Groundwater-Pollution-IAH-International-Contributions-to-Hydrogeology/Lerner/p/book/9789058096296>.
- Bertherat, Eric, Melissa J. Mueller, Jean-Christophe Shako, et Mathieu Picardeau. 2014. « Discovery of a Leptospirosis Cluster Amidst a Pneumonic Plague Outbreak in a Miners' Camp in the Democratic Republic of the Congo ». *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11 (2): 1824-33. <https://doi.org/10.3390/ijerph110201824>.
- Bierque, Emilie, Roman Thibeaux, Dominique Girault, Marie-Estelle Soupé-Gilbert, et Cyrille Goarant. 2020. « A systematic review of Leptospira in water and soil environments ». *PLOS ONE* 15 (1): e0227055. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227055>.
- Birke, Manfred, Uwe Rauch, Bodo Harazim, Hans Lorenz, et Wolfgang Glatte. 2010. « Major and trace elements in German bottled water, their regional distribution, and accordance with national and international standards ». *Journal of Geochemical Exploration, Mineral Waters of Europe*, 107 (3): 245-71. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.06.002>.
- Boukari. 1998. « Fonctionnement du système aquifère exploité pour l'approvisionnement en eau de la ville de Cotonou sur le littoral béninois : impact du développement urbain sur la qualité des ressources ». Université cheikh Anta Diop de Dakar, Faculté des Sciences et Technique, Département de Géologies.

- Boukari, M., A. Alassane, F. Azonsi, F. Dovonou, A. Tossa, et D. Zogo. 2006. « Groundwater Pollution from Urban Development in Cotonou City, Benin. » In Yongxin Xu, Brent Usher 2006, *Groundwater Pollution in Africa*, 125-138.
- Boukari, M., C. B. Gaye, A. Faye, et S. Faye. 1996. « The impact of urban development on coastal aquifers near Cotonou, Benin ». *Journal of African Earth Sciences*, Hydrogeochemical Studies in Sub-Saharan Africa, 22 (4): 403-8. [https://doi.org/10.1016/0899-5362\(96\)00027-9](https://doi.org/10.1016/0899-5362(96)00027-9).
- Chabour, Nabil, Benabbas Chaouki, Bourefis Ahcene, et Kermadji Adnane. 2009. « L'impact de l'étalement urbain sur les hydrosystèmes littoraux. Cas de la plaine de collo (N-E Algerien) », 10.
- Costa, Federico, José E. Hagan, Juan Calcagno, Michael Kane, Paul Torgerson, Martha S. Martinez-Silveira, Claudia Stein, Bernadette Abela-Ridder, et Albert I. Ko. 2015. « Global Morbidity and Mortality of Leptospirosis: A Systematic Review ». Édité par Pamela L. C. Small. *PLOS Neglected Tropical Diseases* 9 (9): e0003898. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0003898>.
- Danvidé, Taméon, Benoît. 2015. « Gouvernance des politiques de planification urbaine et gestion des inondations à Cotonou (Bénin) ». Thèse unique de Doctorat, Université d'Abomey-Calavi et Université Paris 8.
- De Waele, J., I. A. Nyambe, A. Di Gregorio, F. Di Gregorio, S. Simasiku, R. Follesa, et S. Nkamba. 2004. « Urban waste landfill planning and karstic groundwater resources in developing countries: the example of Lusaka (Zambia) ». *Journal of African Earth Sciences*, Key Points on African Geology, 39 (3): 501-8. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2004.07.014>.
- Dieng, Ndeye Maguette, Philippe Orban, Joel Otten, Christine Stumpp, Serigne Faye, et Alain Dassargues. 2017. « Temporal Changes in Groundwater Quality of the Saloum Coastal Aquifer ». *Journal of Hydrology: Regional Studies* 9 (février): 163-82. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2016.12.082>.
- Dinelli, E., A. Lima, B. De Vivo, S. Albanese, D. Cicchella, et P. Valera. 2010. « Hydrogeochemical Analysis on Italian Bottled Mineral Waters: Effects of Geology ». *Journal of Geochemical Exploration* 107 (3): 317-35. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.06.004>.
- Dobigny, Gauthier, Philippe Gauthier, Gualbert Houéménou, Armelle Choplin, Henri-Joël Dossou, Sylvestre Badou, Jonas Etougbétché, et al. 2018. « Leptospirosis and Extensive Urbanization in West Africa: A Neglected and Underestimated Threat? » *Urban Science* 2 (2): 29. <https://doi.org/10.3390/urbansci2020029>.
- Dong, Bo, Renzhi Zhang, Yandong Gan, Liqun Cai, Ariel Freidenreich, Kepeng Wang, Tianwen Guo, et Hongbin Wang. 2019. « Multiple methods for the identification of heavy metal sources in cropland soils from a resource-based region ». *Science of The Total Environment* 651 (février): 3127-38. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.130>.
- Dovonou, Flavien, Naéssé Adjahossou, Eric Alamou, Abdoukarim Alassane, Daouda Mama, et Moussa Boukari. 2015. « Pollution des eaux souterraines par les métaux lourds et leur impact sur l'environnement : cas de l'aquifère superficiel du champ de captage intensif de Godomey au Sud-Bénin ». *LHA / FAST / UAC) 01 BP 4521 Cotonou (Bénin)*, 22.
- Dovonou, Flavien, M Aina, M Boukari, et A Alassane. 2012. « Pollution physico-chimique et bactériologique d'un écosystème aquatique et ses risques écotoxicologiques: Cas du lac Nokoue au Sud Benin ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 5 (4). <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v5i4.23>.
- Fayiga, Abioye O., Mabel O. Ipinmoroti, et Tait Chirenje. 2018. « Environmental Pollution in Africa ». *Environment, Development and Sustainability* 20 (1): 41-73. <https://doi.org/10.1007/s10668-016-9894-4>.
- Felzemburgh, Ridalva D. M., Guilherme S. Ribeiro, Federico Costa, Renato B. Reis, José E. Hagan, Astrid X. T. O. Melendez, Deborah Fraga, et al. 2014. « Prospective Study of Leptospirosis Transmission in an Urban Slum Community: Role of Poor Environment in Repeated Exposures to the Leptospira Agent ». *PLOS Neglected Tropical Diseases* 8 (5): e2927. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0002927>.
- Ganoza, Christian A, Michael A Matthias, Devon Collins-Richards, Kimberly C Brouwer, Calaveras B Cunningham, Eddy R Segura, Robert H Gilman, Eduardo Gotuzzo, et Joseph M Vinetz. 2006. « Determining Risk for Severe Leptospirosis by Molecular Analysis of Environmental Surface

- Waters for Pathogenic *Leptospira* ». Édité par Nicholas White. *PLoS Medicine* 3 (8): e308. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.0030308>.
- Goita, Adam. 2013. « Les bactéries pathogènes d'origine hydrique de lépidémiologie à la prévention ». Université Mohamed v-Souissi.
- Hassane, Aïssata B., Christian Leduc, Guillaume Favreau, Barbara A. Bekins, et Thomas Margueron. 2016. « Impacts of a Large Sahelian City on Groundwater Hydrodynamics and Quality: Example of Niamey (Niger) ». *Hydrogeology Journal* 24 (2): 407-23. <https://doi.org/10.1007/s10040-015-1345-z>.
- Houéménou, G., A Ahmed, R. Libois, et R.A. Hartskeerl. 2014. « *Leptospira* spp. Prevalence in Small Mammal Populations in Cotonou, Benin ». *International Scholarly Research Notices* Volume 2013, Article ID 502638 (ISRN Epidemiology): 8. <http://dx.doi.org/10.5402/2013/502638>.
- Houéménou, G., Philippe Gauthier, Jonas Etougbéché, Sylvestre Badou, Henri-Joël Dossou, David Agossou, Mathieu Picardeau, et Gauthier Dobigny. 2019. « Pathogenic *Leptospira* in Commensal Small Mammals from the Extensively Urbanized Coastal Benin ». *Urban Science* 3 (3): 99. <https://doi.org/10.3390/urbansci3030099>.
- Hounkpe, Sena Peace, Edmond Codjo Adjovi, Martin Crapper, et Esi Awuah. 2014. « Wastewater Management in Third World Cities: Case Study of Cotonou, Benin ». *Journal of Environmental Protection* 05 (avril): 387. <https://doi.org/10.4236/jep.2014.55042>.
- Hounsino, Parfait Sagnon, Daouda Mama, Micheline Agassounon Djikpo Tchiboza, Moussa Boukari, et Dominique Sohounhloue. 2015. « Microbiological Pollution Indication as Tracer for the Pollution of Well Water: The Example of the District of Abomey-Calavi (Benin) ». *Journal of Environmental Protection* 06 (04): 290-98. <https://doi.org/10.4236/jep.2015.64029>.
- Ikem, Abua, Seyi Oduyungbo, Nosa O. Egiebor, et Kafui Nyavor. 2002. « Chemical quality of bottled waters from three cities in eastern Alabama ». *Science of The Total Environment* 285 (1): 165-75. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00915-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00915-9).
- INSAE. 2016. « Principaux indicateurs socio-démographiques et économiques du département du Littoral ».
- Institut National de la Statistique et de l'Analyse Économique (INSAE), et ICF. 2019. « Enquête Démographique et de Santé au Bénin, 2017-2018 ». Cotonou, Bénin et Rockville, Maryland, USA : INSAE et ICF.
- Juif, Marylène. 2011. « Les zoonoses transmissibles du rat à l'homme: Conseils en officine ». Université Henri Poincaré-Nancy.
- Kadjangaba, Edith, Daïra Djoret, Jean-Caude Doumngang Mbaigane, Anacle Ndoutamia Guelmbaye, et Yaya Mahmoud. 2018. « Impact des Processus Hydrochimique sur la Qualité des Eaux souterraines de la Ville de N'Djaména-Tchad ». *European Scientific Journal* 14 (18). <https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n18p162>.
- Kayembe, John M., Periyasamy Sivalingam, Carmen Diz Salgado, Jeff Maliani, Patience Ngelinkoto, Jean-Paul Otamonga, Crispin K. Mulaji, Josué I. Mubedi, et John Poté. 2018. « Assessment of Water Quality and Time Accumulation of Heavy Metals in the Sediments of Tropical Urban Rivers: Case of Bumbu River and Kokolo Canal, Kinshasa City, Democratic Republic of the Congo ». *Journal of African Earth Sciences* 147 (novembre): 536-43. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2018.07.016>.
- Ko, Albert I., Cyrille Goarant, et Mathieu Picardeau. 2009. « *Leptospira* : the dawn of the molecular genetics era for an emerging zoonotic pathogen | Nature Reviews Microbiology ». *Natural reviews microbiology*, 7(10): 736–747. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2208>.
- Ko, Albert I, Mitermayer Galvão Reis, Cibele M Ribeiro Dourado, Warren D Johnson, et Lee W Riley. 1999. « Urban Epidemic of Severe Leptospirosis in Brazil ». *The Lancet* 354 (9181): 820-25. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(99\)80012-9](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(99)80012-9).
- Lapworth, D. J., D. C. W. Nkhuwa, J. Okotto-Okotto, S. Pedley, M. E. Stuart, M. N. Tijani, et J. Wright. 2017. « Urban Groundwater Quality in Sub-Saharan Africa: Current Status and Implications for Water Security and Public Health ». *Hydrogeology Journal* 25 (4): 1093-1116. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1516-6>.
- Lau, Colleen L., Lee D. Smythe, Scott B. Craig, et Philip Weinstein. 2010. « Climate Change, Flooding, Urbanisation and Leptospirosis: Fuelling the Fire? » *Transactions of the Royal*

- Society of Tropical Medicine and Hygiene* 104 (10): 631-38.
<https://doi.org/10.1016/j.trstmh.2010.07.002>.
- Lau, Colleen L., Conall H. Watson, John H. Lowry, Michael C. David, Scott B. Craig, Sarah J. Wynwood, Mike Kama, et Eric J. Nilles. 2016. « Human Leptospirosis Infection in Fiji: An Eco-Epidemiological Approach to Identifying Risk Factors and Environmental Drivers for Transmission ». Édité par Mathieu Picardeau. *PLOS Neglected Tropical Diseases* 10 (1): e0004405. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0004405>.
- Levett, Paul N. 2001. « Leptospirosis ». *Clinical Microbiology Reviews* 14 (2): 296-326.
<https://doi.org/10.1128/CMR.14.2.296-326.2001>.
- Maciel, Elves A. P., Ana Luiza F. de Carvalho, Simone F. Nascimento, Rosan B. de Matos, Edilane L. Gouveia, Mitermayer G. Reis, et Albert I. Ko. 2008. « Household Transmission of Leptospira Infection in Urban Slum Communities ». *PLOS Neglected Tropical Diseases* 2 (1): e154.
<https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0000154>.
- Maliki, Raoufou Aboudou. 1993. « Etude hydrogéologique du littoral béninois dans la région de Cotonou et ses environs ». Université C. A. Diop de Dakar. Sénégal, Faculté des Sciences et Techniques, Département de Géologie.
- Mason, Meghan R., Carolina Encina, Srinand Sreevatsan, et Claudia Muñoz-Zanzi. 2016. « Distribution and Diversity of Pathogenic Leptospira Species in Peri-Domestic Surface Waters from South Central Chile ». Édité par Mathieu Picardeau. *PLOS Neglected Tropical Diseases* 10 (8): e0004895. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0004895>.
- McInnis, D., S. Silliman, M. Boukari, N. Yalo, S. Orou-Pete, C. Fertenbaugh, K. Sarre, et H. Fayomi. 2013. « Combined Application of Electrical Resistivity and Shallow Groundwater Sampling to Assess Salinity in a Shallow Coastal Aquifer in Benin, West Africa ». *Journal of Hydrology* 505 (novembre): 335-45. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.014>.
- Muñoz-Zanzi, Claudia, Meghan Mason, Carolina Encina, Angel Astroza, et Alex Romero. 2014. « Leptospira Contamination in Household and Environmental Water in Rural Communities in Southern Chile ». *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11 (7): 6666-80. <https://doi.org/10.3390/ijerph110706666>.
- Mwachui, Mwanajaa Abdalla, Lisa Crump, Rudy Hartskeerl, Jakob Zinsstag, et Jan Hattendorf. 2015. « Environmental and Behavioural Determinants of Leptospirosis Transmission: A Systematic Review ». Édité par Pamela L. C. Small. *PLOS Neglected Tropical Diseases* 9 (9): e0003843. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0003843>.
- N'Bessa, Benoît. 1997. « Porto-Novo et Cotonou (Bénin): origine et évolution d'un doublet urbain ». Thèse d'État, France: Université Bordeaux Montaigne.
- Ndiaye, M. L., H.-R. Pfeifer, S. Niang, Y. Dieng, M. Tonolla, et R. Peduzzi. 2010. « Impacts de l'utilisation des eaux polluées en agriculture urbaine sur la qualité de la nappe de Dakar (Sénégal) ». *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, n° Volume 10 numéro 2 (septembre). <https://doi.org/10.4000/vertigo.9965>.
- Ngambi, Jules Raymond. 2015. « Déchets solides ménagers de la ville de Yaoundé (Cameroun) : de la gestion linéaire vers une économie circulaire ». Thèse de doctorat, Université du Maine.
- Ntakirutimana, Désiré. 2013. « Etude sérologique de la leptospirose canine au Sénégal ». Université cheikh Anta Diop de Dakar, Ecole Inter-Etat des sciences et médecine vétérinaires.
- Odoulami, Léocadie. 2009. « La problématique de l'eau potable et la santé humaine dans la ville de Cotonou (République du Bénin) ». Université d'Abomey-Calavi.
- Odoulami, Léocadie, Expédit W Vissin, et Michel Boko. 2011. « Projection des besoins d'approvisionnement en eau de la ville de Cotonou d'ici l'an 2025 », 76.
- Ogrinc, Nives, Samo Tamše, Saša Zavadlav, Janja Vrzel, et Lixin Jin. 2019. « Evaluation of geochemical processes and nitrate pollution sources at the Ljubljansko polje aquifer (Slovenia): A stable isotope perspective ». *Science of The Total Environment* 646 (janvier): 1588-1600. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.245>.
- OMS. 2016. « Intoxication au plomb et santé ». 2016.
- ONU Habitat. 2010. « Etat des villes africaines: Gouvernance, inégalité et marchés fonciers urbains ».
- . 2014. « L'urbanisation: Un impératif pour la transformation structurelle de l'Afrique. Une nouvelle conception de l'urbanisation en appui à l'Agenda 2063 ».

- Ouandaogo-Yameogo, Suzanne. 2008. « Ressources en eau souterraine du centre urbain de Ouagadougou au Burkina Faso, qualité et vulnérabilité ». Thèse de Doctorat de l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, spécialité Hydrogéologie, .
<http://www.theses.fr/2008AVIG0040>.
- Ouedraogo, Issoufou, Pierre Defourny, et Marnik Vanclooster. 2016. « Mapping the groundwater vulnerability for pollution at the pan African scale ». *Science of The Total Environment* 544 (février): 939-53. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.135>.
- Paré, Samuel, et L Yvonne Bonzi-Coulibaly. 2013. « Water Quality Issues in West and Central Africa: Present Status and Future Challenges ». *AHS Publ. 361*, Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World, , 87-95.
- Parslow, R. C., P. A. McKinney, G. R. Law, A. Staines, R. Williams, et H. J. Bodansky. 1997. « Incidence of Childhood Diabetes Mellitus in Yorkshire, Northern England, Is Associated with Nitrate in Drinking Water: An Ecological Analysis ». *Diabetologia* 40 (5): 550-56. <https://doi.org/10.1007/s001250050714>.
- Rai, Prabhat Kumar, Sang Soo Lee, Ming Zhang, Yiu Fai Tsang, et Ki-Hyun Kim. 2019. « Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management ». *Environment International* 125 (avril): 365-85. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>.
- Rapport EAA. Juin 2018b. « Etude de référence sur les comportements, attitudes et pratiques des populations de Cotonou sur la chaîne de l'eau dans la ville de Cotonou ».
- . 2018a. « Organisation de la campagne de prélèvement et d'analyse de contrôle sanitaire de la qualité de l'eau stockée et consommée dans la ville de Cotonou ». Rapport final.
- Ristow, Paula. 2007. « La leptospirose : Les défis actuels d'une ancienne maladie ». *Bulletin de l'Académie vétérinaire de France*, n° 2: 267. <https://doi.org/10.4267/2042/47896>.
- Roufai, Mohamed Chakirou. 2012. « Environnement, santé publique et risques sanitaires liés à l'eau à Cotonou au Bénin : approches par modélisation et analyse spatiales ». Thesis, Paris 4. École doctorale de Géographie de Paris. Espace, sociétés, aménagement (Paris).
<http://www.theses.fr/2012PA040095>.
- Saizonou, Mickael, Boniface Yehouenou, Honoré S Bankolé, Roger Gérard Jossé, et Henri Soclo. 2010. « Impacts des déchets de l'Abattoir de Cotonou dans la dégradation de la qualité des eaux de la nappe phréatique », 13.
- Saizonou, Mickael, Alassane Youssao, Magloire Gbaguidi, Léonce Dovonon, Henri H Soclo, et Dominique Sohounoulé. 2014. « [Contribution of household wastewater and stormwater in pollution of waters of the channel of Cotonou in Benin] » 9 (1): 14.
- Sejvar, James, Elizabeth Bancroft, Kevin Winthrop, Julie Bettinger, Mary Bajani, Sandra Bragg, Kathleen Shutt, et al. 2003. « Leptospirosis in "Eco-Challenge" Athletes, Malaysian Borneo, 2000 ». *Emerging Infectious Diseases* 9 (6): 702-7. <https://doi.org/10.3201/eid0906.020751>.
- Soro, N., L. Ouattara, K. Dongo, E. K. Kouadio, E. K. Ahoussi, G. Soro, M. S. Oga, I. Savane, et J. Biemi. 2010. « Déchets Municipaux Dans Le District d'Abidjan En Côte d'Ivoire: Sources Potentielles de Pollution Des Eaux Souterraines ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 4 (6). <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i6.64952>.
- Thibeaux, Roman, Sophie Geroult, Claire Benezech, Stéphane Chabaud, Marie-Estelle Soupé-Gilbert, Dominique Girault, Emilie Bierque, et Cyrille Goarant. 2017. « Seeking the Environmental Source of Leptospirosis Reveals Durable Bacterial Viability in River Soils ». Édité par Claudia Munoz-Zanzi. *PLOS Neglected Tropical Diseases* 11 (2): e0005414. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0005414>.
- Totin, Henri S V, Ernest Amoussou, Léocadie Odoulami, Patrick A Etorh, Moussa Boukari, et Michel Boko. 2013. « Groundwater Pollution and the Safe Water Supply Challenge in Cotonou Town, Benin (West Africa) ». *IAHS Publ. 361*, Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World, , 7.
- UNDP, United Nations Development Programme. 2018. « Nature for Water, Nature for Life: Nature-Based Solutions for Achieving the Global Goals. » New York, USA: UNDP.
<http://www.undp.org/content/undp/en/home/librarypage/poverty-reduction/nature-for-water---nature-for-life.html>.
- Vries, Sophia G. de, Benjamin J. Visser, Ingeborg M. Nagel, Marga G.A. Goris, Rudy A. Hartskeerl, et Martin P. Grobusch. 2014. « Leptospirosis in Sub-Saharan Africa: A Systematic Review ».

- International Journal of Infectious Diseases* 28 (novembre): 47-64.
<https://doi.org/10.1016/j.ijid.2014.06.013>.
- Warburton, D. W., P. I. Peterkin, K. F. Weiss, et M. A. Johnston. 1986. « Microbiological Quality of Bottled Water Sold in Canada ». *Canadian Journal of Microbiology* 32 (11): 891-93.
- Wuthiekanun, Vanaporn, Nisa Sirisukkarn, Prayad Daengsupa, Prangyong Sakaraserane, Amornwadee Sangkakam, Wirongrong Chierakul, Lee D. Smythe, et al. 2007. « Clinical Diagnosis and Geographic Distribution of Leptospirosis, Thailand ». *Emerging Infectious Diseases* 13 (1): 124-26. <https://doi.org/10.3201/eid1301.060718>.
- WWAP, Programme mondial pour l'évaluations des ressources en eau). 2017. *Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017. Les eaux usées – Une ressource inexploitée*. Paris, UNESCO. <http://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/igo/>.
- Wynwood, Sarah Jane, Glenn Charles Graham, Steven Lance Weier, Trudi Anne Collet, David Brian McKay, et Scott Benjamin Craig. 2014. « Leptospirosis from Water Sources ». *Pathogens and Global Health* 108 (7): 334-38. <https://doi.org/10.1179/2047773214Y.0000000156>.
- Xu, Yongxin, et Brent Usher. 2006. *Groundwater Pollution in Africa*. UNEP/Earthprint.
- Yadouléon, M.J. 2015. « Assainissement environnemental à Cotonou et lutte contre le choléra ». Thèse de Doctorat Unique, Université d'Abomey-Calavi.
- Yalo, Nicaise, Descloitres Marc, Alassane Abdoukarim, Mama Daouda, et Boukari Moussa. 2012. « Environmental Geophysical Study of the Groundwater Mineralization in a Plot of the Cotonou Littoral Zone (South Benin) ». *International Journal of Geophysics* 2012: 1-10. <https://doi.org/10.1155/2012/329827>.
- Yehouenou Azehoun Pazou, E., B. Fayomi, D. Azocli, H. Acakpo, A. Soton, M. Boko, L. Fourn, D. Houinsa, et J.-C. Kèkè. 2009. « Qualité des eaux d'arrosage utilisées sur le site maraîcher de Houéyiho de Cotonou au Sud-Bénin ». *Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin* Numéro 65: 6.
- Zeenat, A., A. a. M. Hatha, L. Viola, et K. Vipra. 2009. « Bacteriological Quality and Risk Assessment of the Imported and Domestic Bottled Mineral Water Sold in Fiji ». *Journal of Water and Health* 7 (4): 642-49. <https://doi.org/10.2166/wh.2009.137>.

CHAPITRE III : DEGRADATION DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES (Article 1)



Research papers

Degradation of groundwater quality in expanding cities in West Africa. A case study of the unregulated shallow aquifer in Cotonou

Honoré Houéménou^{a,e,*}, Sarah Tweed^b, Gauthier Dobigny^{c,d}, Daouda Mama^e, Abdoukarim Alassane^e, Roland Silmer^a, Milanka Babic^a, Stéphane Ruy^a, Alexis Chaigneau^{f,g,h}, Philippe Gauthier^{c,d}, Akilou Socohou^e, Henri-Joël Dossou^d, Sylvestre Badou^d, Marc Leblanc^a

^a University of Avignon, Hydrogeology Laboratory, UMR EMMAH, Avignon, France

^b UMR G-eau, IRD, Montpellier, France

^c UMR CBGP, IRD, INRA, Cirad, Montpellier SupAgro, MUSE, Montpellier France

^d Laboratory of Research in Applied Biology, University of Abomey-Calavi, EPAC, Cotonou, Benin

^e Laboratory of Applied Hydrology, University of Abomey-Calavi, 01 B.P. 4521 Cotonou, Benin

^f Laboratoire d'Études en Géophysique et Océanographie Spatiale (LEGOS), Université de Toulouse, CNES, CNRD, IRD, UPS, Toulouse, France

^g Institut de Recherches Halieutiques et Océanologiques du Bénin (IRHOB), Cotonou, Benin

^h International Chair in Mathematical Physics and Applications (ICMPA–UNESCO Chair), University of Abomey-Calavi, Cotonou, Benin

ARTICLE INFO

Keywords:

Groundwater
Sewerage and septic tank contamination
Salinization
Urbanization
Recharge and discharge

ABSTRACT

In Cotonou, as in many expanding West African cities, major population growth and infrastructural development has not kept up with informal settlement development onto floodable plains and marshes. The population of the slum, which makes up about 60% of the city's inhabitants, is highly disadvantaged and vulnerable to rising sea levels, flooding, sanitation and waste management issues. However, the risks associated with the use of contaminated shallow groundwater for domestic purposes are less recognised. Our study demonstrates that, in many instances, the cheaper option of the use of shallow groundwater from the coastal Quaternary aquifer for domestic purposes represents a significant risk for the poorer residents of Cotonou through the voluntary (drinking) or non-voluntary (dish washing, cooking) consumption of this unmonitored and untreated water resource. In the 3 neighbourhoods surveyed, environmental tracers (major ions, Cl/Br molar ratios and stable isotopes) showed that this shallow aquifer is degraded by seawater intrusion as well as septic and sewerage contamination. In particular, the higher NO_x concentrations correspond to ranges associated with sewerage and septic tank effluent pollution and the major ion concentrations and δ²H–δ¹⁸O signatures showed that high salinity values are where groundwater mixes with saline Lake Nokoué water. The population using this resource from local wells should be made aware of seasonal changes in groundwater contamination and potential health risks associated with sewerage and septic tank contamination.

1. Introduction

With cities in developing countries expanding at unprecedented rates, ensuring clean water supplies for all inhabitants is becoming increasingly more challenging. This is particularly the case in more impoverished urban areas, where infrastructure development often lags behind population growth (Lapworth et al., 2017). In addition, there often exist two types of water supplies: firstly, there is the official water supply that is monitored, treated and comes at a cost for consumers; and then there is the second unregulated water supply that is often sourced from wells accessing shallow groundwater that is unmonitored, untreated but free.

The health risks in using the unregulated groundwater resource for domestic purposes, including drinking water supplies, is high due to water quality issues in many urban areas (e.g. Ouedraogo et al., 2016; Hassane, 2010). The same factors driving the demand for water supplies, accelerated urban growth and the expansion of informal settlements, are also significant drivers of groundwater pollution (UNESCO, 2017). One of the many threats to shallow groundwater quality in cities is from sanitary wastewater and solid waste disposal (Lu et al., 2015). Uncontrolled seepage of wastewater from septic tanks and human activities as well as infiltration of urban stormwater lead to groundwater contamination (Dhanasekarapandian et al., 2016). Many parts of the world are now reporting groundwater and surface water nitrate

* Corresponding author at: 301 rue Baruch de Spinoza, BP 21239, 84911 Avignon Cedex 9, France.

E-mail address: houemenou.honore@univ-avignon.fr (H. Houéménou).

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124438>

Received 30 May 2019; Received in revised form 3 December 2019; Accepted 4 December 2019

Available online 14 December 2019

0022-1694/ © 2019 Published by Elsevier B.V.

pollution issues (Roy et al., 2007; Stuart et al., 2007; Zhang et al., 2014; Ogrinc et al., 2019). For example, in the Coimbatore city, India, population growth, pit latrines and septic tanks, industrial effluents, and irrigation water return flows are the main sources of groundwater contamination (Selvakumar et al., 2017). In Florida, the proximity of wells to septic tanks contributes to increasing fecal coliform, nitrate and phosphate concentrations during wet season compared with the dry season (Arnade, 1999). Many studies have identified sewerage and latrine contamination as a significant public health issue due to the resultant presence of faecal bacteria in waters such as *Escherichia coli*, faecal *Streptococci*, *Salmonella* and *Shigella* (Boukari, 1998; Odoulami and Gbesso, 2013; Yadouléon, 2015). During this study, for the first time, the seasonal variation in the contamination of waters by sewerage and latrine contamination is investigated using environmental tracers.

In addition, shallow groundwater resources in coastal cities are particularly vulnerable to salinity problems due to mixing with saline surface waters and seawater intrusion (Barker et al., 1998; Cary et al., 2015; Petelet-Giraud et al., 2016; Najib et al., 2017; Liu et al., 2017). For example, in Ho Chi Minh city, Vietnam, the groundwater resources are under threat due to saltwater intrusion in the shallow aquifer (Ngo et al., 2015).

In this study, we use the example from Cotonou, Benin, to identify processes resulting in nitrate and salinity contamination of a city's unmonitored and untreated shallow groundwater resource. The complexity of contamination processes in evolving urban environments makes it difficult to study the risks of shallow groundwater quality. This can be due to both natural seasonal shifts from climatic and environmental influences, and significant anthropogenic influences on the hydrogeological system. In this study, we analyse the distribution and concentration of major ions and stable isotopes ($\delta^2\text{H}$ and $\delta^{18}\text{O}$) to investigate the temporal variation in groundwater quality across 3 sites in Cotonou. These 3 neighbourhoods were selected to represent contrasting hydrogeological environments: (i) a neighbourhood (St Jean) where there is no surface inundation; (ii) a neighbourhood (Ladji) bordering Lake Nokoué which overflows towards the end of the wet season; and (iii) a neighbourhood (Agla) located in a swamp low land and is subject to inundation during both the small and large wet seasons. In doing so, we identify hydrological conditions and seasons when groundwater is at its greatest vulnerability in terms of salinization and latrine contamination. At each site, there are wells where local inhabitants have access to unmonitored and untreated shallow groundwater for domestic consumption.

2. Study area

2.1. Location and climate

The city of Cotonou is bordered by Lake Nokoué to the north, and the Atlantic Ocean to the south. The location of Cotonou and the average monthly interannual rainfall at Cotonou station from 1971 to 2016 are shown in Figs. 1 and 2. The topography of the city is relatively flat with an altitude varying between 0 m and 6 m (Boukari, 1998). The average annual rainfall for Cotonou is 1,300 mm (Yabi and Afouda, 2012). The city's climate is characterised by 4 seasons; main dry season (average rainfall is 25 mm from mid-November to mid-March), main wet season (average rainfall is 152 mm from mid-March to mid-July), small dry season (average rainfall is 55 mm in mid-July to mid-September), and small wet season (average rainfall is 75 mm from mid-September to mid-Novembre).

2.2. Aquifer geology

Cotonou is located in the coastal sedimentary basin comprised of Quaternary (Holocene) sediments, which include facies of the littoral plain (sands) and alluvial deposits, underlain by sediments from the Mio-Pliocene (Continental Tertiary), Paleocene and Upper Cretaceous

(Maliki, 1993). Previous studies by Oyédé (1991), Maliki (1993), Alidou et al. (1994) and Boukari (1998) have described in detail the different sedimentary units of this coastal sedimentary basin and the distribution are presented in Fig. 1. The shallow Quaternary sediments consist predominantly of fine to medium sands (85.5%), silts (5.5%) and clays (9%) (Oyédé, 1991). The low clay content in these sediments results in the high permeability of the shallow sandy soils (Maliki, 1993), and therefore a high vulnerability of the aquifers to the transfer of surficial pollutants. The clays in Quaternary sediments are constituted by smectite and a kaolinite content, which increases with depth. The traditional domestic wells were sampled in this study so that we could analyse the water consumed and used by local residents. However, due to the intense pumping of these wells, the fluctuations in hydraulic head are heavily influenced by pumping, therefore we were unable to use the hydraulic head data to infer subsurface flow directions. There has however been previous work that has addressed this question, the work of Maliki (1993) and Boukari (1998) focused on the piezometry of the Cotonou water table during the flood and low water periods, and the interactions with the Lake. It appears from these studies that during the flood period, there is a flow direction of groundwater from the center of Cotonou (piezometric dome) to outlets such as Lake Nokoué, the lagoon, the Atlantic Ocean and swamps. In comparison, during the low-water period it was observed that water from the Lake Nokoué flows into the groundwater aquifer.

2.3. Sewerage and waste

The city of Cotonou has about 166,433 households and the population evaluated at 679 012 inhabitants in 2013 (INSAE, 2015) and is subject to increasing urbanization. The poorer dwellings are located in the neighborhoods along the coastline, along the edges of the Cotonou Channel and Lake Nokoué, and in the swamp areas. In these neighbourhoods, solid and liquid wastes are released into the immediate environment without treatment as illustrated in the Fig. 1(c). In addition, they are also scattered in various places of the city where garbage heaps have formed. 78.5% of household wastewater and 33% of solid wastes are ejected in gardens, streets, gutters, unused wells and empty blocks (INSAE, 2016). These poorer neighborhoods are also without adequate sanitation systems. In Cotonou 64.9% of households use latrines that are reportedly leak-proof, whereas 13.5% adopt unsafe and non-hygienic practices such as stilt latrines and open defecation. Only 20.8% of the population use septic tanks, which are generally evacuated by drainage structures (INSAE, 2016). Since there are few market gardens in this heavily urbanised city, the potential sources of nitrate in the study area are predominantly from wastewater, solid waste and septic tanks. Therefore, the risk of pollutant transfers to the shallow aquifers is high in the poorer neighbourhoods because they are exposed to both (i) frequent episodes of inundation and (ii) high levels of pollutants from poorly constructed landfills and latrines.

2.4. Groundwater quality and use

Several studies have evaluated the impact of human activities on the quality of the shallow groundwater in the Cotonou region and have reported relatively high levels of nitrates (e.g. up to 100 mg/L; Maliki, 1993; Boukari, 1998; Odoulami and Gbesso, 2013; Totin et al., 2013). In addition, the vulnerability of this groundwater resource is also related to its proximity to the Atlantic Ocean and the saltwater or brackish lakes (Boukari, 1998; Totin et al., 2013). Data from previous studies have shown an increase in salinity levels in groundwater near Lake Nokoué. The salinity of the Lake Nokoué also exhibits a marked seasonal cycle (0 psu during the small wet season in October and 25–30 psu at the end of the dry season) (Stephen et al., 2010; McInnis et al., 2013; Totin et al., 2013). The coastal groundwater system in Cotonou has relatively high chloride (23.6 to 160 mg/L) and sulphate (6.4 to 25.7 mg/L) concentrations (Alassane et al., 2015; Nlend et al., 2018).

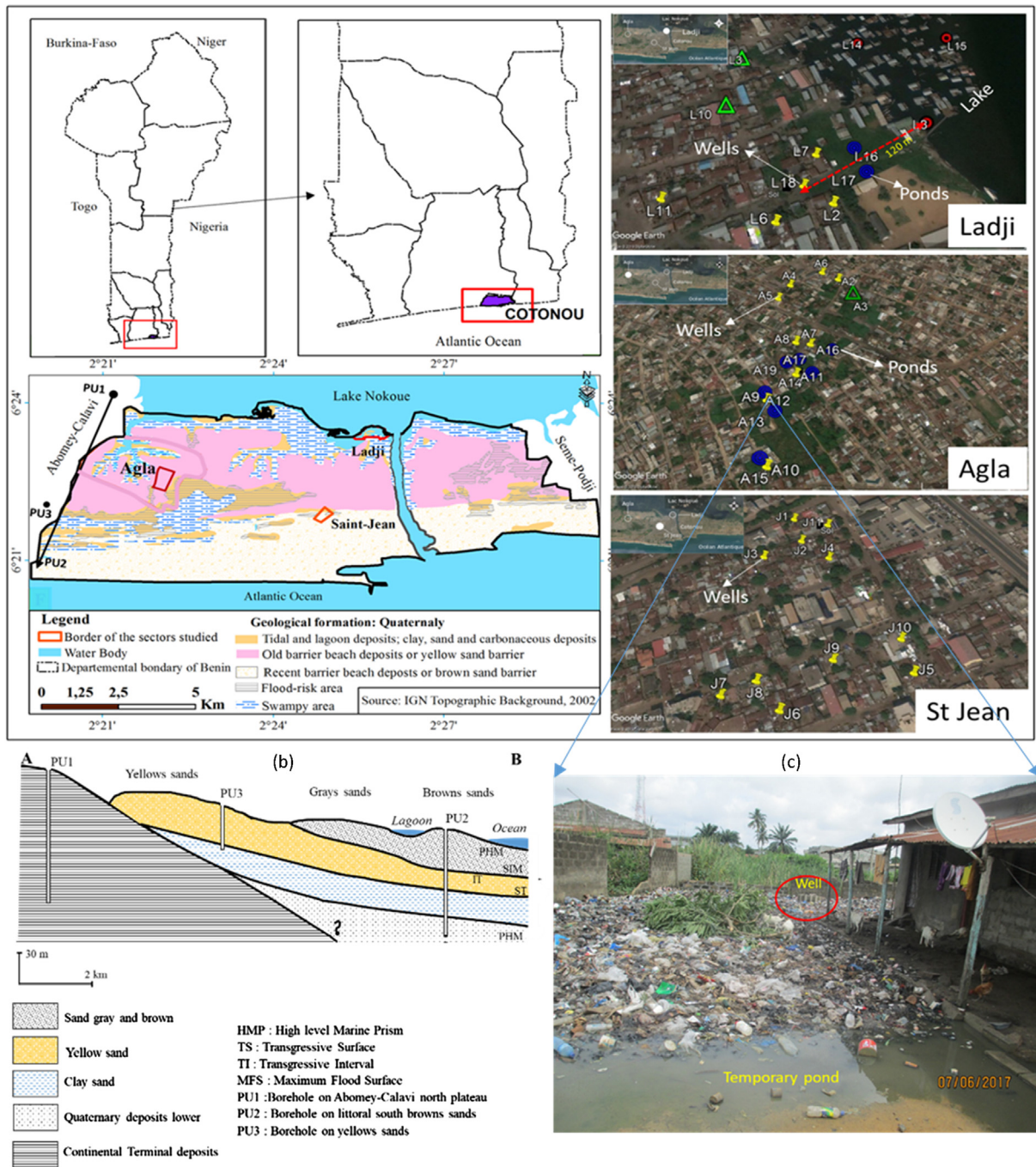


Fig. 1. (a) Location of Cotonou and sampling sites in the three neighbourhoods; (b) Sedimentary unit cross section (A-B) of marginal-littoral area of Benin (modified from Boukari, 1998); and (c) Environmental situation at Agla (A9 site).

Lake Nokoué and the Atlantic Ocean are therefore a major concern in terms of the source of salinization of groundwater resources in the coastal zone (Alassane et al., 2015).

Due to the groundwater pollution problems, shallow groundwater is excluded from the official supply of drinking water to the city of Cotonou. However, the low rate of services to the public water supply network in the neighborhoods of peri-urban areas (51%) leads the population to use the groundwater from the shallow Quaternary aquifer for their various domestic uses (INSAE, 2016). This is despite the fact that the Quaternary aquifer is not part of the official monitoring services of the National Water Company of Benin, the only legal water distribution structure.

Groundwater from the shallow Quaternary aquifer, is accessed by

the residents of Cotonou via large-diameter wells installed on private household property. These large-diameter wells are shallow and are designed to pump groundwater from the water table surface so as not to pump deeper saline groundwater (Maliki, 1993). The Quaternary aquifer sands have a high permeability (in the order of 10^{-2} to 10^{-4} m/s) and locally contains fresh to brackish groundwater whose exploitation is related to the position of the lake water and seawater intrusions, and to the replenishment of freshwater lenses.

In Cotonou, 81% of the neighbourhoods have wells, and whilst 9% have not any water supply (no wells nor stand pipe for drinking water supply) for domestic purposes, they sometimes buy water for drinking purposes from neighbours (Hounkpe et al., 2014). Furthermore, the groundwater from the large-diameter private wells is used in

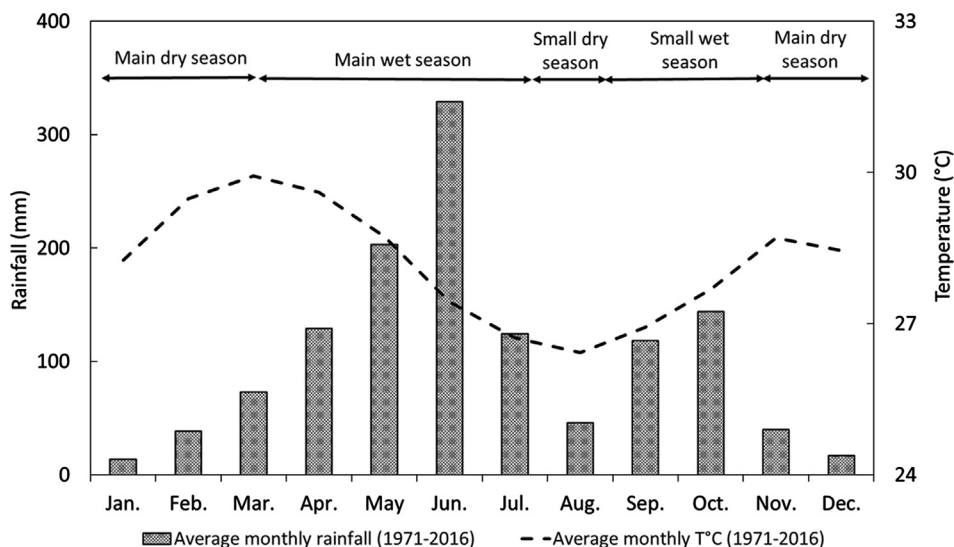


Fig. 2. Average monthly interannual rainfall at Cotonou station from 1971 to 2016 (ASECNA station).

households for drinking, cooking, laundry, bathing and washing dishes (Yadouléon, 2015; EAA, 2018).

In this study, we expand on previous work to elucidate the seasonality of hydrogeological processes resulting in the contamination of groundwater from latrine waste (notably nitrate and nitrite concentrations, herein referred to as NOx) and from salinization.

3. Methods

Three neighbourhoods in Cotonou were selected for sampling based on differences in their hydrogeological environments: (i) St Jean, where there is no long-term surface inundation and the heavy rainfall infiltrates the soils or leaves the site via overland flow; (ii) Ladji, which is located at the shore of Lake Nokoué and is inundated towards the small wet season; and (iii) Agla, which is located in a flood plain and is inundated early during both the small and large wet seasons. The locations of these three neighbourhoods and sampling sites are presented in Fig. 1. In each neighbourhood, groundwater wells were selected for sampling and, where/when possible, surface water samples (permanent and temporary pools, as well as Lake Nokoué) were also included. The depths to the water table and the electrical conductivity (EC) of groundwater in the Quaternary aquifer were monitored monthly at 9 wells and 3 piezometers from each of the 3 neighbourhoods from June 2017 to June 2018. The wells are separated by an average distance of ~ 200 m within the same neighbourhood probe.

The hydrochemistry of waters were analysed 6 times between November 2016 to June 2018 during the months of February (main dry season), June (main wet season) and November (small wet season), resulting in a total of 127 groundwater, and 60 surface water samples. In addition, for the period from June 2017 to June 2018, 13 rainfall samples were analysed to determine water stable isotopes ($\delta^2\text{H}$ and $\delta^{18}\text{O}$). Lastly, 2 water samples from atlantic ocean (AO) were collected of the periods from January 2019 (main dry season). Groundwater was sampled from the Quaternary aquifer via the large-diameter wells. Groundwater and surface water temperature, EC, and dissolved oxygen (DO) were measured *in-situ* using a WTW 3430i portable digital multiparameter.

Water samples were collected for the analyses of cations (filtered at 0.45 μm and acidified with HNO_3), anions and stable isotopes, that were conducted at the Laboratory of Hydrogeology of the University of Avignon, France. Major ions were analysed using ion chromatography (Dionex; ICS1100 and autosampler AS-AP). Ion analysis uncertainty is in the order of 3%, and all ionic balances were $\leq 5\%$. The alkalinity was measured using a HACH digital titrator, and stable isotopes were

analysed using a Picarro Analyser L 2130-I. For the stable isotopes of waters, the error is $\pm 0.1\%$ for $\delta^{18}\text{O}$ and $\pm 1\%$ for $\delta^2\text{H}$. The results are presented in Tables 1 and 2. The mixing ratio between lake and shallow groundwater is calculated by using stable isotopes values according to Paran et al. (2015):

$$\delta^{18}\text{O}_m = f \cdot \delta^{18}\text{O}_L + (1 - f) \cdot \delta^{18}\text{O}_{GW}$$

The same equation is used with $\delta^2\text{H}$ to compute the $\delta^2\text{H}_m$ mixing ratio. O_m is water sample isotope composition where groundwater (GW) and Lake (L) mixing is supposed. O_L is Lake isotope composition. O_{GW} is groundwater isotope composition and F is mixing fraction.

One questionnaire in each sampling site was administered, 10 per study area (Ladji, Agla and St. John). A total of thirty (30) questionnaires were administered through an interview with households in each study area. Main information such as the the source of drinking water supply, groundwater use, waste and wastewater management are mentioned in the questionnaire (supplementary data).

4. Results

4.1. Seasonal variations of the water table and groundwater EC

The monthly monitoring of the depth to water table and EC over a one-year period highlights the variations in seasonal fluctuations of the aquifers between the sites. Typical of unconfined shallow aquifers, the Quaternary aquifer shows marked spatial and seasonal variations and is in phase with the monthly rainfall. The seasonal variations of the water table and groundwater EC in each of the neighbourhoods are illustrated in Figs. 3 and 5.

Between the neighbourhoods, St Jean has a maximum depth to water table (1.5 m at site J5) corresponding with the dry season (February) that is relatively deep compared with the depths of 1.4 m and 1.0 m observed in Ladji (site L7) and Agla (site A4), respectively (Fig. 5). In addition, at 2 of the 4 sites in Agla, the negative depth values indicate that the water table is above the land surface during the wet season (thus contributing to the floods), whereas groundwater at St Jean and Ladji remains below the surface. The seasonal fluctuation amplitudes also vary. In St Jean, the maximum change between wet and dry season water table depth is of 1.2 m. Here the water table fluctuations also vary between wells. Well J5 strongly reacts to the increased rainfall in October (small wet season) whereas the deepening of the water table in wells J1 and J2 remain relatively weak (Fig. 5). These relatively low water table values can be attributed to the use of wells by households (Boukari, 1998; Kadjangaba et al., 2018). Similar to St Jean,

Table 1 (continued)

ID	Sampling month	Origin	Depth	T°C	pH	DO	EC	NO _x	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ⁻³	SO ₄ ⁻²	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ⁺⁺	Ca ⁺⁺	DOC	d ¹⁸ O	d ² H
L2	Mar-17	well		29.30	6.80	1.69	2090	0.17	247.66	385.88	1.26	0.14	0.62	DBL	17.50	317.38	2.52	53.61	32.94	54.18		-2.21	-8.43
	Oct-17	well	0.41	26.20	6.73	3.10	2180	1.67	323.30	428.57	1.63	0.11	5.57	DBL	254.40	315.83	0.48	55.56	29.42	61.73	18.69	-2.25	-8.75
	Feb-18	well	0.71	28.00	6.93	3.75	2090		337.94	355.74	1.22	0.39	2.40	DBL	221.44	295.92	2.56	46.93	26.65	43.73	15.16	-2.20	-7.84
	Jun-18	well	0.64	28.00	6.92	2.52	2040	0.63	366.61	431.66	1.35	0.15	8.59	DBL	294.16	327.83	0.23	62.13	31.20	64.83		-2.38	-8.85
L6	Nov-16	well		28.50	6.87		1608		41.99	255.80	0.65	0.41	2.57	DBL	78.11	213.45	2.75	43.28	23.14	71.64		-1.98	-6.20
	Mar-17	well	0.19	29.50	7.12	2.37	1660		512.40	31.17	0.89	0.35	0.19	2.17	1.91	244.35	1.97	45.50	23.73	76.22		-0.33	1.60
	Jun-17	well	0.09	28.70	7.73	2.29	1543		47.50	261.68	0.85	0.96	0.59	DBL	43.27	22.77	4.32	38.96	21.14	76.80	24.63	-2.30	-9.74
	Oct-17	well	0.09	26.30	7.69	1.61	1352		386.74	219.13	0.63	DBL	DBL	2.54	7.87	172.98	DBL	38.28	17.52	56.54	15.12	-1.92	-8.77
L7	Feb-18	well		28.50	7.84	1.63	1669		529.48	232.88	0.91	0.18	1.59	1.84	4.19	192.75	5.76	48.46	17.66	64.46	18.10	0.35	4.27
	Jun-18	well	0.36	28.60	7.39	0.56	750		266.57	85.77	0.24	DBL	DBL	1.83	1.46	192.75	5.76	48.46	17.66			-1.34	-4.37
	Nov-16	well		31.90	7.13		1623	0.13	323.22	21.94	0.55	1.66	12.69	4.45	121.78	197.25	0.65	48.74	24.86	81.14		-2.66	-10.42
	Mar-17	well		30.70	7.13	1.70	2350	0.17	585.60	414.29	1.29	0.23	14.25	2.38	134.38	365.33	1.26	39.34	42.15	81.31		-1.99	-6.96
L11	Oct-17	well	0.38	29.40	7.69	7.32	1357	0.39	279.69	18.85	0.56	1.44	89.49	4.15	135.36	177.48	0.19	44.73	18.83	58.85	7.03	-2.32	-8.25
	Jun-18	well	0.31	27.00	7.39	4.32	1378	5.46	263.52	16.51	0.41	0.90	48.44	3.49	119.67	152.12	DBL	47.78	19.40	66.91	5.93	-2.70	-12.96
	Feb-18	well	1.25	29.10	7.17	1.98	2600		622.20	446.98	1.68	DBL	DBL	0.83	151.54	374.26	2.51	31.75	39.95	66.38	13.96	-2.11	-7.32
	Jun-18	well	0.54	29.70	7.68	4.87	1210		248.27	13.48	DBL	1.21	75.72	4.45	117.46	14.17	0.33	44.64	15.60	48.68		-3.36	-14.50
L18	Feb-18	well		30.00	7.00	3.60	1945	0.15	35.00	253.78	0.62	0.94	57.98	2.16	273.55	236.26	2.69	59.67	17.98	78.17	11.85	-2.38	-9.83
	Jun-18	well		29.70	6.89	3.32	2004	2.51	266.57	292.14	DBL	1.72	13.25	4.33	248.81	229.91	0.76	7.81	19.18	97.83		-2.41	-9.59
	Mar-18	piezometer	0.39	33.40	6.84	0.10	5340		4.16	1561.35	5.28	0.87	0.54	DBL	136.77	832.90	7.33	13.91	63.48	13.00	8.45	-1.86	-6.72

in Ladji, the seasonal fluctuations in the water table between the wet and dry seasons vary by 1.3 m (Fig. 5). In comparison, in Agla, the seasonal amplitude of the water table variation is lower (0.5 m). Since Ladji is located on the shore of Lake Nokoué, the lake fluctuations likely influence the variation of the water table depths. An increase of about 90 cm in the water table is observed at Ladji between the wet and dry seasons is consistent with the observed elevation of the lake level during the same period (IRD/IRHOB, unpublished data). The rise in water level starts in January and increases gradually to April/May, which is a 2-month time lag from Agla and St Jean.

With seasonal variations in the water table depth, the groundwater EC also shows varying trends (Fig. 3). In St Jean, the groundwater EC values (297–1,285 µS/cm) are relatively weak compared to Agla and Ladji, and show variable seasonal changes (Fig. 3). Wells J1 and J2 recorded higher EC values in the dry season (511–1,285 µS/cm) when groundwater levels were low compared with the wet season (297–799 µS/cm). In comparison, the well J5 and the piezometer had higher EC values (444–1,169 µS/cm) in the rainy season (rise of the water table) compared with the dry season (497–685 µS/cm). In Agla, the groundwater EC ranges between 353 and 1,468 µS/cm, which is low compared with local surface waters (including temporary ponds and swamps; 2,800–2,900 µS/cm). EC values are similar during the rainy season and the dry season (Fig. 3). In Ladji, the groundwater EC values are higher than in the other neighbourhoods (633–5,340 µS/cm) and similar to the local temporary ponds (480–4,090 µS/cm), but strongly lower than the Lake Nokoué (up to 49,700 µS/cm during dry season). With the exception of well L2, no difference was observed in the variation of the EC during the dry season and the rainy season (1,478–5,340 µS/cm).

4.2. Seasonal variations of major ions

The composition of major ion concentrations of waters is different in each of the neighbourhoods as highlighted in Fig. 4. In St Jean, the groundwater is of Na-Ca-HCO₃-Cl type. In comparison, the groundwater in Ladji is of Na-HCO₃-Cl type, and Agla groundwater is more of the Na-Ca-HCO₃-SO₄-HCO₃ type (Fig. 4). The ponds sampled in both Ladji and Agla show some similarities in major ion compositions with local groundwater, thus indicating a potential connection between surface and subsurface waters. However, this connection is spatially and/or temporally variable, in particular in Agla, since some of the pond samples have a greater concentration of HCO₃ relative to Cl and SO₄, and increased Ca relative to Na and Mg compared with groundwater. In addition, in Ladji, the Lake Nokoué has a greater ratio of Cl to SO₄ and HCO₃ compared with groundwater.

The temporal evolution of these major ions at each site is presented in Fig. 5 and, similar to EC values, the seasonal changes vary both between sites and between neighbourhoods. Greatest seasonal variations are observed in Ladji, and particularly for groundwater sampled at L6 and L7 where dry season conditions results in increases in Na (by 244–374 mg/L), Ca (by 76–81 mg/L), Cl (by 301–447 mg/L) and HCO₃ (by 530–622 mg/L). These sites are located between 100 and 150 m from the Lake shore. The increase of the ions' concentration during dry season is associated with a deepening of the water table and may therefore indicate influences of lake infiltration. The Lake Nokoué has greater concentrations of Na (3,168–12,219 mg/L), Ca (146–419 mg/L), Cl (6,166–1,9310 mg/L), and HCO₃ (73–110 mg/L) compared with all groundwater samples (Tables 1 and 2).

In Agla, the seasonal variations in major ions remain relatively stable except for HCO₃ and SO₄ concentrations (Fig. 5). However, between sites, there are large differences in seasonal trends. Four of the eight groundwater wells (A4, A5, A9 and A10) show an increase in Na (by 47–128 mg/L), Ca (by 20–88 mg/L), HCO₃ (by 155–750 mg/L) and Cl (by 61–155 mg/L) during the month of February (dry season). During the wet seasons (June and October/November), the remaining four wells (A2, A6, A8 and A7) show an increase in Na (by 93–158 mg/L), Ca (by 34–78 mg/L), HCO₃ (by 99–436 mg/L), Cl (by 110–176 mg/L)

Table 2 (continued)

ID	Sampling month	Origin	T°C	pH	DO	EC	NO _x	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ⁻	SO ₄ ⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ⁺⁺	Ca ⁺⁺	DOC	d ¹⁸ O	d ² H
L15	Feb-18	lake	30.20	7.90	7.29	49,700		113.46	18031.65	BDL	69.73	BDL	BDL	249.49	9579.63	25.33	32.24	955.30	323.52	1.02	0.93	7.34
	Jun-18	lake	37.00	7.67	5.85	38,100		57.95	15173.94	BDL	52.19	BDL	BDL	2165.47	7884.58	0.34	296.81	994.89	254.81		-1.34	-14.50
L16	Mar-18	pond	29.20	8.65	1.16	3830		1115.08	824.56	BDL	3.41	BDL	7.25	2.78	698.15	BDL	34.17	73.68	11.74	40.37	0.56	5.05
	Jun-18	pond	29.10	7.37	0.01	1024		289.75	120.41	BDL	0.17	BDL	6.98	41.34	121.28	0.83	39.94	12.58	39.45		-1.34	-4.37
L17	Mar-18	pond	28.90	7.20	0.01	2000		274.50	356.31	BDL	5.95	BDL	BDL	224.64	314.95	1.96	12.20	19.63	43.30	33.59	-2.02	-6.86
	Jun-18	pond	30.90	6.86	0.35	831		259.25	46.16	BDL	BDL	BDL	1.66	1.43	47.63	2.57	1.98	8.63	44.32		0.50	5.33
L19	Jun-18	pond	30.30	6.88	0.04	633		251.32	53.73	BDL	BDL	BDL	3.55	8.52	62.68	0.24	26.85	5.28	32.71		0.63	6.15
A01	Jan-19	Ocean				51,000		132.00	19091.00	BDL	7.00	BDL	BDL	2317.00	126.00	0.70	384.00	1219.00	391.00		0.52	4.68
A02	Jan-19	Ocean				51,300		135.00	19172.00	BDL	64.00	BDL	BDL	2329.00	1178.00	0.40	382.00	1216.00	386.00		0.54	4.69

*BDL: Below Detection Limit.

L), and SO₄ (by 75–276 mg/L) concentrations. These trends correspond to changes in the water table depths, where the increasing wet season major ion concentrations occurs in wells where the groundwater is (sub)artesian during the wet season (A2 and A8), compared to wells where groundwater remains well below the surface and has increased dry season major ion concentrations (A4). These trends may highlight the influence of groundwater mixing with pond water in the discharge areas, compared with infiltrating rainfall diluting groundwater in other areas during the wet season. The temporary and permanent pond waters have similar concentrations of Na (56–166 mg/L), Ca (34–147 mg/L), Cl (43–240 mg/L), and HCO₃ (97–738 mg/L) compared with Agla groundwater samples (Tables 1 and 2).

In St Jean, groundwater at seven of the ten wells sampled (J1, J2, J10, J3, J4, J6 and J9) show an increase in Na (by 36–115 mg/L), Ca (by 49–114 mg/L), HCO₃ (by 119–439 mg/L) and Cl (by 42–111 mg/L) concentrations during the dry season (February and March, Fig. 5). This occurs at the time when the water table is at its deepest level. In addition, small wet season peaks in major ion concentrations are also observed in groundwater from wells J5, J7 and J8. These increases include Na (by 63–65 mg/L), Ca (by 63–80 mg/L), HCO₃ (by 128–272 mg/L) and Cl (by 61–79 mg/L) concentrations. Since St Jean does not have any surface water bodies, the wet and dry season major ion variations are probably due to variations in the composition of infiltrating water, mixing between subsurface waters, reactions during water table fluctuations, and evaporation.

4.3. Stables isotopes

The δ¹⁸O and δ²H values of rainfall in Cotonou (obtained from 95 samples from the IITA and IAEA Global Network of Isotopes in Precipitation (GNIP) from 2005 to 2016) has a weighted average of -2.8 ± 1.6‰ for δ¹⁸O and -11.2 ± 11.7‰ for δ²H. The local meteorological water line (LMWL) of rainfall obtained from these data has a slope of ~7 and is presented together with the global meteoric water line (GMWL; slope of ~8, Craig, 1961) in Fig. 6. These data were also used to calculate the mean weighted average values of δ¹⁸O and δ²H for different ranges in monthly rainfall. The results show that when monthly rainfall is < 50 mm, the isotope values are greater compared with monthly rainfall ranging from 50 mm to 500 mm (Fig. 6a). The isotope values of rainfall collected in Cotonou show an overall mass effect; a depletion in heavy isotopes correlates with an increase in rainfall amounts. In Cotonou, the local rainfall has stable isotope values covering a large range; from -5.4 to 0.8‰ for δ¹⁸O, and from -30.9 to 14.5‰ for δ²H (Fig. 6a, black crosses). The groundwater values from the three sites are also presented in Fig. 6a, which also highlights a large range in values (from -4.17 to 0.35‰ for δ¹⁸O, and from -21.9 to 4.3‰ for δ²H).

In St Jean, the stable isotope values for groundwater vary between -4.17 and -2.37‰ for δ¹⁸O and between -21.87 and -8.98‰ for δ²H. These values show that the groundwater in St Jean is depleted at δ¹⁸O and δ²H. The linear regression between δ¹⁸O and δ²H values (slope of 7.5) lie close to the LMWL (Fig. 6a), suggesting that groundwater likely originates from local rainfall.

In Ladj, groundwater has enriched in δ¹⁸O and δ²H compared with St Jean (-3.36 to 0.35 and -12.96 to 4.17‰, respectively; Fig. 6b). This discrepancy may be due to three distinct phenomena: (i) the recharge of relatively low volume rainfall events (< 50 mm/month) in Ladj compared with St Jean; (ii) evaporation effects (some values lie to the right of the LMWL indicating a slope of 5.2), or (iii) groundwater mixing with lake water. During the dry season, groundwater isotopic values are close to the lake Nakoue values (Fig. 6b), which suggests a strong mixing between the lake and groundwater during this season. There are also a number of groundwater samples whose δ¹⁸O and δ²H values remain close to those of the temporary and permanent ponds. δ¹⁸O and δ²H mixing ratios indicate ranges from 72 to 74% of shallow groundwater mixing with lake water during the dry season in Ladj.

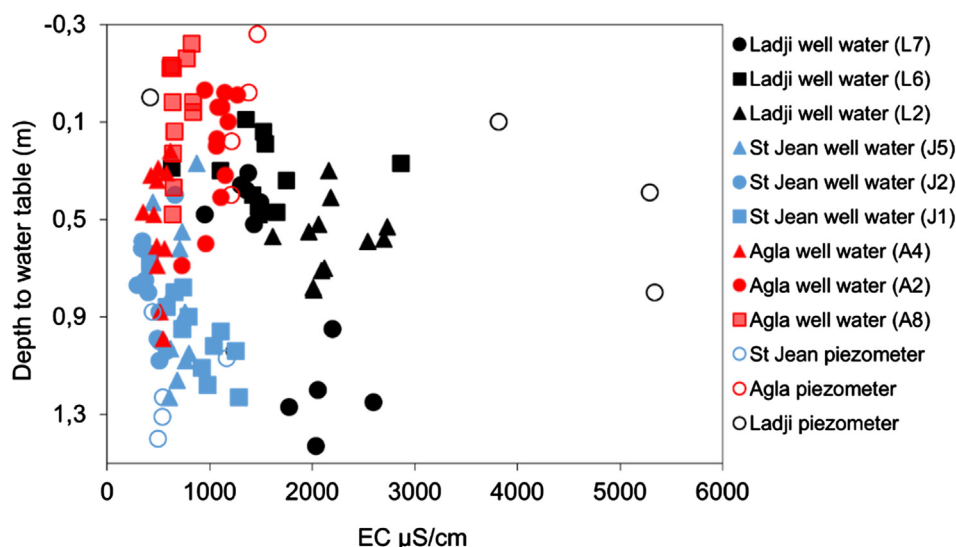


Fig. 3. Relationship between water-table variation and electrical conductivity at each site.

Like in Ladjí, groundwater in Agla is also enriched in $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$ (-3.57 to -0.03, and -18.22 to 2.78‰, respectively) compared with St Jean. Some samples from Agla (mostly during the dry season) lie to the right of the MWL with a slope of 5.4 (Fig. 6c). Therefore, these groundwaters may also be subject to evaporation and mixing with enriched surface waters such as the lake water (via the lowlands) and the pond water. In addition, groundwaters (e.g., wells A9 and A10) that are close to lake water are located in discharge areas. $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$ mixing ratios indicate ranges from 54% to 62% of shallow groundwater mixing with lake water in Agla.

4.4. Nitrogen

The Beninese quality standard for drinking water for nitrogen is 45 mg/L (0.70 mmol/L) for NO_3 , 3.2 mg/L (0.07 mmol/L) for NO_2 , and 250 mg/L (7.0 mmol/L) for Cl (Decree N° 2001-094 of February 20th). In this study, 26% (values of 0.73–5.06 mmol/L) of the groundwater sampled exceeds these limits in terms of NO_3 , and 7.0% (values of 0.12–2.04 mmol/L) for NO_2 (Table 1).

Highest values of NO_x ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$) are observed in groundwater of St Jean, where the concentrations reach values of 5.06 mmol/L (average of 0.90 mmol/L). For NH_4 , the groundwater concentrations remain low (up to 0.80 mmol/L, average of 0.04 mmol/L). The highest

concentrations of NO_x are observed during the dry season (> 3 mmol/L) compared with wet season samples ($\text{NO}_x < 3.37$ mmol/L). Two sites (J6 and J8) have elevated NO_x concentrations in both the wet and dry seasons (1.15–5.06 and 0.99–2.58 mmol/L, respectively). NO_x in St Jean groundwater may originate from natural fixation of nitrogen in the soil and human pollution via leaky latrines and human defecation in the streets.

In Ladjí, the groundwater NO_x concentrations ranges up to 2.51 mmol/L (average of 0.54 mmol/L), and NH_4 is up to 0.43 mmol/L (average of 0.11 mmol/L). During the wet season, the groundwater NO_x concentrations are highest (1.06–2.51 mmol/L) compared to dry season concentrations (< 0.13 mmol/L). The wet season increase in NO_x of groundwater in Ladjí may either be due to infiltration of anthropogenic pollution, or nitrogen fixed by vegetation in the soils. The NO_x concentrations are low in the permanent ponds and the lake (< 0.01 mmol/L). However, the wet season temporary ponds have high concentrations of NH_4 (up to 1.55 mmol/L), which may undergo nitrification during infiltration and may also result in the NO_x contamination of groundwater.

The highest value of NH_4 in groundwater is observed in Agla, but only at one site (A10: 4.91 mmol/L). All other sites have NH_4 concentrations in groundwater ranging from 0.00 to 0.52 mmol/L (average of 0.17 mmol/L). Compared with Ladjí and St Jean, groundwater NO_x

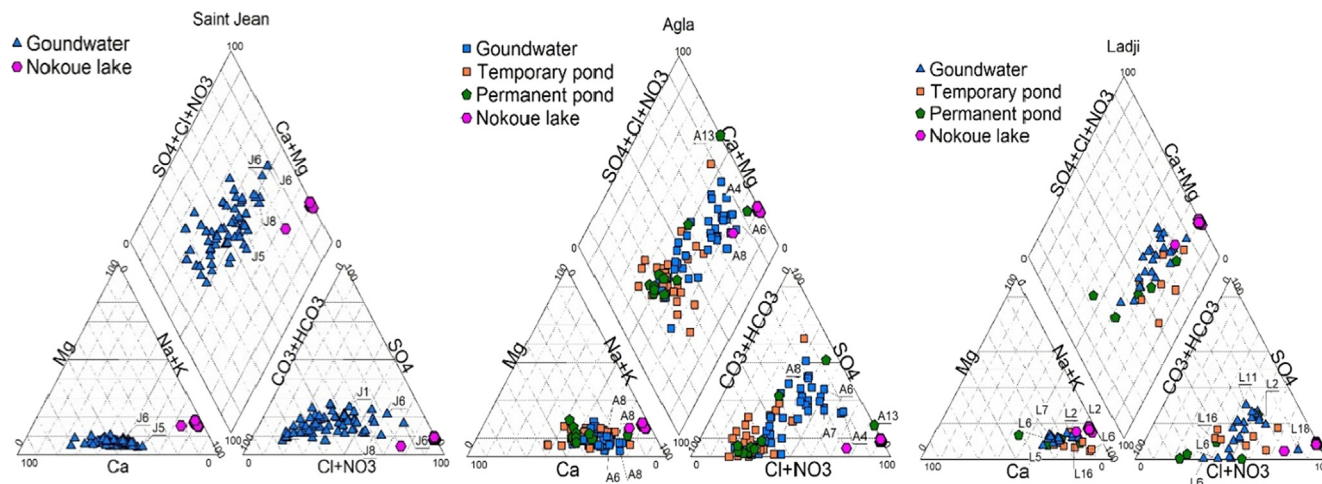


Fig. 4. Piper diagram for groundwaters, ponds and lake at each site.

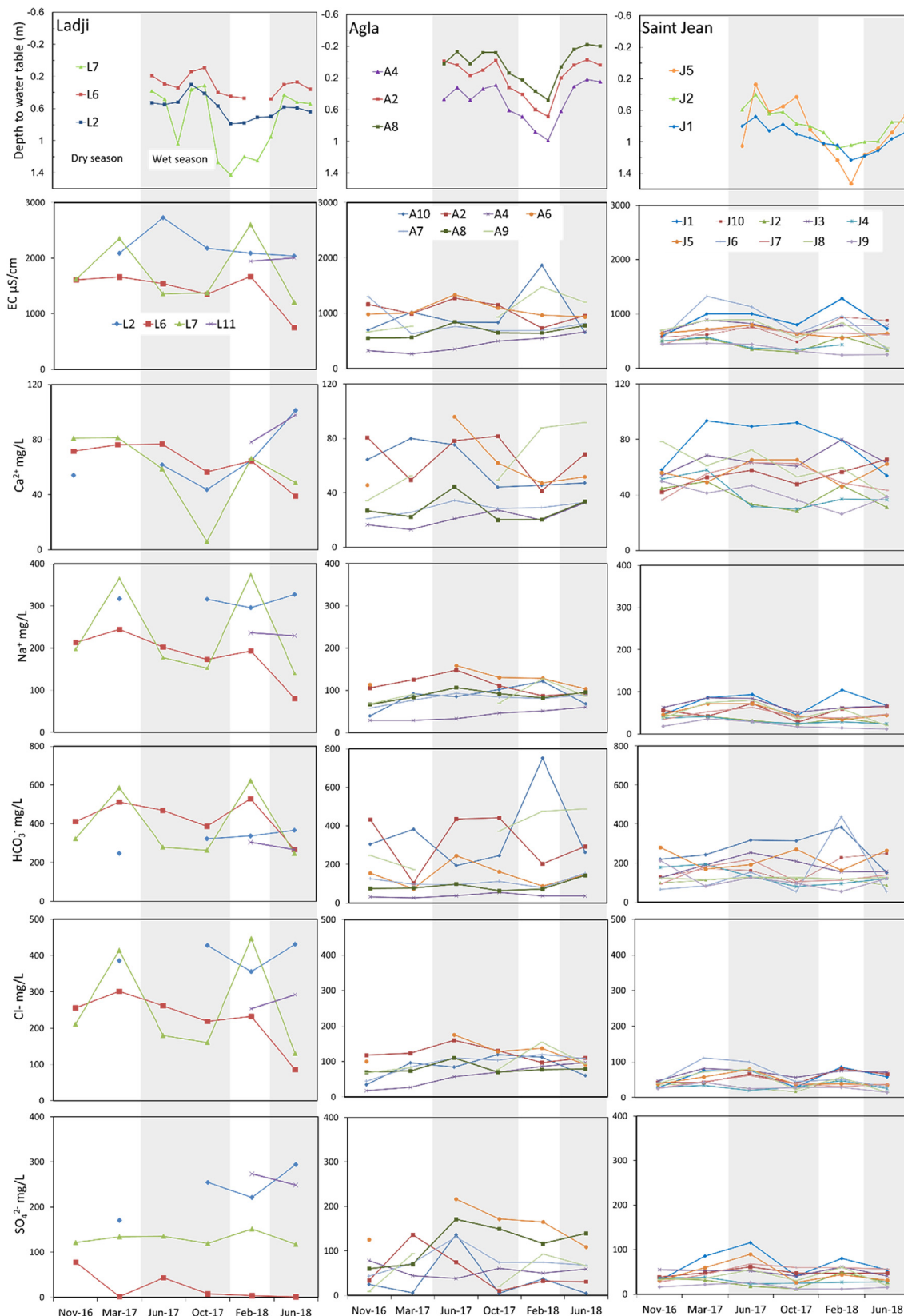


Fig. 5. Temporal variation between, depth water table, electrical conductivity, major ion and isotopic stable at each site.

concentrations in Agla are low, with a maximum of 0.86 mmol/L (average of 0.15 mmol/L). In contrast, permanent ponds in the Agla lowlands have high NOx levels only at one site (A13: 17.50 mmol/L), particularly in the dry season.

As described by Katz et al. (2011), the Cl/Br ratio can be a valuable first assessment of septic tank contamination of shallow groundwater. This is based on the assumption that sewerage waters and septic tank effluent exhibit distinct ranges and higher values of Cl/Br molar ratios

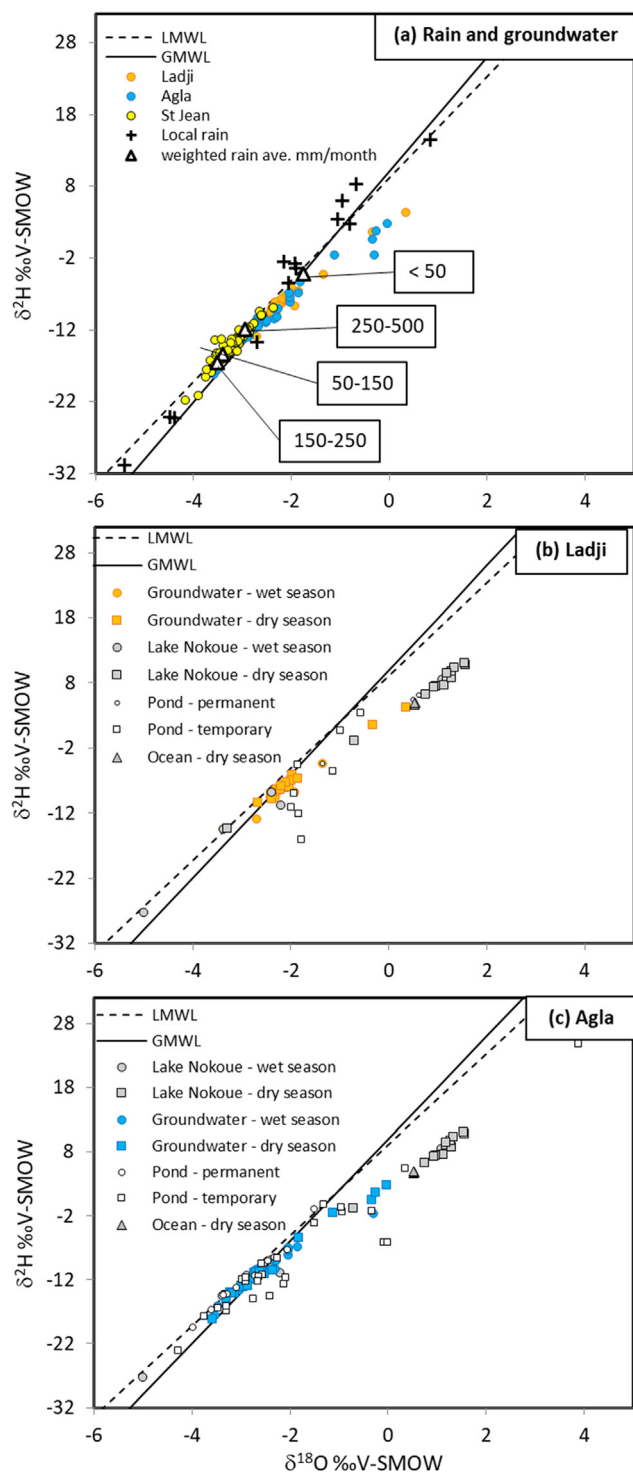


Fig. 6. Relationship between ^{18}O and ^2H with Global Meteoric Water Line (GMWL) and Local Meteoric Water Line (GMWL).

and Cl concentrations compared with rainwater (Davis et al., 1998), as observed in many samples from this study (Fig. 7a). Elevated Cl/Br ratios may also result from the dissolution of halite. However, halites have not been reported in the local Quaternary aquifer. In addition, many of the groundwater values correspond to ranges reported for sewerage and septic tank effluent (Davis et al., 1998; Vengosh and Pankratov, 1998; Katz et al., 2011) compared with waters with halite dissolution (Davis et al., 1998; Pastén-Zapata et al., 2014; Panno et al., 2006), rainwater from coastal areas, and seawater (Alcalá and Custodio

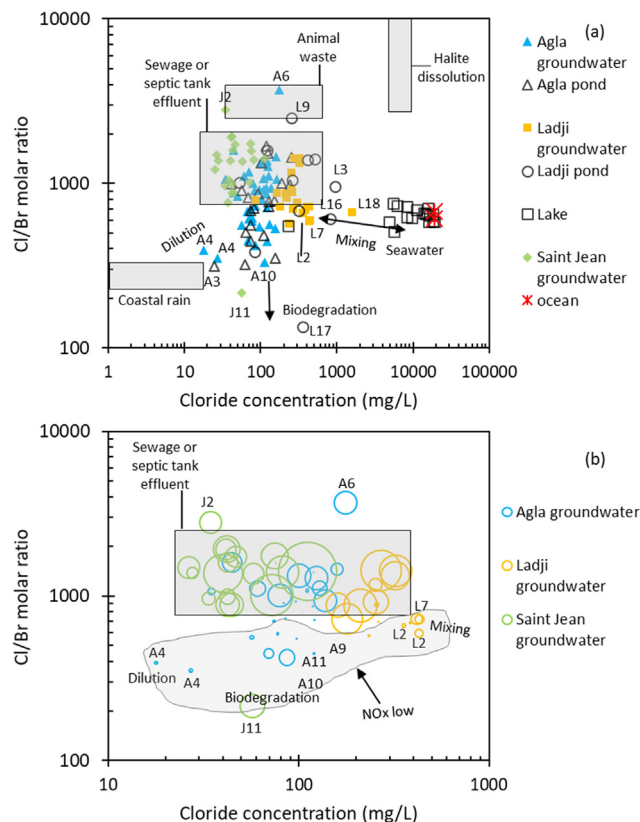


Fig. 7. (a) Groundwater, pond and lake water Cl/Br molar ratios with changes in Cl concentrations highlights different sources of Cl in the waters. (b) Relationship between Cl/Br ratios and Cl concentrations showing higher concentrations in NO_x (circle sizes are relative to NO_x concentrations).

2008; Davis et al., 1998). According to Fig. 7b, groundwater values with similar Cl/Br ratios and Cl concentrations than sewerage wastewater also show higher concentrations of NO_x. Three samples (wells J2, L9 and A6) plot above the Cl/Br ratios for sewerage or septic tank effluent (Cl/Br molar ratios 676–1350; Cl < 1000 mg/L), likely indicating animal manure. As evidenced in Fig. 7b, values that fall into the animal manure/animal urine (Cl/Br molar ratios, 2810–3730; Cl < 1000 mg/L) also have high NO_x concentrations (0.76–0.81 mmol/L). Other evidence for a septic tank and animal manure influence are the corresponding elevated dissolved organic carbon (DOC) concentrations (Table 1). However, not all the groundwater samples have high DOC concentrations. According to Kortelainen and Karhu (2006), rapid oxidation of DOC into carbon dioxide may account for the low DOC concentration in groundwater.

Alternatively, samples with low NO_x concentrations and relatively low Cl/Br ratios, such as groundwater from Agla (Fig. 7b), can indicate areas of organic biodegradation (e.g. McArthur et al., 2012). The relationship between HCO₃, NO_x and DO for all groundwater sampled at Agla is shown in Fig. 8. The samples where dissolved oxygen (DO) and NO_x are low compared with HCO₃ correspond to discharge areas. This is especially the case for groundwater sampled during the dry season at wells A10, A9 and piezometers A11, J11 where HCO₃ values increases (4.80–12.31 mmol/L) and NO_x decreases (0.0–0.40 mmol/L) with low DO values (0.06–4.22 mg/L). However, this may also indicate areas of recent rainfall infiltration resulting in a dilution of NO_x concentrations (e.g. for well A4). Fig. 9.

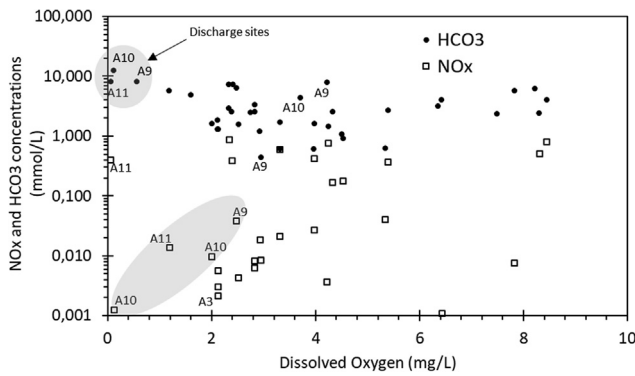


Fig. 8. Relationship between HCO₃, NO_x and DO for all groundwater sampled at Agla.

5. Discussion

5.1. Variations in the drivers of groundwater degradation

The vulnerability of groundwater degradation from either salinization or sewage leakage in Cotonou is temporally and spatially variable. The Quarternary aquifer is exposed to large fluctuations in the water table in response to rainfall changes; all sites show seasonal water table fluctuations higher than 0.5 m. However, both the timing of the water table fluctuations and the seasonal changes in groundwater quality varies between urban areas.

In Agla, a strong driver of groundwater quality is the proximity to lowlands. Agla is scattered by these low elevation zones, which have either temporary or permanent ponds where groundwater seasonally discharges. As highlighted by the major ion results, wet season increases in the water table can either result in increased groundwater salinity (EC up to 1468 $\mu\text{S}/\text{cm}$) in these lowland discharge areas due to mixing with pond water, or can result in lower groundwater salinity (EC < 842 $\mu\text{S}/\text{cm}$) due to the dilution effect from infiltrating rainfall. During the dry season, the groundwater stable isotope values also highlight increased mixing with pond water and saltier Lake Nokoué water. Elevated NO_x concentrations in groundwater at Agla is due to sewerage contamination and was recorded during both dry and wet seasons (NO_x concentrations up to 0.86 mmol/L). Groundwater contamination from sewerage may infiltrate directly from leaky latrines or from mixing with the permanent ponds, which have accumulated NO_x concentrations up to 17.50 mmol/L. According to Starr and Gillham (1993), denitrification tends to occur in aquifers with very shallow groundwater compared to aquifers with deeper groundwater (more than 2 m). Low dissolved oxygen levels combined with low NO_x levels in shallow wells (even less than 1.0 m) in the study area (Fig. 8) where higher levels can be expected, may be related to biodegradation or denitrification processes (Postma et al., 1991, Jorgensen et al., 2004, Hassane et al., 2016; Kadjangaba et al., 2018). Either by reducing NO₃ to HCO₃ (1) or N₂ (2). According to Postma et al. (1991) and Anornu et al. (2017), the absence or low concentrations of NO₂ and NH₄ in groundwater is probably related to the reduction of NO₃ to N₂. The overall denitrification process can be described as (Berner, 1980):

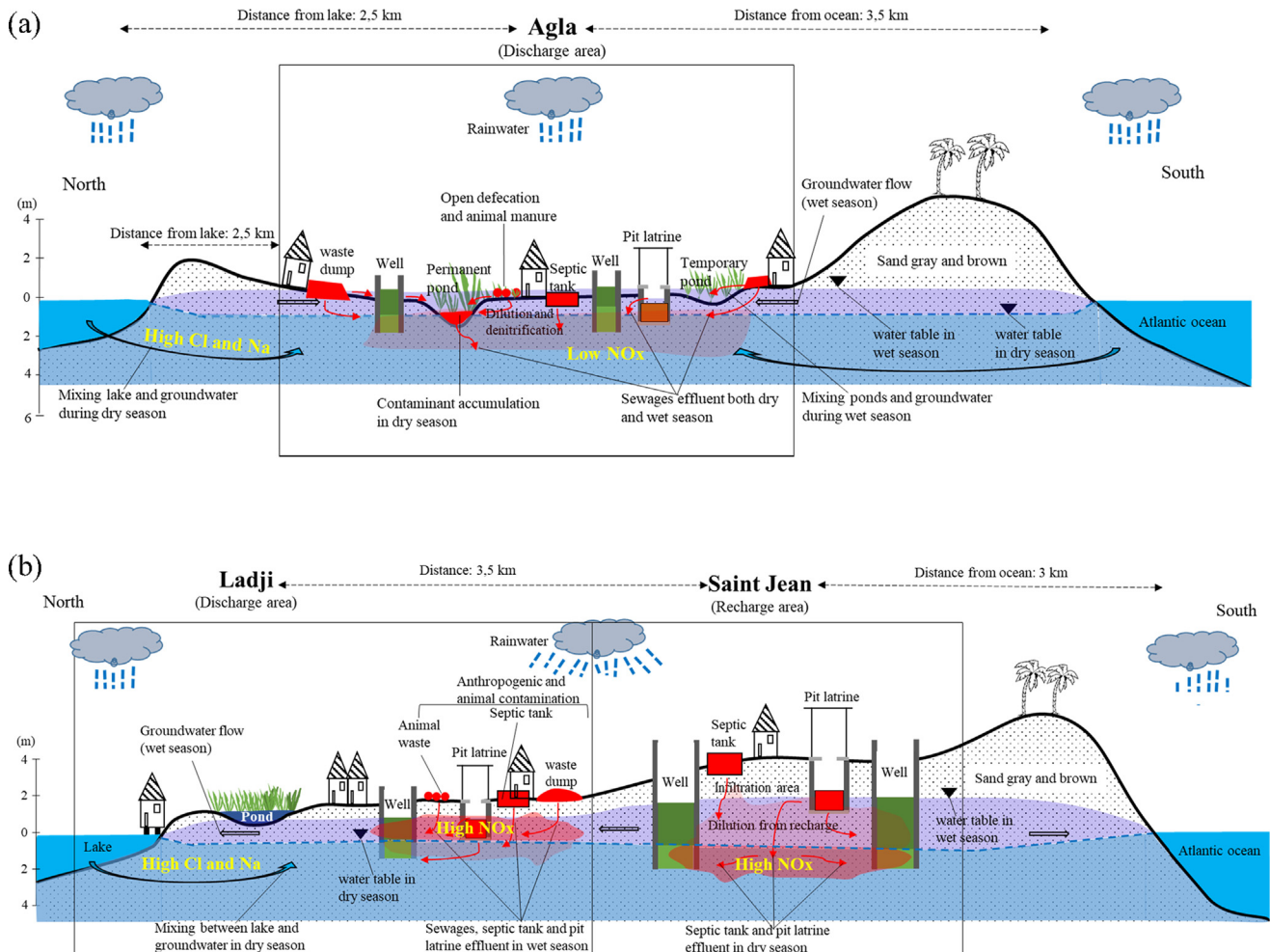
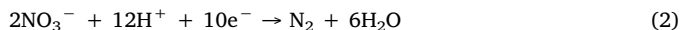
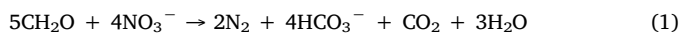


Fig. 9. Schematic of conceptual model for contaminant sources and transfers at (a) Agla, and (b) Ladji and Saint-Jean.



However, denitrification may not be the only process that contributes to the increase of HCO_3^- in shallow groundwater, which probably also results from the decomposition of organic matter and mineral dissolution reactions (e.g. Alassane et al., 2015).

In Ladji, the main influence on groundwater salinization (EC up to 5,340 $\mu\text{S}/\text{cm}$) is the mixing with the Lake Nokoué waters. This was obvious during the dry season where both stable isotopes values and major ion concentrations clearly highlight mixing, and the water level also shows an early dry season rise in values due to lake infiltration. In comparison, the sewerage contamination of groundwater is mostly evidenced during the wet season (groundwater NO_x up to 2.5 mmol/L). During the wet season, increases in NO_x from sewerage sources may result from both (i) rises in the water table mobilising NO_x in the unsaturated zone, and/or (ii) infiltrating rainfall and temporary ponds recharging the shallow groundwater (as suggested by stable isotope results) and therefore transporting NO_x to the saturated zone.

St Jean is the only studied neighbourhood that does not have any surface water bodies and no groundwater discharge sites. Therefore, the wet and dry season variations in groundwater degradation are potentially due to variations in the composition of infiltrating water, mixing between subsurface waters, and reactions during water table fluctuations. Although St Jean has low groundwater salinity levels (EC up to 1,285 $\mu\text{S}/\text{cm}$), this area has the highest NO_x concentrations recorded in this study (NO_x up to 5.06 mmol/L). Since the local rainfall is the only origin of the shallow groundwater (as seen from stable isotope values), it is expected that either recharging rainfall or rising water tables transfers NO_x from the sewerage sources to the groundwater system during the wet season. However, at St Jean, groundwater NO_x concentrations are greater during the dry season (up to 5.06 mmol/L) compared with the wet season (up to 2.58 mmol/L). So, instead, the contamination may be constant leakage from latrines throughout the year and wet season rainfall may act to dilute this contamination. Almost all the pit latrines and septic tanks in Cotonou have depths between 1.50 and 2.50 m (Hounkpe et al., 2014; Yadouléon, 2015). In St Jean, the maximum depth to water table is observed at 1.53 m in the dry season, which means that dry season saturated zones remain close to leaking sewerage sources.

5.2. Periods of increased risk due to groundwater degradation

Generally speaking, groundwater samples with nitrate levels that exceed the Beninese quality standards for drinking water originated from wells J1, J3, J6, J7, J8, J9 and J11 (piezometer) during the dry season (February and March) in St Jean, from wells L7 and L11 during the rainy season (June and October) in Ladji, and from wells A2, A6 in the dry season (February and November) in Agla. Thus, risk for nitrate pollution in shallow groundwater shows high seasonal variation between sites. Similar results were obtained by Boukari (1998) and Totin et al. (2013) at different sites in Cotonou with higher NO_3^- levels (up to 1,61 mmol/L) observed during recharge of the wet season.

The measured EC values show a large amplitude of spatial and temporal variation. The EC values in Agla and St Jean are in the same order of variations (200–1,800 $\mu\text{S}/\text{cm}$) whereas the groundwater in Ladji records EC values in the order of 750–5,340 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In St Jean, the waters are more saline during the dry season. Unlike St Jean, the wells in Agla and Ladji are saline during both the dry and the rainy seasons due to mixing processes with lake water.

5.3. Shallow groundwater, an unregulated water resource in expanding urban environments

In urban areas of sub-saharan Africa, groundwater from shallow

wells is commonly used to partially or fully supply drinking water resources (Okotto et al., 2015). In major cities, such official groundwater resources are monitored and treated. For example, in the coastal city of Douala (Cameroon), shallow groundwater is the main source for domestic and drinking purposes (Takem et al., 2015). Likewise, in Bamako (Mali), around 55% of the population uses water from aquifer resources (British Geological Survey, 2002). Where shallow groundwater is not the official resource, the shallow groundwater usually free and therefore commonly used in the impoverished areas of urban sprawls, including for domestic uses. Normally this resource is meant for washing only, but it commonly ends up for drinking, dish washing, shower and cooking water supplies. For example, the interviews conducted during this study showed that 10 on 10 of the households in St Jean, 9 on 10 in Agla, and 4 on 10 in Ladji reported to use well water only for dish washing. In St Jean, 1 on 10 households declared to use well water for drinking water supply compared with Agla and Ladji where no households have reported such use. The results of the interviews have therefore showed that there are differences in groundwater use between St Jean, Ladji and Agla. The underprivileged areas of the city are subject to greater groundwater quality issues, and this also correspond to the parts of the city where the residents are more dependent on the groundwater as a domestic water resource. This is the case in Kinshasa (Democratic Republic of Congo) where in peri-urban and rural inhabitants widely use the unregulated and untreated shallow groundwater resources for drinking water supply (Ndembo, 2009).

Unfortunately, as seen in this case study of Cotonou, the shallow groundwater in urban environments is often contaminated. This was also observed in Blantyre (Malawi) where drinking water from shallow groundwater was heavily polluted by a lack of sanitation facilities and indiscriminate waste disposal (Mkandawire, 2008). Likewise, high NO_3^- concentrations in urban shallow groundwater resources have been observed in Dakar, Senegal ($\text{NO}_3^- > 100 \text{ mg}/\text{L}$; Ndeye et al., 2017); Douala, Cameroon (NO_3^- up to 241 mg/L; Ketchemen-Tandia et al., 2017) and in different regions of Ghana (NO_3^- up to 507 mg/L; Rossiter et al., 2010).

In many urban cases, the nitrate contamination of shallow groundwater is from anthropogenic sources (Martínez-Santos et al., 2017). This was also observed in this study and previous work in Cotonou (Boukari, 1998; Maliki, 1993; Boukari et al., 1996; Totin et al., 2013), and as also noted in other major sub-saharan cities such as N'djaména, Tchad, (Kadjangaba et al., 2018) and Djibouti (Ahamed et al., 2017). As highlighted in the study of Ouagadougou, Burkina Faso (Yameogo, 2008), such nitrate contamination is linked to the high population density that relies on archaic or non-existent sanitation systems. This is a particularly significant challenge in informal settlements, like in the cities of Douala (Takem et al., 2010; Ketchemen-Tandia et al., 2017) and Kampala, Ouganda (Nyenje et al., 2013) where the increase in nitrates and chlorides in shallow groundwater are related to faeces from pit latrines, sewages, landfills, surface discharges and droppings from domestic animals.

6. Conclusion

Although pollution sources are identical for each of the three neighbourhoods studied, the resultant transfers and reactions controlling concentrations are distinct. In the neighbourhood where there is no surface inundation and acts as a local recharge area, the groundwater salinity values remain low (EC < 1285 $\mu\text{S}/\text{cm}$), however NO_x concentrations are the highest recorded in this study (up to 5.1 mmol/L). In the neighbourhood bordering a lake where there is seasonal inundation and groundwater discharge, the dry season interaction with lake water results in groundwater with highest observed EC values (up to 5340 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Stable isotope ($\delta^2\text{H}$ and $\delta^{18}\text{O}$) mixing ratios indicate mixing of up to 74% with lake water; In the neighbourhood located in a swamp that is subject to inundation during both the small and large wet seasons also shows mixing with lake water (up to 62% using $\delta^2\text{H}$ and $\delta^{18}\text{O}$

values) resulting in groundwater EC values up to 1468 $\mu\text{S}/\text{cm}$. This discharge site notably has lower NO_x concentrations (up to 0.86 mmol/L), however this is not indicative of less sewerage contamination only greater degradation processes. Understanding the seasonal changes in processes controlling groundwater quality between each site is key to identifying risks to the residents who use this unregulated shallow groundwater resource for domestic purposes, including drinking water supplies. Seasonal variations highlight heightened risks from sewerage and septic tank leakage during the wet season in neighbourhoods located in discharge areas compared with increased risk during the dry season in the recharge area. In addition, there are increased risks of shallow groundwater salinization during both the small wet and dry seasons in discharge areas.

Stable water isotopes showed a direct relationship between local rainfall water and groundwater at St Jean compared with Ladji and Agla where groundwaters are also be subjected to mixing with enriched surface waters such as the lake water (via the lowlands) and the pond water, particularly during the dry and small wet seasons.

Groundwaters chemistry in each of the neighbourhoods are different. In St Jean, the composition of major ion concentrations of waters is dominated by Na-Ca- HCO_3 -Cl groundwater type, while Ladji is of the Na- HCO_3 -Cl type and Agla of the Na-Ca- HCO_3 - SO_4 - HCO_3 one. The ponds sampled in both Ladji and Agla showed some similarities in major ion compositions with local groundwater, thus indicating a potential connection. The Lake Nokoué has greater concentrations of Na and Cl compared with all groundwater samples.

Groundwater samples indicated that 26% for NO_3 and 7.0% for NO_2 do not comply with the Beninese quality standard for drinking water. Based on Cl/Br molar ratios, sources of NO_x in groundwater appear to be dominated by infiltration of sewerage and septic tanks in dry season in St Jean, while in Agla and Ladji, contamination was obvious in wet season following infiltrating rainfall and ponds recharging. Low NO_x for some of the groundwater samples may indicate effects from biodegradation in discharge area or dilution from rainfall.

CRedit authorship contribution statement

Honoré Houéménou: Conceptualization, Writing - original draft, Writing - review & editing, Methodology, Investigation, Formal analysis, Visualization. **Sarah Tweed:** Conceptualization, Methodology, Writing - original draft, Visualization, Supervision. **Gauthier Dobigny:** Conceptualization, Supervision, Writing - original draft. **Daouda Mama:** Supervision. **Abdoukarim Alassane:** Supervision. **Roland Silmer:** Resources. **Milanka Babic:** Resources. **Stéphane Ruy:** Writing - original draft. **Alexis Chaigneau:** Writing - original draft. **Philippe Gauthier:** Investigation. **Akilou Socohou:** Investigation. **Henri-Joël Dossou:** Investigation. **Sylvestre Badou:** Investigation. **Marc Leblanc:** Supervision, Resources, Project administration.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

The authors owe much gratitude to hydrogeology laboratory of Avignon University, EPAC/LARBA and IRD/CBGP for the full financial and logistical support of this work. We are grateful to neighbourhood chiefs and people who kindly authorized us to sample in their districts and households. We thank the reviewers whose comments improved this paper.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124438>.

References

- Ahamed, H.A., Rayaleh, W.E., Zghibi, A., Ouddane, B., 2017. Assessment of chemical quality of groundwater in coastal volcano-sedimentary aquifer of Djibouti, Horn of Africa. *J. Afr. Earth Sci.* 131, 284–300. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.04.010>.
- 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 the coastal sedimentary basin of Benin (West Africa) using multivariate factor analysis. *J. Water Resour. Protect.* 7, 496–515.
- Alcalá, F.J., Custodio, E., 2008. Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. *J. Hydrol.* 359, 189–207.
- Alidou, S., Boukari, M., Oyedé, L.M., Gaye, C.B., Faye, A., Gelinas, P., Isabel, D., Locat, J. (1994). Rapport technique final du projet "hydrogéologie du quaternaire du sud-bénin", phase 2. CRDI 3-p-89-1017. Tomes 1, ii, iii et iv. Univ. nat. Bénin, univ. CA diop, dakar, univ. Laval québec.
- Anornu, G., Abass, G., Dickson, A., 2017. Tracking nitrate sources in groundwater and associated health risk for rural communities in the White Volta River basin of Ghana using isotopic approach ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$ and 3H). *Sci. Total Environ.* 603–604, 687–698. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.219>.
- Arnade, L.J., 1999. Seasonal correlation of well contamination and septic tank discharge. *Groundwater* 37, 920–923. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1999.tb01191.x>.
- Barker, A.P., Newton, R.J., Bottrell, S.H., Tellam, J.H., 1998. Processes affecting groundwater chemistry in a zone of saline intrusion into an urban sandstone aquifer. *Appl. Geochem.* 13, 735–749. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(98\)00006-7](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(98)00006-7).
- Berner, R.A., 1980. *Early Diagenesis: A Theoretical Approach*. Princeton University Press.
- Boukari, M., 1998. Fonctionnement du système aquifère exploité pour l'approvisionnement en eau de la ville de Cotonou sur le littoral béninois. Impact du développement urbain sur la qualité des ressources. Thèse Doctorat ès- Science. Université C. A. Diop de Dakar, Sénégal.
- Boukari, M., Gaye, C.B., Faye, A., 1996. The Impact of Urban Development on Coastal Aquifers near Cotonou, Benin. *J. Afr. Earth Sci.* 22 (4), 403–408. [https://doi.org/10.1016/0899-5362\(96\)00027-9](https://doi.org/10.1016/0899-5362(96)00027-9).
- British Geological Survey, 2002. Groundwater Quality: Mali. <http://www.bgs.ac.uk/downloads/start.cfm?id=1284>.
- Cary, L., Petelet-Giraud, E., Bertrand, G., Kloppmann, W., Aquilina, L., Martins, V., Hirata, R., 2015. Origins and processes of groundwater salinization in the urban coastal aquifers of Recife (Pernambuco, Brazil): A multi-isotope approach. *Sci. Total Environ.* 530–531, 411–429. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.015>.
- Craig, H., 1961. Standards for reporting concentrations of deuterium and oxygen-18 in natural waters. *Science* 133, 1833–1834.
- Davis, S.N., Whittemorw, D.O., Martin, J.F., 1998. Uses of Chloride/Bromide Ratios in Studies of Potable Water. *Groundwater* 36 (2), 338–350. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb01099.x>.
- Decret, 2001 No-094 du 200/02/2001 fixant les normes de qualité de l'eau potable en République du Bénin.
- Dhanasekarapandian, M., Chandran, S., Saranya Devi, D., Kumar, V., 2016. Spatial and temporal variation of groundwater quality and its suitability for irrigation and drinking purpose using GIS and WQI in an urban fringe. *J. Afr. Earth Sci.* 124, 270–288. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2016.08.015>.
- EEA, 2018. Etude de référence sur les comportements, attitudes et pratiques des populations de Cotonou sur la chaîne de l'eau dans la ville de cotonou. Rapport technique du projet SAC-TIC. 72.
- Hassane, A.B., 2010. Aquifères superficiels et profonds et pollution urbaine en Afrique: Cas de la communauté urbaine de Niamey (NIGER), 250.
- Hassane, A.B., Leduc, C., Favreau, G., Bekins, B.A., Margueron, T., 2016. Impacts of a Large Sahelian City on Groundwater Hydrodynamics and Quality: Example of Niamey (Niger). *Hydrogeol. J.* 24 (2), 407–423. <https://doi.org/10.1007/s10040-015-1345-z>.
- Hounkpe, S.P., Adjovi, E.C., Crapper, M., Awuah, E., 2014. Wastewater Management in Third World Cities: Case Study of Cotonou, Benin. *J. Environ. Protect.* 05, 387. <https://doi.org/10.4236/jep.2014.55042>.
- INSAE, 2016. Principaux indicateurs socio-démographiques et économiques, mai 2013, synthèse des résultats d'analyse. Rapport, Direction des études démographiques, Cotonou, Bénin.
- INSAE, 2015. Quatrième Recensement Général de la Population et de l'Habitat, mai 2013, synthèse des résultats d'analyse. Rapport, Direction des études démographiques, Cotonou, Bénin.
- Jorgensen, P.R., Urup, J., Helstrup, T., Jensen, M.B., Eiland, F., Vinther, F.P., 2004. Transport and Reduction of Nitrate in Clayey till underneath Forest and Arable Land. *J. Contam. Hydrol.* 73 (1), 207–226. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2004.01.005>.
- Kadjangaba, E., Djoret, D., Doumngang, J.C., Ndoutamia, G.A., Mahmoud, Y., 2018. Impact des Processus Hydrochimique sur la Qualité des Eaux souterraines de la Ville de N'Djaména-Tchad. Vol. 14. Doi: 10.19044/esj.2018.v14n18p162.
- Katz, B.G., Eberts, S.M., Kauffman, J.L., 2011. Using Cl/Br ratios and other indicators to assess potential impacts on groundwater quality from septic systems: A review and examples from principal aquifers in the United States. *J. Hydrol.* 397 (3), 151–166. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.017>.

- Ketchemen-Tandia, B., Boum-Nkot, S.N., Ebondji, S.R., Nlend, B.Y., Emvoutou, H., Nzegue, O., 2017. Factors Influencing the Shallow Groundwater Quality in Four Districts with Different Characteristics in Urban Area (Douala, Cameroon). *J. Geosci. Environ. Protect.* 05, 99. <https://doi.org/10.4236/gep.2017.58010>.
- Kortelainen, Nina M., Karhu, Juha A., 2006. Tracing the Decomposition of Dissolved Organic Carbon in Artificial Groundwater Recharge Using Carbon Isotope Ratios. *Appl. Geochem.* 21 (4), 547–562. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.01.004>.
- Lapworth, D.J., Nkhuwa, D.C.W., Okotto-Okotto, J., Pedley, S., Stuart, M.E., Tijani, M.N., Wright, J., 2017. Urban Groundwater Quality in Sub-Saharan Africa: Current Status and Implications for Water Security and Public Health. *Hydrogeol. J.* 25 (4), 1093–1116. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1516-6>.
- Liu, Y., Jiu, J.J., Wenzhao, L., Xingxing, K., 2017. Hydrogeochemical Characteristics in Coastal Groundwater Mixing Zone. *Appl. Geochem.* 85, 49–60. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.09.002>.
- Lu, Y., Shuai, S., Ruoshi, Liu Z, Meng, J., Sweetman, A.J., Jenkins, A., 2015. Impacts of Soil and Water Pollution on Food Safety and Health Risks in China. *Environ. Int.* 77, 5–15. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.12.010>.
- Maliki, R., 1993. Etude hydrogéologique du littoral béninois dans la région de Cotonou (A.O). Thèse de Doctorat de 3ème cycle. Université C. A. Diop de Dakar, Sénégal.
- Martínez-Santos, P., Martín-Loeches, M., García-Castro, N., Solera, D., Díaz-Alcaide, S., Montero, E., García-Rincón, J., 2017. A survey of domestic wells and pit latrines in rural settlements of Mali: Implications of on-site sanitation on the quality of water supplies. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 220 (7), 1179–1189. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.08.001>.
- McArthur, J.M., Sikdar, P.K., Hoque, M.A., Ghosal, U., 2012. Waste-water impacts on groundwater: Cl/Br ratios and implications for arsenic pollution of groundwater in the Bengal Basin and Red River Basin. *Vietnam Sci. Total Environ.* 437, 390–402.
- McInnis, D., Silliman, S., Boukari, M., Yalo, N., Orou-Pete, S., Fertenbaugh, C., Sarre, K., Fayomi, H., 2013. Combined Application of Electrical Resistivity and Shallow Groundwater Sampling to Assess Salinity in a Shallow Coastal Aquifer in Benin, West Africa. *J. Hydrol.* 505, 335–345. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.014>.
- Mkandawire, T., 2008. Quality of groundwater from shallow wells of selected villages in Blantyre District, Malawi. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C, Integrat. Water Resour. Manage. – From Concept Pract.* 33 (8), 807–811. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.06.023>.
- Najib, S., Fadili, A., Mehdi, K., Riss, J., Makan, A., 2017. Contribution of hydrochemical and geoelectrical approaches to investigate salinization process and seawater intrusion in the coastal aquifers of Chaouia, Morocco. *J. Contaminant Hydrol.* 198, 24–36. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2017.01.003>.
- Ndembo, L.J., 2009. Apport des outils hydrogéologiques et isotopiques à la gestion de l'aquifère du Mont Amba. Kinshasa / République Démocratique du Congo, Thèse de doctorat, pp. 203.
- Ndeye, D.M., Orban, P., Otten, J., Stumpp, C., Faye, S., Dassargues, A., 2017. Temporal changes in groundwater quality of the Saloum coastal aquifer. *J. Hydrol.: Regional Stud.* 9, 163–182. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2016.12.082>.
- Ngo, et al., 2015. The sustainability risk of Ho Chi Minh City, Vietnam, due to saltwater intrusion. *Geosci. J.* 19 (3), 547–560.
- Nlend, B., Celle-Jeanton, H., Huneau, F., Ketchemen-Tandia, B., Fantong, W.Y., Ngo Boum-Nkot, S., Etame, J., 2018. The Impact of Urban Development on Aquifers in Large Coastal Cities of West Africa: Present Status and Future Challenges. *Land Use Policy* 75, 352–363. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.007>.
- Nyenje, P.M., Foppen, J.W., Kulabako, R., Muwanga, A., Uhlenbrook, S., 2013. Nutrient pollution in shallow aquifers underlying pit latrines and domestic solid waste dumps in urban slums. *J. Environ. Manage.* 122, 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.02.040>.
- Odoulami, L., Gbesso, F., Hounguevou, S., 2013. Qualité de l'eau de consommation et maladies hydriques dans la commune de Ze (Benin) 10.
- Ogrinc, N., Tamše, S., Zavadlav, S., Vrzel, J., Jin, L., 2019. Evaluation of geochemical processes and nitrate pollution sources at the Ljubljansko polje aquifer (Slovenia): A stable isotope perspective. *Sci. Total Environ.* 646, 1588–1600. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.245>.
- Okotto, L., Okotto-Okotto, J., Price, H., Pedley, S., Wright, J., 2015. Socio-economic aspects of domestic groundwater consumption, vending and use in Kisumu, Kenya. *Appl. Geography* 58, 189–197. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.02.009>.
- Ouedraogo, I., Defourny, P., Vanclooster, M., 2016. Mapping the groundwater vulnerability for pollution at the pan African scale. *Sci. Total Environ.* 544, 939–953. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.135>.
- Oyédyé, L.M., 1991. Dynamique sédimentaire actuelle et messages enregistrés dans les séquences quaternaires et néogènes du domaine margino littoral du Bénin (l'Afrique de l'Ouest). Thèse présentée pour l'obtention du doctorat en géologie sédimentaire. Nouveau régime. Université de Bourgogne, Paris, pp. 302.
- Panno, S.V., Hackley, K.C., Hwang, H.H., Greenberg, S.E., Krapac, I.G., Landsberger, S., O'Kelly, D.J., 2006. Characterization and Identification of Na-Cl Sources in Ground Water. *Groundwater* 44 (2), 176–187. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2005.00127.x>.
- Paran, F., Arthaud, F., Novel, M., Graillot, D., Bornette, G., Piscart, C., Marmonier, P., Lavastre, V., Travi, Y., Cadilhac, L., 2015. Caractérisation Des Échanges Nappes/Rivieres En Milieu Alluvionnaire Guide Méthodologique. Bassin Rhône-Méditerranée et Corse. Septembre. 180.
- Pastén-Zapata, E., Ledesma-Ruiz, R., Harter, T., Ramírez, A.I., Mahlknecht, J., 2014. Assessment of sources and fate of nitrate in shallow groundwater of an agricultural area by using a multi-tracer approach. *Sci. Total Environ.* 470–471, 855–864.
- Petelet-Giraud, E., Négrel, P., Aunay, B., Ladouche, B., Bailly-Comte, V., Guerrot, C., Flehoc, C., Pezard, P., Lofi, J., Dörfliger, N., 2016. Coastal Groundwater Salinization: Focus on the Vertical Variability in a Multi-Layered Aquifer through a Multi-Isotope Fingerprinting (Roussillon Basin, France). *Sci. Total Environ.* 566–567, 398–415. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.016>.
- Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H., Larsen, F., 1991. Nitrate Reduction in an Unconfined Sandy Aquifer: Water Chemistry, Reduction Processes, and Geochemical Modeling. *Water Resour. Res.*
- Rossiter, H.M.A., Peter, A.O., Awuah, E., MacDonald, A.M., Schäfer, A.I., 2010. Chemical drinking water quality in Ghana: Water costs and scope for advanced treatment. *Sci. Total Environ.* 408 (11), 2378–2386. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.01.053>.
- Roy, S., Speed, C., Bennie, J., Swift, R., Wallace, P., 2007. Identifying the significant factors that influence temporal and spatial trends in nitrate concentrations in the Dorset and Hampshire Basin Chalk aquifer of Southern England. *Q. J. Eng. Geol. Hydrogeol.* 40 (4), 377–392. <https://doi.org/10.1144/1470-9236/07-025>.
- Selvakumar, S., Chandrasekar, N., Kumar, G., 2017. Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. *Water Resour. Ind.* 17, 26–33. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2017.02.002>.
- Starr, R.C., Gillham, R.W., 1993. Denitrification and Organic Carbon Availability in Two Aquifers. *Groundwater* 31 (6), 934–947. <https://doi.org/10.1111/j.17456584.1993.tb00867.x>.
- Stephen, S.E., Borum, B.I., Boukari, M., Yalo, N., Orou-Pete, S., McInnis, D., Fertenbaugh, C., Mullen, A.D., 2010. Issues of Sustainability of Coastal Groundwater Resources: Benin, West Africa. *Sustainability* 2 (8), 2652–2675. <https://doi.org/10.3390/su2082652>.
- Stuart, M.E., Chilton, P.J., Kinniburgh, D.G., Cooper, D.M., 2007. Screening for long-term trends in groundwater nitrate monitoring data. *Q. J. Eng. Geol. Hydrogeol.* 40 (4), 361–376. <https://doi.org/10.1144/1470-9236/07-040>.
- Takem, G.E., Dornadula, C., Ayonghe, S.N., Thambidurai, P., 2010. Pollution Characteristics of Alluvial Groundwater from Springs and Bore Wells in Semi-Urban Informal Settlements of Douala, Cameroon, Western Africa. *Environ. Earth Sci.* 61 (2), 287–298. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0342-8>.
- Takem, G.E., Kuitcha, D., Ako, A.A., Mafany, G.T., Takounjou-Fouepé, A., Ndjama, J., Ntchancho, R., Ateba, B.H., Chandrasekharan, D., Ayonghe, S.N., 2015. Acidification of Shallow Groundwater in the Unconfined Sandy Aquifer of the City of Douala, Cameroon, Western Africa: Implications for Groundwater Quality and Use. *Environ. Earth Sci.* 74 (9), 6831–6846. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4681-3>.
- Totin, H.S.V., Amoussou, E., Odoulami, L., Edorh, P.A., Boukari, M., Boko, M. (2013) Groundwater Pollution and the Safe Water Supply Challenge in Cotonou Town, Benin (West Africa), pp. 191–196.
- UNESCO, 2017. L'industrialisation et l'urbanisation au service de la transformation de l'Afrique. Commission économique pour l'Afrique, Addis-Abéba.
- Vengosh, A., Pankratov, I., 1998. Chloride/Bromide and Chloride/Fluoride Ratios of Domestic Sewage Effluents and Associated Contaminated Ground Water. *Groundwater* 36 (5), 815–824. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02200.x>.
- Yabi, I., Afouda, F., 2012. Extreme rainfall years in Benin (West Africa). *Quat. Int.* 262, 39–43. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2010.12.010>. ISSN 1040-6182.
- Yadouléon, M.J., 2015. Assainissement environnemental à Cotonou et lutte contre le choléra ». Thèse de Doctorat Unique. Université d'Abomey-Calavi, pp. 313.
- Yameogo, S., 2008. Ressources en eau souterraine du centre urbain de Ouagadougou au Burkina Faso, qualité et vulnérabilité. Univ. Avignon, pp. 254.
- Zhang, Y., Li, F., Zhang, Q., Li, J., Liu, Q., 2014. Tracing Nitrate Pollution Sources and Transformation in Surface- and Ground-Waters Using Environmental Isotopes. *Sci. Total Environ.* 490, 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.004>.

CHAPITRE IV : DISTRIBUTION ET SOURCES DES ELEMENTS TRACES (Article 2)

Seasonal variations in processes driving manganese and iron concentrations above drinking water guidelines in the unregulated shallow aquifer of Cotonou (Southern Benin)

Authors: Honoré Houéménou ^{1,6*}, Seidel Jean Luc², Sarah Tweed³, Abdoukarim Alassane⁶, Daouda Mama⁶, Fabienne Trolard¹, Salifou Orou-Pete⁶, Akilou Socohou⁶, Gauthier Dobigny^{4,5}, Marc Leblanc¹

Affiliations

¹UMR EMMAH, Hydrogeology Laboratory, University of Avignon, INRA, Avignon, France

²UMR HSM, Univ. Montpellier, CNRS, IRD, Montpellier, France

³UMR G-eau, IRD, Montpellier, France

⁴UMR CBGP, IRD, INRA, Cirad, Montpellier SupAgro, MUSE, Montpellier France

⁵Laboratory of Research in Applied Biology, University of Abomey-Calavi, EPAC, Cotonou, Benin

⁶Laboratory of Applied Hydrology, University of Abomey-Calavi, 01 B.P. 4521 Cotonou, Benin

Abstract

Urbanization combined with the production of domestic and industrial waste in expanding West African cities are a significant contributor of elevated level of metallic trace elements of groundwater, which are a greatest risk to human health. The Fe and Mn concentrations in the unregulated shallow aquifer of Cotonou (Benin) intermittently exceed concentrations of Beninese drinking water guidelines (100 µg/L and 300 µg/L for Mn and Fe respectively). The processes controlling the elevated Fe and Mn concentrations (up to 999 and 643 µg/L) were analysed in three urban neighborhoods of Cotonou with distinct hydrogeological contexts: Ladji is seasonally inundated by water from the Lake Nokoué, Agla is subject to inundations and is located in a swampy low-lying area, and St Jean is located at higher elevations where there is no inundation or ponds. The concentrations of trace elements and Rare Earth Elements (REE) in groundwater, surface-water and soil were determined from a total of 142 samples acquired between June 2017 to June 2018 by Spectrometry (Q-ICP MS). Results of this study highlight that infiltration of waters from shallow ponds are a key element in driving elevated Mn and Fe concentrations and their role is multi-faceted. Firstly, the ponds transmit high loads of dissolved inorganic carbon (DOC) to the aquifer that is used in the reductive dissolution of the Mn-bearing minerals (Mn (IV) (oxyhydr)oxides). In-aquifer Fe-mineral dissolution is unlikely due to the super-saturation of common Fe-oxyhydroxide minerals for these groundwaters. Relatively low Ce/Ce* anomalies at Agla (1.06) compared with Ladji (1.08) may indicate higher organic matter transfers to the groundwater from the ponds in Agla, compared with the ponds in Ladji. Secondly, the ponds are a significant source of both Fe and Mn, with concentrations up to 1742 and 561 in Agla, and 1232 and 235 in Ladji. The lake (with Mn concentrations up to 970) is also likely to contribute to high concentrations of Mn in groundwater at Ladji. The analysis of sediments at each site also highlighted the accumulation of Fe in the unsaturated zone where the sediments are clay-rich.

The increases in Mn and Fe concentrations in the shallow aquifer predominantly occurs during the dry season; when this unregulated water resource is most solicited by local residents living in underprivileged areas.

Key words: Surface water and groundwater, reductive condition, organic matter, iron and manganese concentrations, human health risks

1. Introduction

In 2014, according to statistical data, 1.8 billion people are using water sources of dubious quality; and in 2030, the global demand for water resources is expected to increase by 50 per cent (UNDP 2018). In Africa, World Bank predictions in 2005 show that 75 to 250 million people will have difficulty reaching their water needs in 2020 (WWAP 2017). Urbanization in many expanding West African cities, combined with the significant production of domestic and industrial waste, incineration waste, the use of fertilizers and agrochemicals contribute to the contamination of urban soils and water resources by metallic trace elements (Weissmannová and Pavlovský 2017). The high contamination of groundwater and surface water by metallic trace elements represents the greatest health risk to human health (Ritter et al. 2002; Merkel, and Offiong 2003; Ogunlaja et al. 2019). In addition, due to their non-biodegradable nature and persistence in the environment, trace elements can accumulate in the soil and/or pass through the unsaturated zone, which may increase the potential risk to groundwater and to the immediate population (Ogunlaja et al. 2019). The trace elements can be found in groundwater either during water-rock interactions or from different sources of anthropogenic activities (Schneider 2016). The determination of trace elements in the soil solution makes it possible to quantify the contents of dissolved trace elements that can be directly transferred between soil compartments to shallow groundwater. The mobility of trace element such as As, Fe and Mn is highly dependent upon the concentration of dissolved organic carbon (DOC) due to its ability to change the redox conditions and microbial abundances. DOC concentrations in groundwater are higher in urban areas compared to natural or agricultural areas (McDonough et al. 2020).

The processes of precipitation, mineral dissolution, adsorption/desorption, complexation/dissociation and oxidation/reduction control the mobility and availability of trace elements in the soil and groundwater (Leung and Jiao 2006; Sun et al. 2010 ; Ye et al. 2019). Many studies have focused on the presence and monitoring of trace elements in groundwater and drinking water. For example, in South West Palestine (Malassa et al. 2013) have shown that groundwater is contaminated with trace elements such as Pb, Al, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Tl, Bi, Mn, Ag, Cd and Mo. It is clear that studies on the presence and determination of these elements in groundwater, surface water and soil are an important issue for human health and the environment.

The study area is located in Cotonou (south of Benin) and is the most urbanization city of the country with intense human activities that produce a huge amount of solids wastes and sewages (Yadouléon 2015). Groundwater is becoming increasingly vulnerable to contamination from sewage, septic tanks and seawater, such as Nokoué Lake (Houéménou et al. 2019). Unmonitored and untreated shallow groundwater is used by populations through large diameter wells for domestic uses. Cotonou groundwater in the Quaternary aquifer is

not recommended to be used for drinking water because of its vulnerability to contaminants (Boukari et al. 1996). Economic reasons and proximity to groundwater lead the underserved populations to use this resource for washing only, but it commonly ends up for drinking, dish washing, shower and cooking water supplies (Houéménou et al. 2019). The underprivileged areas of the city are subject to greater groundwater quality issues, and this also corresponds to the parts of the city where the residents are more dependent on the groundwater as a domestic water resource. There is very limited data on the water quality notably on trace elements in groundwater and ponds in Cotonou. On the rare studies conducted on trace elements in shallow groundwater (Maliki 1993; Boukari 1998; Yehouenou Azehoun Pazou et al. 2009), none has examined their spatial and temporal concentration variations in different hydrogeological environments. In addition, no studies have been able to implement the vertical distribution of soluble trace elements in the unsaturated area in Cotonou. This study on trace elements contamination is mainly carried out on groundwater, ponds and Lake Nokoué in three neighborhoods with different hydrogeological contexts. The first (Ladji) which overflows towards the small wet season is bordering Lake Nokoué, the second (Agla) is subject to inundation during both the small and large wet seasons is located in a swamp low land and the third (St Jean), where there is no long-term surface inundation. We analyse the spatio-temporal distribution and concentration of trace elements in shallow groundwater and surface water at each site. The results in this study highlight that manganese (Mn) and iron (Fe) concentrations are the only trace elements to reach concentrations above guidelines proposed for drinking water. Thus, we analyse the processes, and temporal variations of these, resulting in the elevated Mn and Fe concentrations in the shallow groundwater of Cotonou. This study aims to assess the vulnerability of the Cotonou coastal aquifer to trace element pollutants, the influence of different inundation and hydrogeological processes (including the role of inundation and recharge by the Lake Nokoué) and the risks to human health.

2. Study area

2.1 Description and soil types in study area

The city of Cotonou is bordered by the Lake Nokoué in the North, and the Atlantic Ocean to the South (Fig. 1). Cotonou is located in the hot and humid sub-equatorial climate zone, characterized by two annual rainy seasons (March to July and September to October) and two dry seasons (November to March and August). As shown in Figure 1A, the different types of soil in Cotonou are: i) tropical ferruginous soils leached without concretions on Quaternary sand (orange color), ii) hydromorphic soils leached on Quaternary sand (blue color), iii) hydromorphic soils with little humus on clay alluvial material (green color) and iv) soils with little hydromorphic development on coastal marine sands.

The hydromorphic soils common in the coastal areas of southern Benin are characterized by a long-term oxygen deficit that promotes redox processes. These soils are classified as highly to moderately acidic pH soils (Azontonde 1991; Igue et al. 2013)

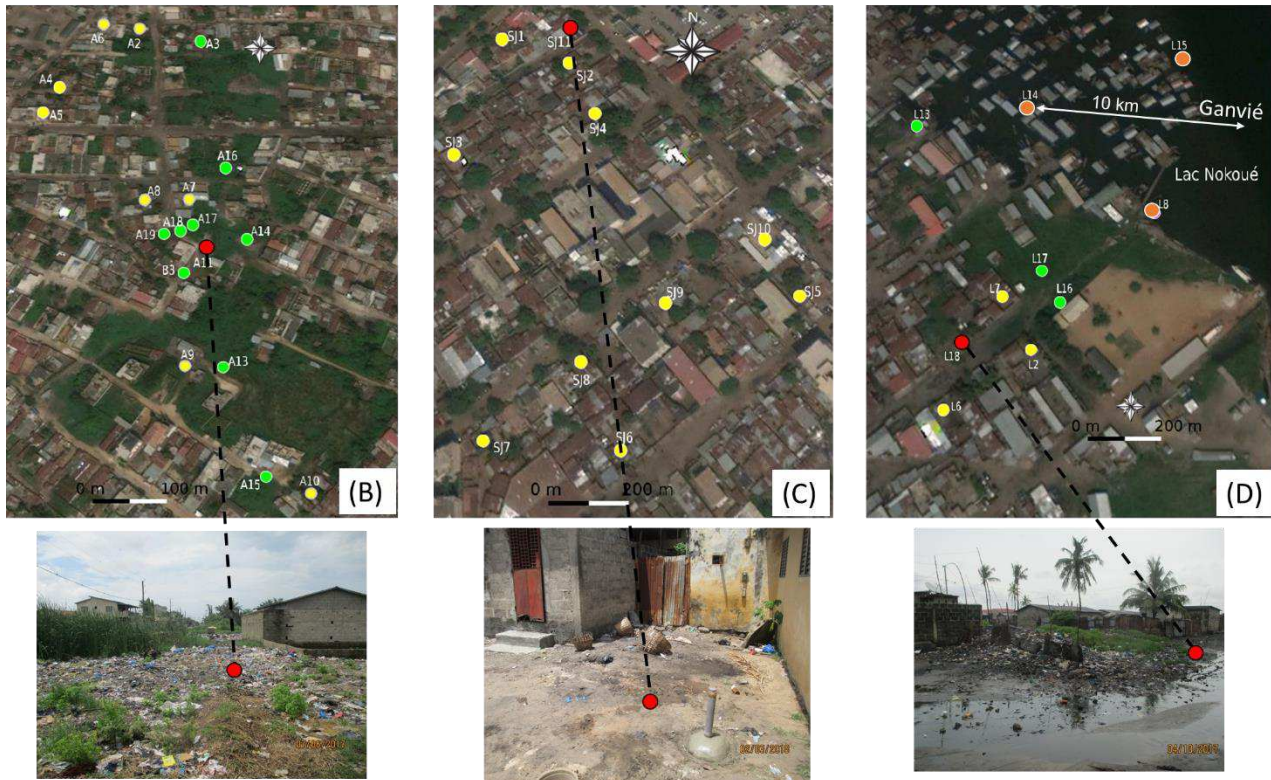
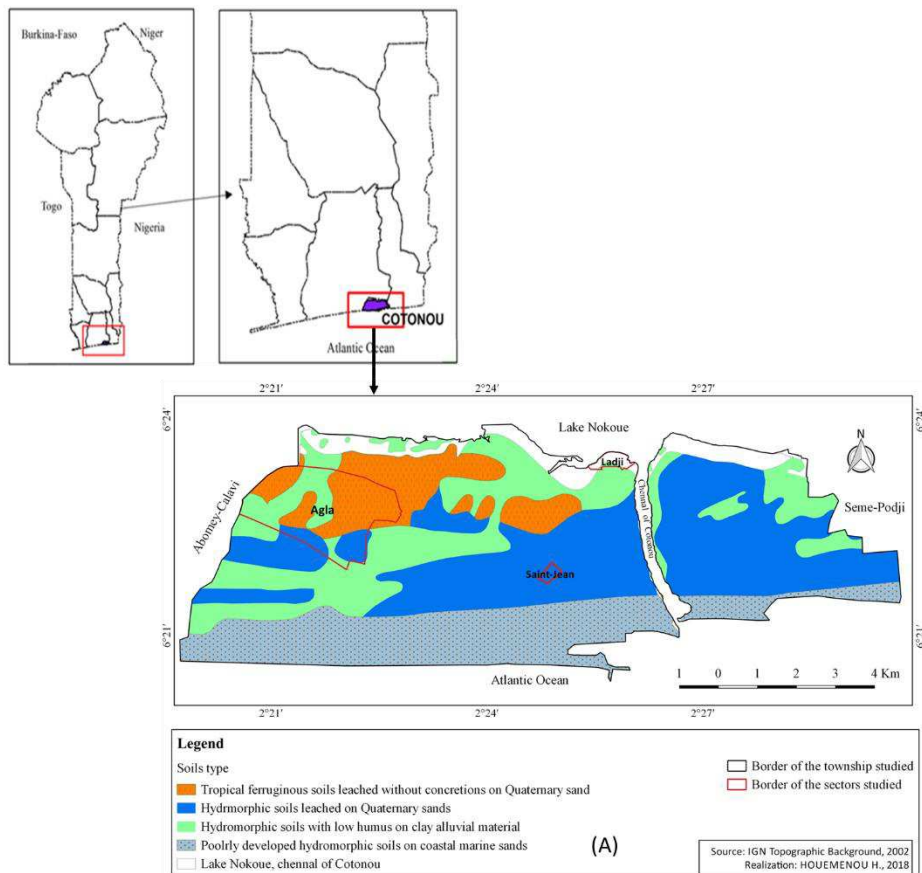


Figure 1. (A) Soil types in Cotonou; (B) Location of sampling sites at Agla; (C) Location of sampling sites at St Jean, (D) Location of sampling sites at Ladji.

(Groundwater sample for Yellow color; Pondwater sample for green color, Lake samples for orange color and Soils samples for red color. G4, G5, G6 and G7 are located in the Ganvié lacustrine village at 10 km from sampling point L14.

2.2 Geology and granulometry

Cotonou is located in the coastal sedimentary basin comprised of Quaternary (Holocene) sediments, which include facies of the littoral plain (sands) and alluvial deposits, underlain by sediments from the Mio-Pliocene (Continental Terminal), Paleocene and Upper Cretaceous (Maliki 1993). The Cotonou aquifer is based on the Quaternary aquifer identified at the level of the coastal sedimentary basin.

The particle size fractions found in "Holocene sediments" are composed of fine to medium sand (85%), silt (5.5%) and clay (9%). The content of fine particles (silts + clays) is less than 17% and those of sands can reach 95% (Oyédé 1991). They are therefore homogeneous sediments with a low clay content. Most of the silicates present in the barrier beaches are, in addition to silica itself, clays. These are kaolinite and smectites (including montmorillonite) for yellow sands and smectites only for white and brown sands. Traces of limestone from recent marine or coastal (lagoon) deposits frequently strewn with shell debris are also present (Boukari 1998). The granulometric analysis carried out by Oyédé (1991) and Maliki (1993) on the PU2 piezometer (not far from the beach and about 200 m from the Atlantic Ocean) made it possible to obtain the lithological section shown in the Figure 2.

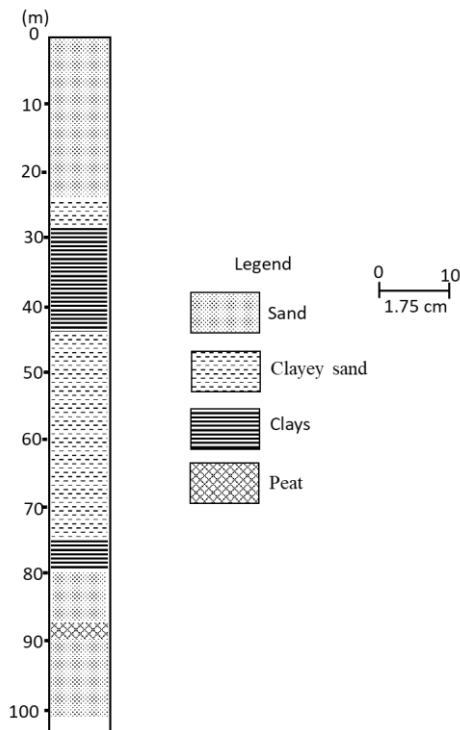


Figure 2. Lithological section of the PU2 piezometer ((Maliki (1993) modified))

2.3 Groundwater contamination by iron and manganese

The iron may have an oxidation state of +2 or +3. The stability of the ions Fe^{2+} , Fe^{3+} , $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, and $\text{Fe}(\text{OH})^+$ with respect to $\text{Fe}(\text{OH})^3$ and $\text{Fe}(\text{OH})^2$ precipitate or colloidal depends on pH, Eh, and the composition of the solution. Manganese presents three possible oxidation states in such environments rather than two (+2, +3, and +4) and can form a wide variety of mixed-valence oxides (Hem 1985). The chemistry of manganese is somewhat like that of iron. In general, manganese occurs as Mn^{2+} , which easily oxidizes to MnO_2 and may form stable organic complexes, as iron does. The main sources of Fe^{2+} include the dissolution of iron (II) bearing minerals and the reduction of iron oxyhydroxides ($\text{Fe}-\text{OOH}$) present in the sediments and clay minerals such as smectites (Appelo et al. 1994).

Very few studies have actually focused on metallic trace elements in groundwater and surface water. This is due to the absence or the limited data base on water resources in the coastal zone of southern Benin compared to other African countries. Moussa Boukari (1998) had shown that total iron contents are generally between 0.1 and 0.2 mg/L, which is below the WHO (World Health Organization) guideline of 0.3 mg/L. As far as zinc is concerned, the levels are between 0.5 and 1 mg/L and are also not harmful to water quality. Nevertheless, sectors with high zinc contents (2 to 3.5 mg/L) corresponding to the Central Cotonou area were obtained during the same period. The study carried out on well and borehole water used at the Houéyiho market garden site in Cotonou showed that these irrigation waters are contaminated with cadmium, lead and manganese; metallic trace elements produced from household waste used for fertilization (Yehouenou Azehoun Pazou et al. 2009). Low quality physico-chemical water can effectively promote the contamination of vegetable cultures and compromise human health.

In the shallow aquifer of the Godomey wellfield in southern Benin, high contents of total iron (0.5 mg/L in the Togba wells) and lead (0.18 mg/L in a well in Hèvié) were recorded. These values are above the Beninese standard of 0.3 and 0.05 mg/L respectively (Dovonou et al. 2015). These values are similar to those of (Azokpota 2005) who found iron and lead contents of 0.8 mg/L and 0.16 mg/L respectively in the waters of wells in the Cotonou districts where dyeing activities are carried out.

Inadequate wastewater management contributes to groundwater contamination by metallic trace elements in urban areas; and the consumption of wastewater poses risks of poisoning to human health (Roufai 2012). The toxicity of trace elements such as lead to human health can affect brain and nervous system development and increase the risk of high blood pressure and kidney damage (WHO 2018).

3. Material and methods

3.1 Water sampling

In the three neighborhoods in Cotonou, thirty-eight (35) sampling sites were selected as representative groundwater, ponds and Lake of the study area (Fig. 1A). In each neighborhood, groundwater wells were selected for sampling and, where/when possible, surface water samples (permanent and temporary pools, as

well as Lake Nokoué) were also included. Groundwater was sampled from the Quaternary aquifer via the large-diameter wells. The wells are separated by an average distance of ~200 m within the same neighborhood.

The trace elements and major ions of waters were analyzed 6 times between November 2016 to June 2018 in February (main dry season), June (main wet season) and October (small wet season), resulting in a total of 77 groundwater and 50 surface water samples. Other samples were collected in the centre of the Lake (G1, G2, G3) and near the Ganvié lacustrine village (G4, G5, G6 and G7) during dry season.

3.2 Soil sampling

In February 2018 (dry season), three soil profiles were carried out in Ladji, Agla and St Jean sites at L18, A11 and J11 respectively. Sites A11 and L18 are old garbage landfills (respectively, from 5 to 10 years), while J11 is a soil without landfills (Fig. 1). The samples were taken with a 5*20 cm auger. Soil samples were collected from the soil surface (horizon above the natural terrain) and every 20 cm depth of the unsaturated zone. The depth of investigation, which corresponds to the thickness of the unsaturated zone, is 40 cm for A11, 80 cm for L18 and 120 cm for J11. A total of fifteen (15) soil samples were collected and stored in polyethylene bags before being transported to the laboratory.

3.3 Water extraction method

For the analysis of metallic trace elements and major ions in soils, 200 g of soil is leached in 200 mL of milliQ water. The leachate is obtained after mixing by a stirrer for 1 hour and centrifugation for 10 minutes at 4000 laps per minutes. This extraction method used by (Blondel 2008) and (Cras 2005), promotes the leaching of elements weakly bound to the solid fraction of the soil and makes it possible to determine the distribution of the total content of trace elements and ions..

Water samplings from extraction, from groundwater and surface water were filtered in situ with disposable PP syringe and Durapore membrane (0.22 µm) and stored in acid washed HDPE bottles. Aliquots for cations and trace elements were acidified with ultrapure HNO₃ (1% v/v) to pH 2.

3.4 Analytical methods

Groundwater and surface water temperature (T°C), pH, redox potential (Eh), Electrical conductivity (EC), and dissolved oxygen (DO) were measured *in situ* using a WTW 3430i portable digital multiparameter.

Major ions are analyzed using the DIONEX model ICS-1100 ion chromatograph at the Hydrogeology Laboratory of the University of Avignon. The quality of the chemical analysis is verified by the calculation of ionic balances and validated if the value obtained is less than or equal to 5%.

Trace elements (Li, B, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Ba, Pb, and U) and the Rare Earths Elements (REE) were analyzed with Q-ICP MS (iCAP Q, Thermo Scientific® equipped with an Argon Gas Dilution in-line system) at 1% v/v HNO₃- at the AETE-ISO (Analyse des Elements en Trace dans l'Environnement et Isotopes) technical platform of the OSU OREME, University of Montpellier. The Argon Gas Dilution in-line system allows us to introduce the highly mineralized samples without previous dilution. Precision error was typically < 5%. SLRS-6, fresh water reference material, and CASS-6 and NASS-6 seawater reference materials for trace metals (National Research Council, Canada) were analyzed every 20 samples to check the analysis accuracy. Mean results are within the range of certified uncertainties. Precision error was typically < ± 5%. The results are presented in Tables 2, 3 and 4. The Ce/Ce* ratios were calculated using formula $Ce/Ce^* = C_{eNASC} / (L_{aNASC} * Pr_{NASC})^{0.5}$.

3.5 Granulometric method

The granulometric analysis was performed on the fifteen (15) soil samples collected. After removing the fraction less than 0.063 mm, each soil sample was subjected to a dry granulometric analysis on a sieve column (AFNOR series, Association Française de Normalisation). The sieves are shaken using mechanical systems such as Ro-TAP. The grains are classified according to their diameter and the fractions retained on the successive sieves (2 mm, 1 mm, 0.5 mm, 0.25 mm, 0.125 mm, 0.063 mm) are weighed. The classification adopted for the nature of sediments is that defined by Blott and Pye (2001). The particle size composition is expressed as a percentage (%) of the total sample weight.

3.6 Statistical analysis

The distribution of trace elements in water was done using descriptive analysis based on arithmetic average, minimum, maximum and standard deviation. The chemical analysis data were processed by PCA and AC using XLSTAT (Microsoft Excel add on). The PCA was used to classify sample locations on an observation chart, the trace elements and ions concentrations were analyzed to generate a correlation circle and associated Pearson's correlation matrix (significance level of 5%). The main objective of Cluster Analysis (CA) is to reveal an underlying relationships that is presumed to exist within a set of PCA observations. The degree of correlation between traces elements is represented by the distance between the clusters. Minerals that influence the solubility of the elements were identified by calculating the saturation index using PHREECQ 3.5.0 with wateq4f.

3.7 Geochemical modelling

The potential for dissolution and precipitation of the Mn- and Fe-bearing minerals was investigated with PHREEQC geochemical model (Parkhurst and Appelo, 1999). The results for the calculated saturation indices (SIs) for the common manganese oxide such as minerals Manganite (MnOOH), Bixbyite (Mn_2O_3), Pyrolusite (MnO_2), Hausmannite (Mn_3O_4) and iron oxide minerals such as Hematite (Fe_2O_3), Magnetite (Fe_3O_4), Goethite (FeOOH), freshly precipitated hydrous ferric oxide or ferrihydrite ($5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) are presented in the results.

4. Results

4.1 Trace element and rare earth element concentrations in surface waters and groundwater

The spatial distribution of trace elements such as Li, B, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Ba, Pb, and U in groundwater and surface water (ponds and Lake Nokoué) is different at each site as shown in the Figure 3.

In Ladj, the means concentrations are in decreasing order $\text{Mn} > \text{B} > \text{Fe} > \text{Ba} > \text{Li} > \text{Al} > \text{Zn} > \text{V} > \text{U} > \text{Mo} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Co} > \text{Pb}$. The most abundant elements are Mn, B, Fe, Ba, Li, Al, Zn, V, U and Mo with means values of 192.8 ± 185.8 , 165.07 ± 4 , 129.8 ± 261.6 , 105.6 ± 110.3 , 22.9 ± 30.4 , 17.1 ± 18.2 , 17.1 ± 18.2 , 6.4 ± 7.6 , 5.1 ± 8.5 and 3.4 ± 3.4 respectively (Table 1). The most abundant elements are B, Mn, Ba, Li, Fe, Al, Mo, Zn, V in Lake (saline water). Fe, V, Zn and Al are higher in groundwater and ponds compared to Lake Nokoué. On the other hand, Li, Ba, B and Mn are high in groundwater and Lake Nokoué compared to ponds. Mo and U are high only in groundwater (Fig. 3). Thus, the high values observed in groundwater could be due to influence of Lake water infiltration, anthropogenic contamination or mineral dissolution reactions.

In Agla, the means concentrations ($\mu\text{g/L}$) of trace elements in groundwater samples are in decreasing order $\text{Ba} > \text{Mn} > \text{Fe} > \text{B} > \text{Al} > \text{Zn} > \text{V} > \text{Mo} > \text{U} > \text{Cu} > \text{As} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Li} > \text{Co} > \text{Pb}$. The most abundant elements are Ba, Mn, Fe, B, Al, Zn, V and Mo with means values of 126.6 ± 109.3 , 114.1 ± 139.5 , 39.5 ± 24.5 , 26.9 ± 22.2 , 16.1 ± 12.7 , 2.6 ± 3.2 and 2.6 ± 2.7 , respectively (Table 1). Like in groundwater, Agla ponds have high concentrations for the same trace elements (Fe, Mn, Ba, B, Al, Zn, Mo and V) but in a different order. The decreasing order in pond is $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{B} > \text{Al} > \text{Ba} > \text{Zn} > \text{V} > \text{Mo} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Li} > \text{As} > \text{Co} > \text{U} > \text{Pb}$. Fe, Mn, B, Al, Mo and V have higher concentrations in ponds compared to groundwater (Fig. 3). This trend highlights the influence of ponds on groundwater in discharge areas due to surface water infiltrations.

In St Jean, the means concentrations were found to be in the decreasing order of $\text{B} > \text{Zn} > \text{Al} > \text{Mn} > \text{Fe} > \text{Ba} > \text{V} > \text{Mo} > \text{As} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{U} > \text{Li} > \text{Co} > \text{Pb}$. The most abundant elements are B, Zn, Al, Mn, Fe, Ba, V and Mo. The average values are of ($\mu\text{g/L}$) 54.6 ± 21.1 for B, 24.8 ± 21.9 for Zn, 23.5 ± 16.0 for Al, 20.8 ± 16 for Mn,

18.8±32.9 for Fe, 13.2±5.5 for Ba, 11.2±4.8 for V and 6.0±4.4 for Mo (Table 1). The anthropogenic contamination from leaching and mineral dissolution reactions was also evident. The concentration of Zn, V and Mo are high in St Jean groundwater compared with Ladji and Agla.

The large standard deviation values observed for Mn, B, Fe, Ba, Li, Al, Zn, V and Mo may indicate variability among the sampling sites. An example (Fig. 3), the high values obtained in Agla for Ba during the dry season at A4 (208 µg/L), A5 (260 µg/L) and A11 (414 µg/L), for Mn during the wet season at A2 (454 µg/L) and A9 (248 µg/L). In Ladji, L18 (472 µg/L) for Ba, L18 (999 µg/L) for Fe, L2 (341 µg/L), L7 (439 µg/L), L18 (643 µg/L) for Mn during the dry season. In St Jean, J5 (165 µg/L) for Fe, J5 (21 µg/L) for Mo and J6 (90 µg/L) for Zn during wet season.

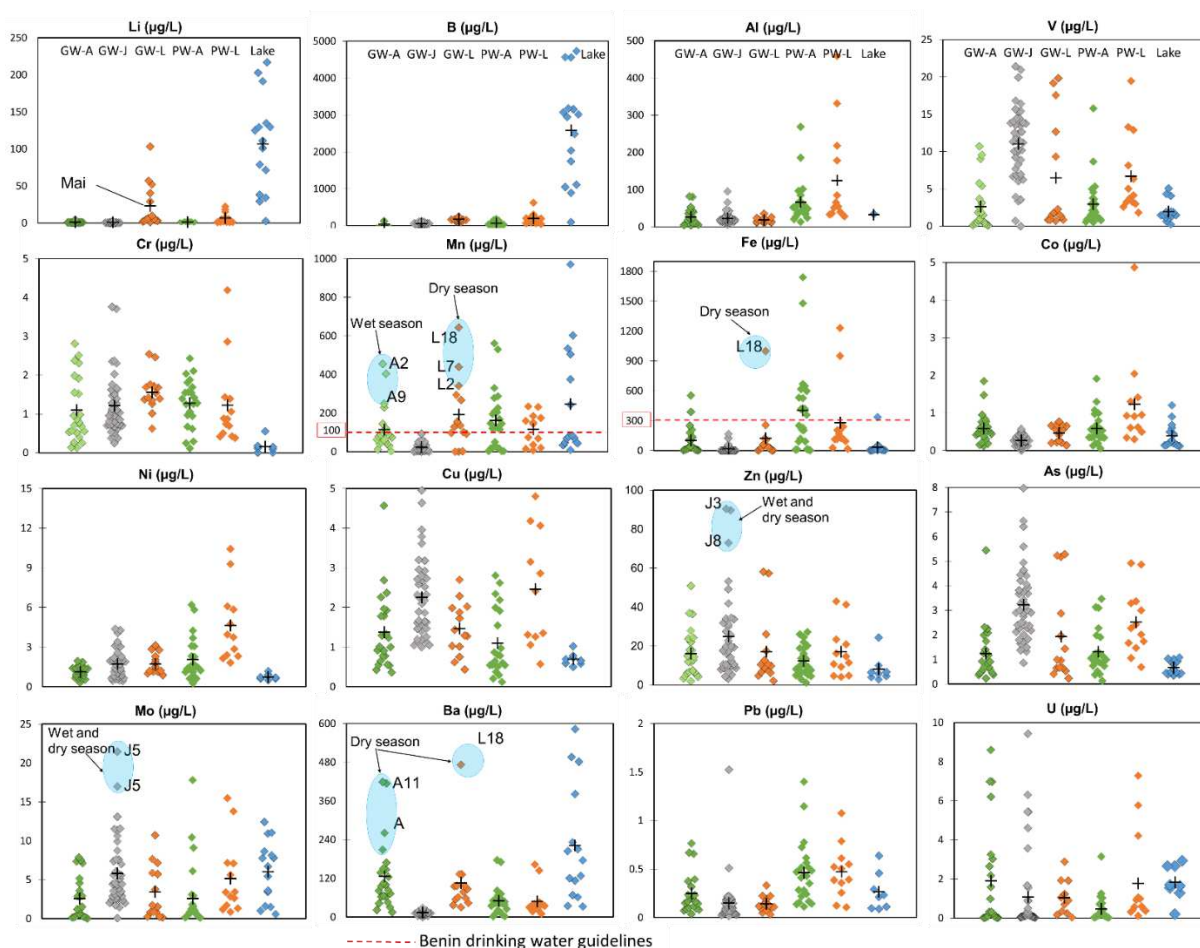


Figure 3. Concentration of trace elements in groundwater and surface waters for Agla, Ladji and Saint Jean sites. GW-L: Groundwater sampled in Ladji, GW-J: Groundwater sampled in St Jean, GW-A : Groundwater sampled in Agla, PW-L : Pond water sampled in Ladji, PW-A : Pond water sampled in Agla, Lake : Nokoué Lake

The REE concentrations of groundwater samples (Annex 10 and 11) are listed and the North American Shale Composite (NASC) normalized REE patterns are presented in Fig. 4. The total REE concentrations (Σ REE) ranged from 0.3 to 5.7 µg/L in St Jean, from 0.6 to 6.3 µg/L in Ladji and from 1.4 to 23.2 µg/L in

Agla. The total REE concentrations in groundwater samples from St Jean and Ladji are lower than those from Agla. Despite the similarity between the signatures of the REEs in groundwater (Fig. 4), small negative anomaly is observed in groundwater samples, when normalized by NASC. The Ce/Ce* ratios in groundwater varied from 0.41 to 1.11, from 0.67 to 1.08 and from 0.69 to 1.06 respectively in St Jean, Ladji and Agla. The lower Ce/Ce* anomalies are more pronounced during the small wet season (October) compared to the dry season (February).

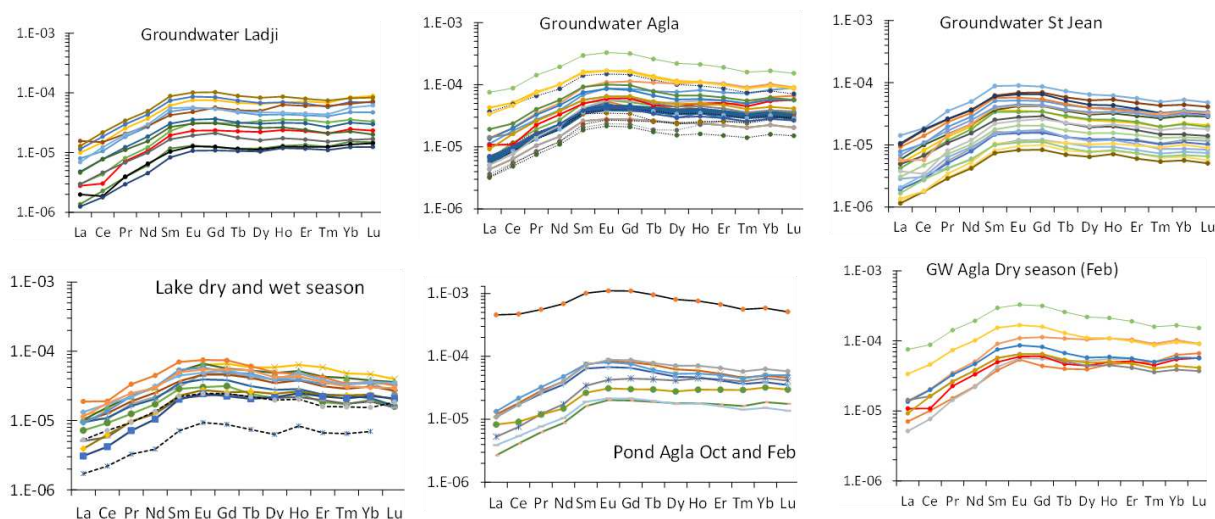


Figure 4. Shale-normalized REE patterns for groundwater and surface water

From all of the trace elements analyzed in groundwater from Agla, St Jean and Ladji, Fe and Mn are the only elements to reach concentrations above drinking water guidelines (Fig. 3; Annex 10 and 11). The Beninese quality standard for drinking water for Mn is 100 $\mu\text{g/L}$ (which varies a lot from the WHO guideline) and for Fe it is 300 $\mu\text{g/L}$. Mn and Fe are above these concentrations in groundwater, pond water and lake water at Agla and Ladji, but not at groundwater from Saint Jean. At Agla, 33.3 and 8.7 % of groundwater samples, 68.2 and 50.0 % for pond water are above the Benin guideline for Mn and Fe respectively in drinking water. At Ladji, 64.3 and 7.1 % of groundwater samples, 53.8 and 15.4 % for pond water are above the Benin guideline for Mn and Fe respectively. Lake water is only above the Benin guideline for Mn, and includes 40.0 % of the samples.

Table 1: Concentration of metallic trace elements ($\mu\text{g/L}$) in groundwater and surface water of Agla, Ladji and St Jean sites

	Li	B	Al	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Ba	Pb	U
GW-L	1.16-103.16	94.61-244.22	9.83-35.57	0.71-19.84	0.62-2.54	0.42-643.74	1.29-999.19	0.14-0.77	0.89-3.13	0.43-2.69	2.09-58.22	0.23-5.28	0.15-10.74	29.97-472.32	0.03-0.33	0.04-2.88
n=14	22.89±30.35	165.07±39.00	18.44±7.01	6.44±7.60	1.58±0.50	192.89±185.86	121.89±261.64	0.46±0.22	1.73±0.75	1.46±0.66	17.10±18.19	1.93±1.91	3.38±3.44	105.66±110.30	0.14±0.07	1.04±0.89
GW-J	0.03-2.12	25.42-115.57	6.823-94.94	0.72-21.41	0.24-3.76	0.36-64.09	1.01-165.54	0.06-0.57	0.44-4.37	1.00-6.18	3.14-90.40	0.85-6.64	1.45-21.44	3.76-28.03	0.02-1.53	0.03-5.43
n=40	0.65±0.52	54.62±21.12	23.54±16.01	11.23±4.80	1.22±0.79	20.77±16.86	18.85±32.98	0.27±0.12	1.74±1.08	2.44±1.24	24.88±21.95	3.10±1.35	6.01±4.41	13.21±5.49	0.15±0.24	0.48±1.06
GW-A	0.11-4.39	12.92-125.94	3.85-81.95	0.11-10.70	0.13-2.81	3.69-454.55	3.44-554.74	0.12-1.85	0.32-1.94	0.36-4.57	1.96-50.87	0.24-5.44	0.03-7.87	15.07-418.51	0.04-0.76	0.02-8.60
n=23	1.02±0.88	39.46±24.51	26.92±22.21	2.64±3.24	1.10±0.84	114.11±115.75	101.97±139.48	0.59±0.40	1.13±0.43	1.37±0.97	16.04±12.69	1.24±1.12	2.56±2.74	126.67±109.34	0.25±0.20	1.91±2.71
PW-L	1.03-22.06	41.61-619.44	28.34-458.90	1.82-19.47	0.38-4.19	7.32-235.38	17.85-1232.31	0.30-6.71	1.81-10.42	0.57-4.80	4.08-42.93	0.69-4.92	0.85-15.49	9.50-163.11	0.11-1.08	0.11-7.27
n=13	6.56±7.21	187.70±149.69	124.25±136.02	6.68±5.35	1.220±1.113	115.62±82.41	277.70±371.23	1.65±1.93	4.63±0.84	2.45±1.45	17.02±13.20	2.52±1.32	5.12±4.73	48.91±47.61	0.43±0.27	1.77±2.37
PW-A	0.23-4.15	8.51-174.03	13.29-268.87	0.56-15.78	0.11-2.48	3.03-561.08	4.05-1741.78	0.13-1.91	0.25-6.19	0.12-8.85	1.17-27.15	0.37-3.46	0.13-17.81	2.36-176.13	0.11-1.40	0.02-3.14
n=22	1.67±1.01	67.83±47.44	66.97±58.06	3.14±3.45	1.27±0.62	168.52±156.01	420.03±447.96	0.62±0.42	2.04±1.57	1.91±2.37	12.24±7.70	1.37±0.89	2.77±4.41	51.53±44.16	0.46±0.32	0.50±0.68
Lake	2.67-216.72	92.67-4729.87	29.72-34.89	0.23-5.06	0.0-0.55	8.38-970.45	2.34-336.02	0.12-1.20	0.49-1.40	0.49-1.02	2.23-24.39	0.34-1.08	0.59-12.43	32.50-583.11	0.07-0.64	0.21-2.93
n=15	106.47±65.19	2575.46±1421.21	32.31±0.97	1.96±1.39	0.11±0.14	247.68±287.38	35.98±84.25	0.39±0.33	0.84±0.27	0.71±0.16	6.02±5.54	0.68±0.27	6.04±3.93	221.49±179.79	0.19±0.16	1.27±0.92
WHO 2018			200			400	300		70	2000	5000	10	70	700	10	30
BENIN*		5000			50	100	300		20		3000	50		1000	50	30

Concentration are in $\mu\text{g/L}$, range (Minimum–Maximum) and Average \pm SD). GW-L: Groundwater sampled in Ladji, GW-J: Groundwater sampled in St Jean, GW-A : Groundwater sampled in Agla, PW-L : Pond water sampled in Ladji, PW-A : Pond water sampled in Agla, Lake : Nokoué Lake, n= number of samples, *Guidelines for drinking water quality in Benin.

4.2 Spatial variations of Mn and Fe concentrations and associated variations in groundwater chemistry

4.2.1 Changes in groundwater Mn and Fe concentrations with DO and pH

The pH values are relatively similar for groundwater from Ladji (6.7-7.8) and St Jean (6.7-8.1), and from the lake (6.9-7.9). In comparison, Agla has some sites where groundwater is lower, with pH values ranging between 5.8-7.8. In addition, the ranges of dissolved oxygen (DO) at Agla also show lower minimum values (0.0 - 8.5 mg/L) compared with Ladji (0.1 – 7.3 mg/L) and at St Jean (0.7 - 7.8 mg/L). The Figure 5 illustrates that the high Mn concentrations at Ladji and Agla (up to 643 and 454 $\mu\text{g/L}$ respectively) are associated with DO values < 5 mg/L and circumneutral pH. The highest Fe concentrations at Agla and Ladji (555 and 999 $\mu\text{g/L}$ respectively) are associated with very low DO concentrations (<1 mg/L). Other sites with relatively high Fe concentrations (ie. 100-400 $\mu\text{g/L}$) there is no correlation with either DO or pH.

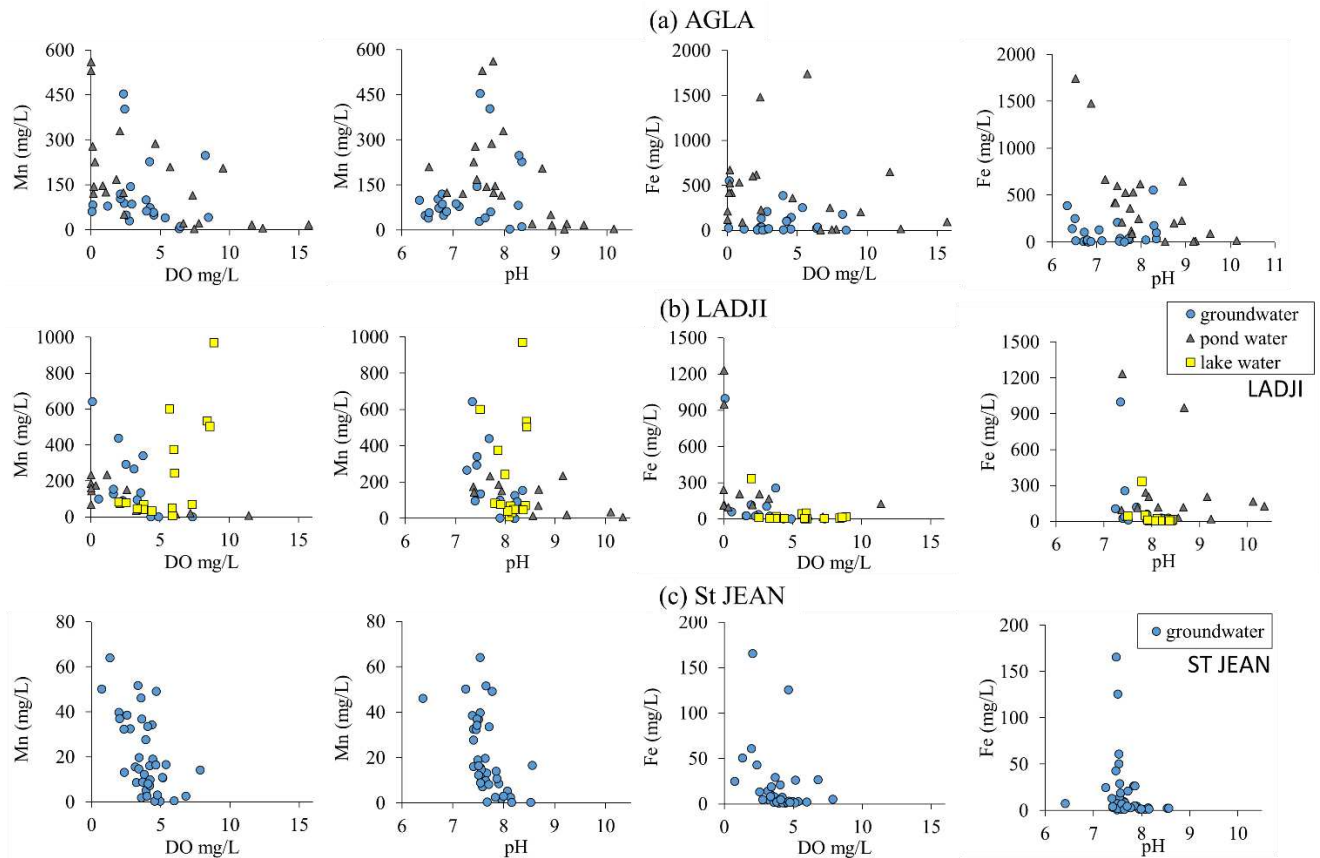


Figure 5. DO and pH with Mn and Fe concentrations in groundwater, pond water and lake water for all sites.

4.2.2 Mn and Fe mineral saturation indices

The calculated values of the saturation indices (SIs) show a difference between common Fe and Mn minerals (Fig. 6). The groundwater samples in Ladji, Agla and St Jean are undersaturated or near saturation ($SI \leq 0$) with Mn-bearing minerals such as manganite ($MnOOH$), bixbyite (Mn_2O_3), pyrolusite (MnO_2) hausmannite (Mn_3O_4) and ferrihydrite $Fe(OH)_3$. This suggests that the dissolution of these minerals could contribute to the increase of Mn and Fe concentrations in groundwater. In contrast in Ladji and Agla, some samples at St Jean showed $SI > 0$ indicating that the precipitation process of Mn-bearing minerals may promote to the low Mn concentrations in groundwater at St Jean. In comparison, the supersaturation ($SI > 0$) with Fe minerals such as hematite (Fe_2O_3), magnetite (Fe_3O_4), goethite ($FeOOH$) and also ferrihydrite suggest that there is little potential for the dissolution of Fe-bearing minerals to contribute to the high Fe concentrations in groundwater

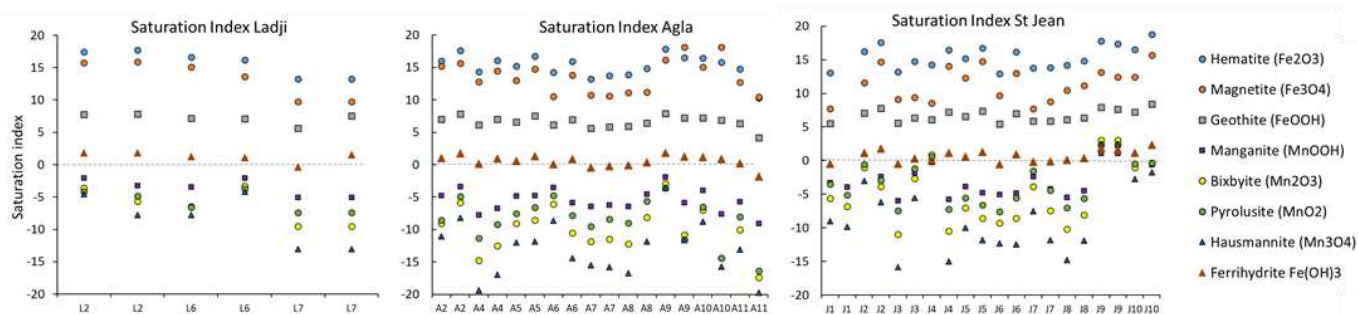


Figure 6. Saturation indices of Mn- and Fe- bearing minerals for groundwater sampled at Agla, Ladji and St Jean.

4.2.3 Principal Component Analysis for Mn and Fe

The variations of Fe and Mn with key chemical parameters (DO, pH, DOC, NH₄) in the shallow groundwater of the Cotonou coastal aquifer as well as major ions (data from Houéménou et al. 2019) and other trace elements (Li, B, Al, V, Zn, Mo and Ba) in Nokoué Lake are analysed using a PCA (Principal Component Analysis). Table 2 and Figure 7 summarize the PCA results in groundwater and Lake, respectively.

In Ladji, F1 and F2 axis explain 73.9% of the total variance (Table 3). The main F1 axis (46.3% of the variance) is shows that Mn and Fe are positively correlated with DOC and NH₄. These two elements (Fe and Mn) are negatively correlated with pH and DO. This indicates that the increase in Mn and Fe concentrations in groundwater may be due to an increase in DOC and NH₄. The PCA analysis on Lake Nokoué samples (Fig. 7.) shows that Ba, Fe, Zn, Mn and V sites have a different origin than Cl, Na, Ca, SO₄, Li and B. The high concentrations of Fe and Mn in Lake Nokoué (e.g. sites G5, G6 and G7) are not due to contact with the Atlantic Ocean, unlike the ions Cl, Na, Ca, SO₄, Li and B.

In Agla, three axis are extracted, together explaining 86.7 % of the total variance. F1 axis (42.7 % of the variance) shows a strong positive correlation between Mn with NH₄, DOC and pH and weakly correlated with DO. Fe shows a positive but weak correlation with NH₄, DOC, pH and DO. On the F2 axis, NH₄ is negatively correlated to DO. Fe is correlated with F3 axis.

In St Jean, the three axis F1, F2 and F3 are considered, describe 72.1 % of the total variance. On F1 axis, Mn and to a lesser extent Fe are negatively correlated with pH and DO. F2 axis is positively correlated with NH₄, COD and negatively correlated with DO, Fe and Mn. On F3 axis, Fe and COD are moderately correlated.

The anaerobic decomposition of organic material which contribute an increase of NH₄ concentrations could play significant role in the increase of Fe and Mn concentrations in Agla and Ladji compared in St Jean. The input of high DOC concentrations in groundwater in Agla and Ladji via ponds can promote the reductive dissolution of iron and manganese oxide minerals.

Table 2: Matrix of principal components

Parameters	Ladji			Agla			St Jean		
	Component F1	Component F2	Component F3	Component F1	Component F2	Component F3	Component F1	Component F2	Component F3
pH	-0.44	0.79	0.14	0.82	0.38	-0.29	0.75	0.11	0.12
DOC	0.75	0.46	0.00	0.92	0.02	-0.25	-0.14	0.71	0.54
NH4	0.54	0.68	0.38	0.59	-0.71	-0.18	-0.24	0.68	-0.47
Mn	0.89	-0.30	0.02	0.67	-0.40	0.38	-0.77	-0.32	-0.25
Fe	0.75	-0.41	0.33	0.30	0.07	0.90	-0.46	-0.28	0.61
DO	-0.60	-0.34	0.68	0.40	0.83	0.09	0.83	-0.23	-0.05
% total variance	46.31	27.63	12.24	42.75	25.02	18.95	35.60	20.23	16.23
Cumulative %	46.31	73.94	86.18	42.75	67.78	86.73	35.60	55.83	72.06

Bold Figures indicating values ≥ 0.5 , show a high correlation

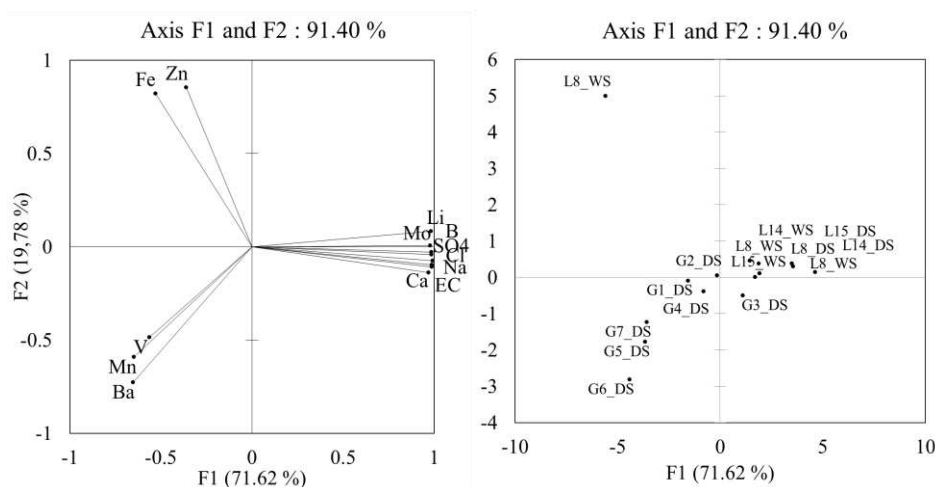


Figure 7. Principal Component Analysis in Lake samples. WS (Wet Season), DS (Dry season).

4.3 Seasonal changes in groundwater Mn and Fe concentrations and associated changes in groundwater chemistry

For the 23 groundwater sampling sites, there are time series for seasonal Mn and Fe concentration data between 2017 and 2018 (Fig. 8). Greatest seasonal changes in Mn and Fe concentrations were observed between October (small wet season) and February (dry season). For groundwater sampled at L2 and L7 in Ladji, dry season conditions results in increases in Mn (by 341-439 $\mu\text{g/L}$) and Fe (by 119-256 $\mu\text{g/L}$) compared to small wet season. The Mn concentrations at site L11 and L6 sites do not follow the same evolution as Fe during the dry season. Mn increases (up to 155 $\mu\text{g/L}$ for L6 and 135 $\mu\text{g/L}$ for L11) while Fe remains relatively low (12 and 27 $\mu\text{g/L}$ for L11 and L6, respectively).

In Agla, groundwater at six of the eight wells sampled (A4, A5, A6, A8 and A10) show an increase in Mn (by 61-101 $\mu\text{g/L}$) and Fe (by 23-555 $\mu\text{g/L}$) during dry season. The small wet season shows an increase in Mn concentrations at A2 (up to 455 $\mu\text{g/L}$), A7 (up to 120 $\mu\text{g/L}$) and A11 (up to 79 $\mu\text{g/L}$) associated with a decrease in Fe (up to 39 $\mu\text{g/L}$ for A2, 7 $\mu\text{g/L}$ for A7 and 61 $\mu\text{g/L}$ for A11).

In St Jean, seven of the ten groundwater wells (J1, J2, J4, J6, J7, J8 and J9) show an increase in Mn (by 13-93 µg/L) associated with a decrease in Fe (by 1- 4 µg/L) during the dry season. The same trend is observed during the wet season at J5 where the Mn increased from 39 to 64 µg/L while Fe decreased from 61 to 50 µg/L. Some sites such as A9 and L2 have relatively high Mn and Fe concentrations during the small wet season (October) and the dry season (February).

From these sites with time series data, the dry season result in Mn concentrations above the drinking water guidelines for 44.4 % of the sites at Agla, and for all of the sites at Ladji. The dry season also results in 22.2 % of the sites at Agla with Fe concentrations that are above the drinking water guideline.

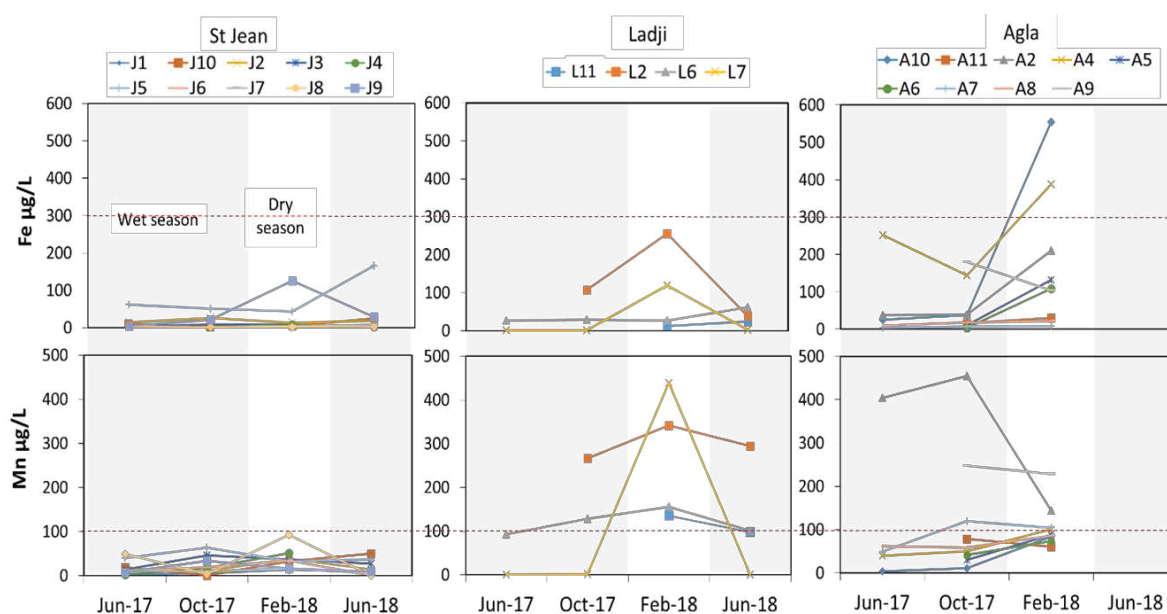


Figure 8. Temporal variation between Mn and Fe at each site with time series data at St Jean, Ladji and Agla compared with the Benin drinking water guideline (red dotted line).

The percentage changes between the months of February (dry season) and October (small wet season) are showed in Figure 9. These graphs highlight the increases in both Mn and Fe (Fig. 9a) during the dry season (February) compared with the small wet season (October) for most of the samples. However, there are a few outlying samples at St Jean and Agla that show dry season decreases in both Mn and Fe concentrations.

For Mn concentrations the changes between the wet and dry seasons are negatively correlated with dissolved oxygen (DO), with a greater correlation observed at St Jean ($R^2 = -0.8$) compared with Agla ($R^2 = -0.1$) (calculations of Ladji correlations were not possible due to small sample size; Fig. 9b). The low correlation at Agla is due to 2 samples that have small Mn increases (8-23%) in the wet season associated with a wet season increase in DO. Mn concentration changes are also negatively with pH, with a greater correlation observed at St Jean ($R^2 = -0.4$) compared with Agla ($R^2 = -0.8$) (Fig. 9c). In comparison, seasonal changes in the Fe concentrations are not correlated with DO concentrations, with an R^2 of -0.04 at Agla, and -0.06 at St Jean (Fig. 8e) and neither not with pH (R^2 of -0.06 and -0.01 at Agla and St Jean respectively; Fig. 9f).

The seasonal changes in Fe and Mn concentrations are weakly positive with the Ce/Ce* anomaly at St Jean ($R^2 = 0.2$ for Mn and 0.04 for Fe) where dry season increases are associated with Ce/Ce* increases (Figs. 8d and g). In contrast, at Agla the Ce/Ce* anomaly mostly decreases with increases in Mn and Fe. This could indicate the effects of high organic matter on Ce/Ce* anomalies at Agla, since this area has many low elevation areas that are frequently inundated, and is discussed further below.

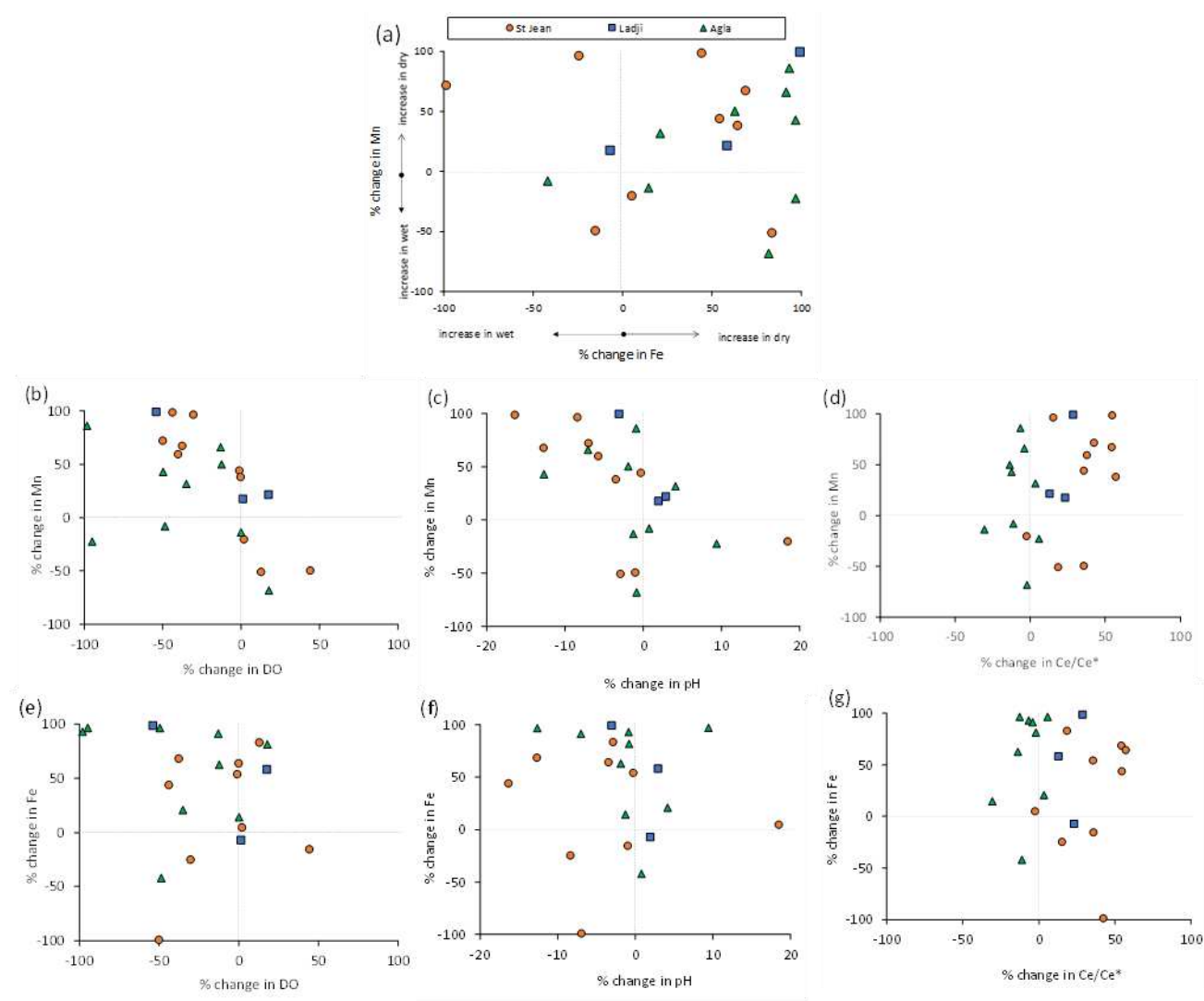


Figure 9. Percentage change in both dry and wet seasons at each site with time series data at St Jean, Agla and Ladji.

4.4 Soil profiles and trace elements

The soils studied in L18 (Ladji), A11 (Agla) and J11 (St Jean) sites show textural variability between sites (Fig. 10). Overall, the unsaturated zone of the coastal aquifer in Cotonou is of sandy and silt-clayey-sandy type except in certain areas where there is a low gravel content. During soil analysis, the depth of the unsaturated zone ranged from 40 cm at Agla, 80 cm at Ladji and 120 cm at St Jean. In Ladji, the soil sampling site (L18) is

characterized by a silt-clay-sand texture with an average of 52.8% silts and clay, 45.7% sand and 1.4% gravel (Fig. 10o). The surface horizons (0-20 cm) and at depths closer to the saturated zone (60-80 cm) contain sediments composed respectively of fine to medium low clay sand and clayey sands compared to the intermediary horizon (20-60 cm) where clay and silt have accumulated. In Agla, the sampling soil site (A11) is dominated by a sandy-clayey texture with an average of 76% sand, 19.8% clay and 4.1% gravel (Fig. 10n). There is a horizon consisting of medium to coarse clayey fine sands (0-20cm) and an accumulation horizon of very little clayey medium fine sand (20-40cm). In St Jean, J11 site is characterized by a sandy texture with an average of 98.3% sand, 1.6% clay and silt, and 0.1% gravel (Fig. 10m). The soil site at St Jean shows a homogeneous profile of medium sand along the unsaturated zone (0-120 cm).

The vertical evolution of the electrical conductivity (EC), major ions (NO_3 , Ca, Cl, Na, HCO_3) and trace elements (Fe, Mn, Zn, Al, B, V, Ba, Mo) in the soil leaching are presented in Figure 9. Water from soil leaching in Agla and Ladji was extracted from sediments collected from garbage landfills compared to St Jean that was collected from soil without a landfill. The EC is higher in Agla and Ladji (landfill sites) compared to St Jean (no landfill). The EC at the surface horizon (0-20 cm) ranges from low values at St Jean (92-156 $\mu\text{S}/\text{cm}$), medium values at Ladji (448-796 $\mu\text{S}/\text{cm}$), and higher values at Agla (1525-1617 $\mu\text{S}/\text{cm}$). At greater depths (>20 cm), values decrease at St Jean (35-67 $\mu\text{S}/\text{cm}$) and Agla (up to 288 $\mu\text{S}/\text{cm}$), whereas at Ladji the EC values increase (1080-1217 $\mu\text{S}/\text{cm}$)

In Ladji (Fig. 10i), the increase in EC is greater between 40-60 cm and is accompanied by an increase in major ions including Na (167.9-212.7 mg/L) and Cl (58.9-77.9 mg/L) compared to Ca and HCO_3 which remain relatively stable throughout the profile. NO_3 only accumulates on the soil surface, indicating the contribution of relatively recent contamination due to human activities (Zhou, Peng, and Pan 2004; Bouih et al. 2005; Kadjangaba et al. 2018). The figures 10i, j and k show that most trace elements (with the exception of B and Mo) accumulate in the surface horizon (at 20 cm depth) and gradually decrease in concentrations with depth (up to 60 cm). The silty-clayey texture present on the horizon at 20-60 cm probably facilitated the retention of these trace elements during surface water leaching (landfill waste water, ponds and lake water). The concentration of Fe (up to 9632.2 $\mu\text{g}/\text{L}$) in this clay-rich zone is particularly elevated compared with other trace elements, including Al (5704.2 $\mu\text{g}/\text{L}$), V (17.9 $\mu\text{g}/\text{L}$), Mn (138.7 $\mu\text{g}/\text{L}$), Zn (632.4 $\mu\text{g}/\text{L}$) and Ba (62.4 $\mu\text{g}/\text{L}$).

In Agla (Fig. 10h), the increase in EC in the shallow zone (0-20 cm depth) is associated with an accumulation of HCO_3 (382-500 mg/L), Cl (73.3 to 100.6 mg/L), Na (56.4 to 81.0 mg/L), Ca (104.3 to 112 mg/L) and trace elements such as Fe (665.1 to 1192.9 $\mu\text{g}/\text{L}$), Zn (8.9 to 15.5 $\mu\text{g}/\text{L}$) and Ba (18.5 to 25.9 $\mu\text{g}/\text{L}$). Mo (from 29.5 to 8.3 $\mu\text{g}/\text{L}$), Mn (from 69.5 to 3.7 $\mu\text{g}/\text{L}$), B (from 217.6 to 28.8 $\mu\text{g}/\text{L}$) decrease with depth compared to NO_3 (from 0 to 14.7 mg/L), V (from 9.3 to 51.4 $\mu\text{g}/\text{L}$) and Al (from 72.5 to 309.7 $\mu\text{g}/\text{L}$) that increase with depth. Thus, high concentrations of HCO_3 , Cl, Na, Ca, Fe, Zn and Ba in horizons close to the soil surface may be due to enrichment from the surface water or related to the evaporation effect (Houéménou et al. 2019). In ponds, the concentrations of Fe and Ba are high, up to 1741.7 $\mu\text{g}/\text{L}$ and 176.1 $\mu\text{g}/\text{L}$, respectively.

In St Jean (Fig. 10d), the high EC observed in the surface horizon (0-20 cm) is accompanied by an relatively high concentrations of Cl (20.5 mg/L), Mn (139.5 µg/L), Zn (487.1 µg/L) compared to HCO₃, Na, Ca and Mo which remains relatively stable throughout the profile. NO₃, Ba, B, V, Al and Fe are accumulated both in the soil surface and in the deep horizon. The quasi-sandy texture of the sediments (Fig. 10m) seems to promote the transfer of pollutants from the unsaturated zone to accumulate in groundwater. The respective concentrations in the surface horizon and in the deep horizon for each element are 2.3 and 3.7 mg/L for NO₃, 23.1 and 7.4 µg/L for Ba, 7.8 and 5.8 µg/L for V, 9.5 and 13.7 µg/L for B, 4255.1 and 4569.3 µg/L for Al, 2267.4 and 1132.5 µg/L for Fe respectively.

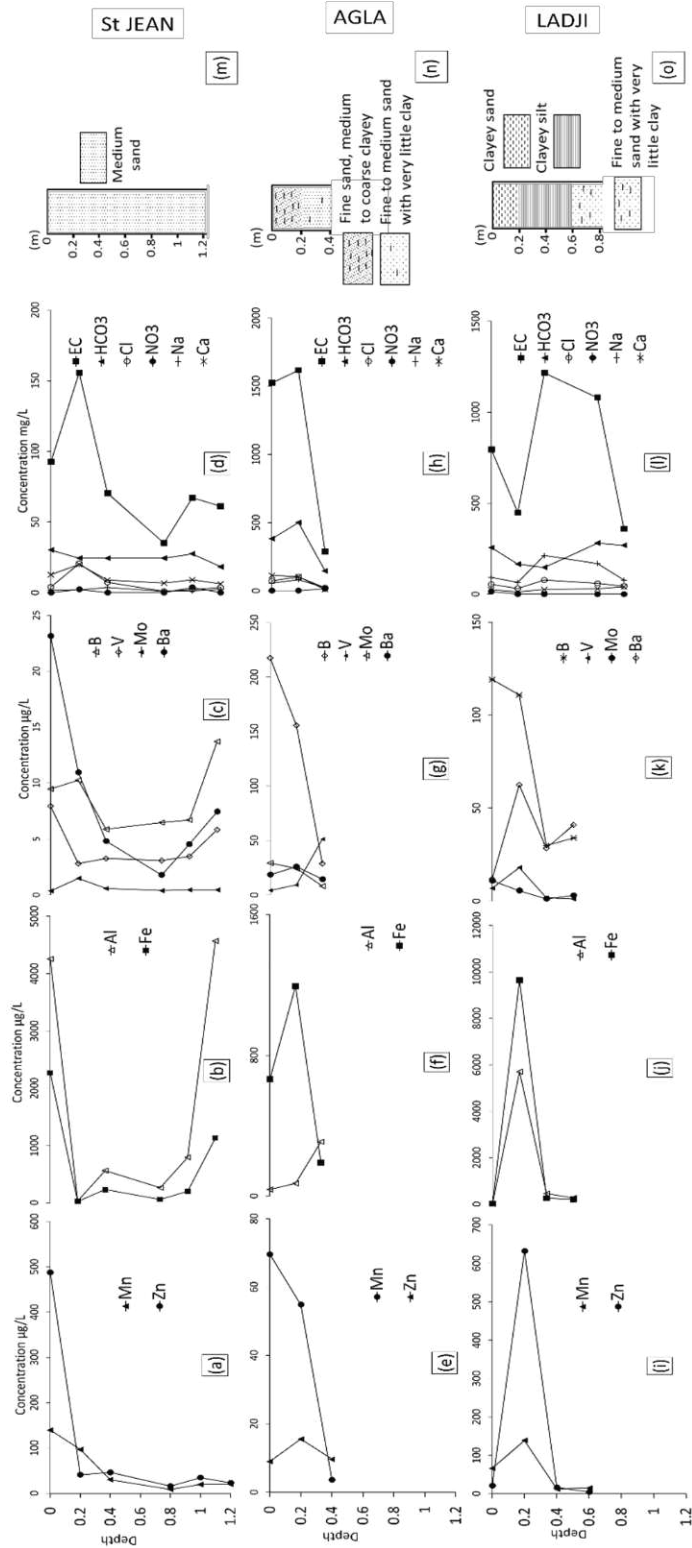


Figure 10. Vertical evolution of EC ($\mu\text{S/cm}$), major ions (mg/L) and trace element ($\mu\text{g/L}$) contents. Profile J11 (a, b, c and d); Profile A11 (e, f, g and h); Profile L18 (i, j, k and l)

5. Discussion

5.1 Processes controlling Fe and Mn concentrations

A schematic of the main processes controlling Fe and Mn concentrations at each site are presented in Figure 11. The dissolution of Fe/Mn oxide-hydroxide minerals in reduced aquifers is a common source of Fe and Mn in groundwater (Hem 1972; Thomas et al. 1994). The oxides of Fe (III) and Mn (IV) previously formed under oxidizing conditions are reduced to Fe (II) and Mn (II) which are readily mobilized in the aquifer (Gounot 1994; Borch et al. 2010). According to Thomas et al. (1994), the reductive dissolution of manganese oxides occurs for the Eh values ranging from 100 to 600 mV where the pH ranges from 5-8 (pH values observed in this study range from 5.8 to 8.1). In comparison, the microbial decomposition of organic matter and the reductive dissolution of Fe(III) oxyhydroxides occurs under more anaerobic conditions; within the Eh range from 0 to -500 mV. Eh values of groundwater from this study ranges from 42 – 598 mV. This suggests that redox-controlled mineral dissolution reactions at all sites are likely a main factor controlling the high concentrations of Mn in solution but not Fe. In addition, in Agla, the increases in Mn concentrations in the dry season are weakly correlated with decreases in groundwater DO concentrations (Fig. 9b), whereas the increases in dry season Fe concentrations are not correlated with changes in DO concentrations (Fig. 9e). The results of the geochemical modelling also confirm that groundwater has the potential to dissolve several common Mn-bearing minerals (Fig. 6). On the contrary, groundwater samples were super-saturated with respect to common Fe oxide-hydroxide minerals, thus indicating that mineral dissolution was not a major driver of high Fe concentrations in groundwater at all sites sampled in this study.

The reductive dissolution of the Mn-bearing minerals (Mn (IV) (oxyhydr)oxides) that mobilises Mn in groundwater may be driven by the transfer of young organic matter from pond waters into the aquifers. Dissolved organic carbon (DOC) concentrations in groundwater are elevated at Agla and Ladji (average DOC = 13.8 and 13.9 mg/L respectively) compared with St Jean (average DOC = 7.1 mg/L), which is likely due to recharging waters from ponds (DOC data from Houéménou et al., 2019). The ponds at both Agla and Ladji have high DOC concentrations (average DOC = 24.3 and 27.83 mg/L respectively) compared with the lake water (average DOC = 3.1 mg/L). From the PCA, increases in Mn are correlated with increases in DOC at Ladji and Agla. McDonough et al. (2020) showed that reduced dissolved species of Fe(II) and Mn(II) are positively correlated with DOC concentrations in groundwater. Thus, the redox conditions favoring the increase in Fe and Mn are largely controlled by the increase in COD. Mn-oxides and Fe-oxides are used as alternative electron acceptors to DO in the presence of DOC under anoxic conditions by bacteria (Appelo et al. 2005). Organics matter can stabilize Fe and Mn in waters by forming organic complexes with them, leading to elevated Fe and Mn concentrations in groundwater (Weng et al. 2007; McDonough et al. 2020). Where there are high organic matter compositions in reducing groundwater conditions this can result in a decrease in the Ce/Ce* anomalies (Davranche et al., 2015). The effects of increased mixing with organic matter on the Ce/Ce*

anomalies are predominantly observed at Agla, where the change in Ce/Ce* anomaly during the dry season is low compared with Ladji and St Jean (Fig. 9.d). This may indicate higher organic matter transfers to the groundwater from the ponds in Agla, compared with the ponds in Ladji. The anaerobic decomposition of organic material can also result in elevated concentrations of NH₄ and decreases in NO₃ in reducing waters (Lovley 1991; Ferro 2003). According to the PCA, Mn are well correlated with NH₄ at Ladji and Agla relating its release to organic matter decomposition and the source of Mn appears to be the Mn-oxides being reduced.

The infiltration of Mn and Fe from surface waters into the aquifer during the dry season may also contribute to increases in groundwater Mn and Fe concentrations at Ladji and Agla. Surface waters include the infiltration of pond water or lake water into the aquifers. From a previous study in Ladji (Houéménou et al. 2019), the ¹⁸O and ²H data indicate that there is dry season mixing between the lake and groundwater, and there are evaporation processes that effect groundwater major ion chemistry. Therefore, these processes also potentially control trace element concentrations. According to the PCA analysis, the high concentrations of Fe and Mn in Lake Nokoué are not due to contact with the Atlantic Ocean. In addition, the reference values certified by the National Research Council Canada (Canada 2016), Fe and Mn (µg/L) have low levels in seawater (CASS-6: 2.22 ± 0.12 for Mn, 1.56 ± 0.12 for Fe). Instead, the high Fe and Mn concentrations in the lake water may be due to desorption mechanisms from sediments (Russak, Sivan, and Yechieli 2016). At Ladji, where there is both infiltration from lake and pond water, it is the recharge from pond water that potentially contributes to the high Fe concentrations because lake water Fe concentrations are below maximum groundwater values (Fig. 5b). In contrast, it is the recharge from lake water that potentially contributes to the elevated concentrations of Mn in groundwater (Fig. 5b). According to Weng et al. (2007) and Pezzetta et al (2011), the release of iron and manganese in groundwater can be enhanced by contact with a saline solution. In Agla, in many areas the decrease in rainfall between the small wet to the dry season results in a change from (sub)artesian groundwater to hydraulic heads that are below the ground surface. Therefore, the numerous ephemeral ponds at Agla in the small wet season have the potential to recharge the aquifer during the dry season and stable isotope values have confirmed this pond water recharge (Houemenou et al., 2019). Ponds analysed in this study have both Fe and Mn concentrations higher than groundwater (Fig. 5a). Therefore, direct infiltration from pond waters at Agla has the potential to result in both the high Fe and Mn concentrations in groundwater. In West Bengal and Bangladesh, the studies showed that the addition supply of organic matter caused by infiltration from surface water may promote a release of supplemental amounts of Fe and Mn into groundwater (Neidhardt et al. 2013; Farooq et al. 2010; Sutton et al. 2009)

Desorption and sorption processes of Fe and Mn, in either the unsaturated or saturated zone may also contribute to changing Fe and Mn concentrations. The soil samples highlight that Fe concentrations are relatively high in the unsaturated zone in areas where the sediments are rich in clay, such as at Ladji (Fe up to 9632.19 µg/L) compared with the relatively clay-poor soil profiles of St Jean (Fe up to 2267.4 µg/L) and Agla (Fe up to 1192.9 µg/L). In comparison, Mn concentrations between soil profiles are less variable, with concentrations up to 138.6, 139.5 and 69.5 µg/L at Ladji, St Jean and Agla. Therefore, spatial variations in the

infiltration of Fe in water from the land's surface (pond water or rainfall runoff) to the water table is likely to be heavily influenced by the location of clay-rich sediments in the unsaturated zone. In addition, the transfer of trace elements from the soil can depend on other factors, including soil water chemistry (e.g. pH) and organic matter composition (e.g. Tahervand and Jalali, 2016). Since the contamination of groundwater from septic and sewerage systems in the three regions is common (Houéménou et al. 2019), the evolution of trace element concentrations from the unsaturated to the saturated zone is also likely to be influenced by inputs from waste water during leaching (Leung and Jiao 2006). According to Toribio and Romanyà (2006) and Kania et al. (2019), the high organic matter (e.g. sewage and septic tank) content of sediments can influence the mobility of trace elements, either they are retained in the sediments by the organic matter bound to the particles (e.g. Mn and Zn) or promote their leaching by the mobility of the organic matter.

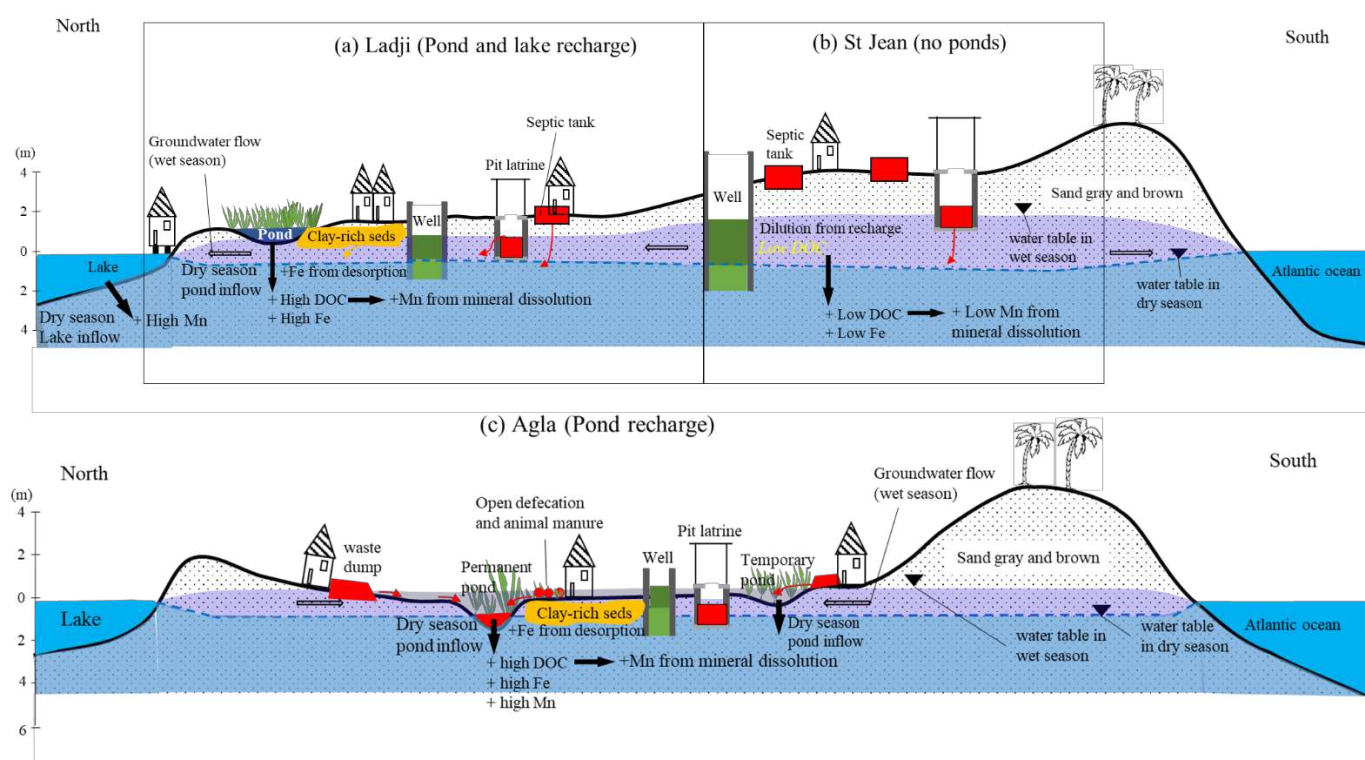


Figure 11. Schematic of conceptual model for Mn and Fe contamination sources at (a) Ladji, (b), St Jean and (c) Agla.

5. 2 Human health risks

Diseases related to trace element contamination of drinking water are major risks to human health. The concentrations of trace elements analysed in shallow groundwater at each of the three sites (Ladji, Agla and St Jean) in Cotonou were compared to WHO (2018) and national guidelines for drinking water quality, Decret N° 2001-094 (Table 1). The results show that the concentrations of the trace elements in groundwater of studied area (with the exception of Mn and Fe) are below the guidelines drinking water quality in the Republic of Benin and those established by the World Health Organization (WHO 2018). Mn concentrations are above Benin

drinking water guidelines (300 µg/L) at L2, L7, L6, L18 sites in Ladji and at A4, A2, A7 and A9 sites in Agla. Fe concentrations are above Benin drinking water guidelines (100 µg/L) at A4 and A10 in Agla and at L18 sites in Ladji (Fig. 3). In Brong-Ahafo, Ashanti and Western regions (Ghana), drinking water in Ghana produced from groundwater is contaminated by iron and manganese with concentrations above respectively 300 µg/L and 400 µg/L, the drinking-water guideline value commonly accepted for Fe and Mn (Buamah et al. 2008). Drinking water contaminated with manganese can pose a significant risk to human health. The United States Environmental Protection Agency report (USEPA 2004) mentioned that the health effects included lethargy, increased muscle tonus, tremor and mental disturbances. In both Bangladesh and the United States, children who consumed well water with an average Mn concentration of 793 µg/L, were exposed at the risk for Mn-induced neurotoxicity (Wasserman et al. 2006).

6. Conclusion

This study developed a quality dataset on trace element concentrations in Cotonou groundwater, which can serve as a resource for future research on the geochemistry of Mn and Fe in particular. Geochemical data showed that groundwater is contaminated by Fe and Mn, the only trace elements with concentrations are below the Beninese health guideline (100 µg/L and 300 µg/L for Mn and Fe respectively). Mn concentrations are above Benin drinking water guidelines (300 µg/L) at L2, L7, L6, L18 sites in Ladji and at A4, A2, A7 and A9 sites in Agla. Fe concentrations are above Benin drinking water guidelines (100 µg/L) at A4 and A10 in Agla and at L18 sites in Ladji. The high Mn concentration is explained by dissolution process from water-rock interaction. Also, given the increase of DOC and redox condition (low Eh), the high Mn and Fe in groundwater is controlled by denitrification process in reduced environments and by Fe-reducing microorganism decomposition. Drinking water contaminated with manganese can pose a significant risk to human health. The main factors controlling Mn and Fe concentrations in groundwater are redox conditions which are explained by increase of Fe and Mn in dry season when Eh values are ranged from 42 to 500 mV. In reduced environments (low Eh), denitrification process is followed by the reductive dissolution of Mn oxides. The presence of organic matter and microbial activities contribute to the increase in the Fe concentration in groundwater. The scale of the problem of increase Mn and Fe concentrations in the analyzed groundwater highlights the need for wider sampling in the coastal aquifer in southern Benin.

7. References

- Agbossou, KE, MS Sanny, B Zokpodo, B Ahamidé, and HJ Guédégbé. 2003. "Evaluation Qualitative de Quelques Légumes Sur Le Périmètre Maraîcher de Houéyiho, à Cotonou Au Sud-Bénin." *Bulletin de La Recherche Agronomique Du Bénin* N° 42-Décembre: 12.
- Azokpota, V. 2005. "Impact de l'utilisation Des Colorants Sur La Qualité Du Milieu Aquatique à Cotonou : Cas de La Teinture Artisanale Des Textiles."
- Azontonde, H A. 1991. "Propriétés physiques et hydrauliques des sols au Bénin." *Soil Water Balance in the SudanoSahelian Zone (Proceedings of the Niamey Workshop, February)*. IAHS Publ., no. 199: 10.

- Blondel, Thibaut. 2008. "Traçage Spatial et Temporel Des Eaux Souterraines Dans Les Hydrosystèmes Karstiques Par Les Matières Organiques Dissoutes : Expérimentation et Application Sur Les Sites Du Laboratoire Souterrain à Bas Bruit (LSBB) de Rustrel - Pays d'Apt et de Fontaine de Vaucluse," December.
- Blott, Simon J., and Kenneth Pye. 2001. "GRADISTAT: A Grain Size Distribution and Statistics Package for the Analysis of Unconsolidated Sediments." *Earth Surface Processes and Landforms* 26 (11): 1237–48. <https://doi.org/10.1002/esp.261>.
- Bouih, H. Ben, H. Nassali, M. Leblans, and A. Srhiri. 2005. "Contamination En Métaux Traces Des Sédiments Du Lac Fouarat (Maroc)." *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie* 1 (1). <https://www.ajol.info/index.php/afsci/article/view/35403>.
- Boukari. 1998. "Fonctionnement du système aquifère exploité pour l'approvisionnement en eau de la ville de Cotonou sur le littoral béninois : impact du développement urbain sur la qualité des ressources." Université cheikh Anta Diop de Dakar, Faculté des Sciences et Technique, Département de Géologies.
- Boukari, M., C. B. Gaye, A. Faye, and S. Faye. 1996. "The Impact of Urban Development on Coastal Aquifers near Cotonou, Benin." *Journal of African Earth Sciences, Hydrogeochemical Studies in Sub-Saharan Africa*, 22 (4): 403–8. [https://doi.org/10.1016/0899-5362\(96\)00027-9](https://doi.org/10.1016/0899-5362(96)00027-9).
- Canada, Government of Canada National Research Council. 2016. "CASS-6: Nearshore Seawater Certified Reference Material for Trace Metals and Other Constituents - National Research Council Canada." November 16, 2016. https://www.nrc-cnrc.gc.ca/eng/solutions/advisory/crm/certificates/cass_6.html.
- CRAS, Alexandre. 2005. "Étude et modélisation de la dynamique de fonctionnement hydrologique des bassins versants torrentiels marneux. Apport du traçage naturel Application aux Bassins Versants de Recherche et d'Expérimentation (BVRE) de Draix, Alpes-de-Haute-Provence, France." Doctorat, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse.
- Davranche M., Gruau G., Dia A., Marsac R., Pédrot M., Pourret O. 2015. Biogeochemical Factors Affecting Rare Earth Element Distribution in Shallow Wetland Groundwater. *Aquatic Geochemistry*, 21(2-4), 197–215.
- Dovonou, Flavien, Naéssé Adjahossou, Eric Alamou, Abdoukarim Alassane, Daouda Mama, and Moussa Boukari. 2015. "Pollution des eaux souterraines par les métaux lourds et leur impact sur l'environnement : cas de l'aquifère superficiel du champ de captage intensif de Godomey au Sud-Bénin." *LHA / FAST / UAC) 01 BP 4521 Cotonou (Bénin)*, 22.
- Edet, A. E., B. J. Merkel, and O. E. Offiong. 2003. "Trace Element Hydrochemical Assessment of the Calabar Coastal Plain Aquifer, Southeastern Nigeria Using Statistical Methods." *Environmental Geology* 44 (2): 137–49. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0738-1>.
- Ferro, Imola. 2003. "Cycling of Iron and Manganese in Freshwater, Estuarine and Deep Sea Sediments." In .
- Hem, John D. 1972. "Chemical Factors That Influence the Availability of Iron and Manganese in Aqueous Systems." *GSA Bulletin* 83 (2): 443–50. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1972\)83\[443:CFTITA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1972)83[443:CFTITA]2.0.CO;2).
- Houéménou, Honoré, Sarah Tweed, Gauthier Dobigny, Daouda Mama, Abdoukarim Alassane, Roland Silmer, Milanka Babic, et al. 2019. "Degradation of Groundwater Quality in Expanding Cities in West Africa. A Case Study of the Unregulated Shallow Aquifer in Cotonou." *Journal of Hydrology*, December, 25.
- Huang, S. S., Q. L. Liao, M. Hua, X. M. Wu, K. S. Bi, C. Y. Yan, B. Chen, and X. Y. Zhang. 2007. "Survey of Heavy Metal Pollution and Assessment of Agricultural Soil in Yangzhong District, Jiangsu Province, China." *Chemosphere* 67 (11): 2148–55. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.043>.
- Igue, A.M., A. Saidou, A. Adjanohoun, G. Ezui, P. Attiogbe, G. Kpagbin, H. Gotoechan-Hodonou, et al. 2013. "Évaluation de La Fertilité Des Sols Au Sud et Centre Du Bénin." *Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin (BRAB)*.
- Jayasinghe, JMPK, Michael Phillips, and M. U. Mohamed Anas. 2010. "Behaviour of Environmental Iron, Manganese and Aluminium in Relation to Brown/Black Gill Syndrome in *Penaeus Monodon* Cultured in Ponds on Acid Sulphate Soils." *Sri Lanka Journal of Aquatic Sciences* 13 (August). <https://doi.org/10.4038/sljas.v13i0.2208>.
- Kadjangaba, Edith, Daïra Djoret, Jean-Caude Doumnang Mbaigane, Anacle Ndoutamia Guelmbaye, and Yaya Mahmout. 2018. "Impact des Processus Hydrochimique sur la Qualité des Eaux souterraines de

- la Ville de N'Djaména-Tchad." *European Scientific Journal* 14 (18).
<https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n18p162>.
- Kania, Manon, Mathieu Gautier, Denise Blanc, Maria Lupsea-Toader, Laurent Merlot, Maria-Chiara Quaresima, and Rémy Gourdon. 2019. "Leaching Behavior of Major and Trace Elements from Sludge Deposits of a French Vertical Flow Constructed Wetland." *The Science of the Total Environment* 649 (February): 544–53. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.364>.
- Keefe, S. H., L. B. Barber, L. E. Hubbard, P. M. Bradley, D. A. Roth, and D. W. Kolpin. 2019. "Behavior of Major and Trace Elements in a Transient Surface Water/Groundwater System Following Removal of a Long-Term Wastewater Treatment Facility Source." *Science of The Total Environment* 668 (June): 867–80. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.358>.
- Kumpiene, Jurate, Anders Lagerkvist, and Christian Maurice. 2008. "Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in Soil Using Amendments – A Review." *Waste Management* 28 (1): 215–25.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.012>.
- Leung, Chi-Man, and Jiu Jimmy Jiao. 2006. "Heavy Metal and Trace Element Distributions in Groundwater in Natural Slopes and Highly Urbanized Spaces in Mid-Levels Area, Hong Kong." *Water Research* 40 (4): 753–67. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.12.016>.
- Li, Jing, Fadong Li, Qiang Liu, and Yan Zhang. 2014. "Trace Metal in Surface Water and Groundwater and Its Transfer in a Yellow River Alluvial Fan: Evidence from Isotopes and Hydrochemistry." *Science of The Total Environment* 472 (February): 979–88. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.120>.
- Lovley, D R. 1991. "Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) Reduction." *Microbiological Reviews* 55 (2): 259–87.
- Luther, George, Bjorn Sundby, Brent Lewis, Paul Brendel, and Norman Silverberg. 1997. "Interactions of Manganese with the Nitrogen Cycle: Alternative Pathways to Dinitrogen." *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61 (October): 4043–52. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(97\)00239-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(97)00239-1).
- Malassa, Husam, Mutaz Al-Qutob, Mahmoud Al-Khatib, and Fuad Al-Rimawi. 2013. "Determination of Different Trace Heavy Metals in Ground Water of South West Bank/Palestine by ICP/MS" 2013 (July). <https://doi.org/10.4236/jep.2013.48096>.
- Maliki, Raoufou Aboudou. 1993. "Etude hydrogéologique du littoral béninois dans la région de Cotonou et ses environs." Université C. A. Diop de Dakar. Sénégal, Faculté des Sciences et Techniques, Département de Géologie.
- Mora, Abrahan, Laura Rosales-Lagarde, Arturo Hernández-Antonio, and Jürgen Mahlknecht. 2017. "Hydrogeochemistry of Groundwater Supplied to the City of Monterrey, Mexico." *Procedia Earth and Planetary Science* 17: 356–59. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2016.12.090>.
- Ogunlaja, Aemere, Olumuyiwa O. Ogunlaja, Dorcas M. Okewole, and Olajumoke A. Morenikeji. 2019. "Risk Assessment and Source Identification of Heavy Metal Contamination by Multivariate and Hazard Index Analyses of a Pipeline Vandalised Area in Lagos State, Nigeria." *Science of The Total Environment* 651 (February): 2943–52. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.386>.
- Oyédé, LM. 1991. "Dynamique Sédimentaire Actuelle et Messages Enregistrés Dans Les Séquences Quartenaires et Néogènes Du Domaine Margino Littoral Du Bénin (l'Afrique de l'Ouest)." Université de Bourgogne, Paris.
- Parkhurst D.L., Appelo C.A.J. 1999. User's Guide to PHREEQC (Version 2): a Computer Program for Speciation, Batch-reaction, One-dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations, Water-resources Investigations Report.
- Ritter, Len, Keith Solomon, Paul Sibley, Ken Hall, Patricia Keen, Gevan Mattu, and Beth Linton. 2002. "Sources, Pathways, and Relative Risks of Contaminants in Surface Water and Groundwater: A Perspective Prepared for the Walkerton Inquiry." *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A* 65 (February): 1–142. <https://doi.org/10.1080/152873902753338572>.
- Roufai, Mohamed Chakirou. 2012. "Environnement, Santé Publique et Risques Sanitaires Liés à l'eau à Cotonou Au Bénin : Approches Par Modélisation et Analyse Spatiales." Thesis, Paris 4. École doctorale de Géographie de Paris. Espace, sociétés, aménagement (Paris).
<http://www.theses.fr/2012PA040095>.
- Russak, A., O. Sivan, and Y. Yeichieli. 2016. "Trace Elements (Li, B, Mn and Ba) as Sensitive Indicators for Salinization and Freshening Events in Coastal Aquifers." *Chemical Geology* 441 (November): 35–46.
<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2016.08.003>.

- Schneider, Arnaud. 2016. "Comportement et Mobilité Des Éléments Traces Métalliques Dans Des Sols Environnant Une Usine de Seconde Fusion Du Plomb. Approches Expérimentales et Modélisation." Thesis, Reims. <http://www.theses.fr/2016REIMS043>.
- Sun, Yuebing, Qixing Zhou, Xiaokui Xie, and Rui Liu. 2010. "Spatial, Sources and Risk Assessment of Heavy Metal Contamination of Urban Soils in Typical Regions of Shenyang, China." *Journal of Hazardous Materials* 174 (1): 455–62. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.074>.
- Tahervand S. and Jalali M., 2016. Sorption, desorption, and speciation of Cd, Ni, and Fe by four calcareous soils as affected by pH. *Environmental Monitoring and Assessment* 188(6):322.
- Thomas, N. E., K. T. Kan, D. I. Bray, and K. T. B. MacQuarrie. 1994. "Temporal Changes in Manganèse Concentrations in Water from the Fredericton Aquifer, New Brunswick." *Groundwater* 32 (4): 650–56. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1994.tb00901.x>.
- Toribio, Montse, and Joan Romanyà. 2006. "Leaching of Heavy Metals (Cu, Ni and Zn) and Organic Matter after Sewage Sludge Application to Mediterranean Forest Soils." *The Science of the Total Environment* 363 (1–3): 11–21. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.10.004>.
- UNDP, United Nations Development Programme. 2018. "Nature for Water, Nature for Life: Nature-Based Solutions for Achieving the Global Goals." New York, USA: UNDP. <http://www.undp.org/content/undp/en/home/librarypage/poverty-reduction/nature-for-water---nature-for-life.html>.
- USEPA. 2004. "Drinking Water Health Advisory for Manganese."
- Wasserman, Gail A., Xinhua Liu, Faruque Parvez, Habibul Ahsan, Diane Levy, Pam Factor-Litvak, Jennie Kline, et al. 2006. "Water Manganese Exposure and Children's Intellectual Function in Araihasar, Bangladesh." *Environmental Health Perspectives* 114 (1): 124–29. <https://doi.org/10.1289/ehp.8030>.
- Weissmannová, Helena Doležalová, and Jiří Pavlovský. 2017. "Indices of Soil Contamination by Heavy Metals – Methodology of Calculation for Pollution Assessment (Minireview)." *Environmental Monitoring and Assessment* 189 (12): 616. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6340-5>.
- WHO. 2018. "A Global Overview of National Regulations and Standards for Drinking-Water Quality." Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo>.
- Wright, Michael T., and Kenneth Belitz. 2010. "Factors Controlling the Regional Distribution of Vanadium in Groundwater." *Groundwater* 48 (4): 515–25. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00666.x>.
- WWAP, Programme mondial pour l'évaluations des ressources en eau. 2017. *Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017. Les eaux usées – Une ressource inexploitée*. Paris, UNESCO. <http://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/igo/>.
- Yadouléon, M.J. 2015. "Assainissement Environnemental à Cotonou et Lutte Contre Le Choléra." Thèse de Doctorat Unique, Université d'Abomey-Calavi.
- Ye, Chen, Orpheus M. Butler, Ming Du, Wenzhi Liu, and Quanfa Zhang. 2019. "Spatio-Temporal Dynamics, Drivers and Potential Sources of Heavy Metal Pollution in Riparian Soils along a 600 kilometre Stream Gradient in Central China." *Science of The Total Environment* 651 (February): 1935–45. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.107>.
- Yehouenou Azehoun Pazou, E., B. Fayomi, D. Azocli, H. Acakpo, A. Soton, M. Boko, L. Fourn, D. Houinsa, and J.-C. Kèkè. 2009. "Qualité Des Eaux d'arrosage Utilisées Sur Le Site Maraîcher de Houéyiho de Cotonou Au Sud-Bénin." *Bulletin de La Recherche Agronomique Du Bénin* Numéro 65: 6.
- Zhou, Huai-yang, Xiao-tong Peng, and Jian-ming Pan. 2004. "Distribution, Source and Enrichment of Some Chemical Elements in Sediments of the Pearl River Estuary, China." *Continental Shelf Research, Pearl River Estuary Study*, 24 (16): 1857–75. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2004.06.012>.
- Appelo, C. & Postma, D. *Geochemistry, Groundwater and Pollution, 2nd edn.* (Balkema, 2005)

**CHAPITRE V : LEPTOSPIRES PATHOGENES
DANS LES EAUX DE SURFACE ET LES EAUX
SOUTERRAINES (Article 3)**

Pathogenic *Leptospira* and water quality in African cities: a case study of Cotonou, Benin

HOUEMENOU Honoré^{a,b*}, GAUTHIER Philippe^c, HOUEMENOU Gualbert^d, MAMA Daouda^b, ALASSANE Abdoukarim^b, SOCOHOU Akilou^b, DOSSOU Henri-Joël^{d,e}, BADOU Sylvestre^d, PICARDEAU Mathieu^f, LEBLANC Marc^a, TWEED Sarah^g & DOBIGNY Gauthier^{c,d}

^a EMMAH (UMR INRAE-UAPV), Avignon, France

^b INE, Université d'Abomey-Calavi, Cotonou, Benin

^c IRD, CBGP (UMR IRD-INRAE-Cirad-Montpellier SupAgro), MUSE, Montferrier-sur-Lez, France

^d LARBA, EPAC, Université d'Abomey-Calavi, Cotonou, Benin

^e IGATE, Université d'Abomey-Calavi, Cotonou, Benin

^f Institut Pasteur de Paris, Laboratoire des Spirochètes, Paris, France

^g G-EAU (UMR IRD-IRSTEA-Cirad-Agro Paris Tech-Montpellier SupAgro), Montpellier, France

* corresponding author: honore.houemenou@alumni.univ-avignon.fr

Abstract

Leptospirosis is a waterborne zoonosis (60,000 infections and 1 million deaths annually). Knowledge about the disease in the urban context is surprisingly rare, especially in Africa. Here, we provide the first study of leptospires in waters within an African city. A simple centrifugation-based method was developed to screen waterborne leptospires from remote or poorly areas. Major ions, trace elements, stable isotopes and pathogenic *Leptospira* were then seasonally investigated in 193 water samples from three neighborhoods of Cotonou (Benin) with different socio-environmental and hydrographic characteristics. Firstly, no leptospire was detected in tap waters. Secondly, although surface contamination cannot be excluded, one groundwater well was found leptospire positive. Thirdly, pathogenic *Leptospira* mainly contaminated surface waters of temporary and permanent ponds (9.5% and 27.3% of total prevalence, respectively). Isotopic signatures suggest that leptospires occurred in pond waters formed at the beginning of the rainy season following low to moderate rainfall events. Nevertheless, *Leptospira*-containing waters possess physico-chemical characteristics that are similar to the spectrum of waters sampled throughout the three sites, thus suggesting that Cotonou waters are widely compatible with *Leptospira* survival. The frequent contact with water exposes Cotonou inhabitants to the risk of leptospirosis which deserves more attention from public health authorities.

Highlights:

- Waterborne leptospires were investigated in surface water (Lake Nokoué, temporary and permanent ponds), groundwater and tap water in Cotonou, Benin, using a newly designed filtration-based approach.
- Relationships between waterborne *Leptospira* and water chemistry (stable isotopes, major ions and trace elements) were investigated.
- An average of 9.5 and 27.3 % of total prevalence of temporary and permanent ponds, respectively, were contaminated with *Leptospira* at the beginning of the rainy seasons.
- *Leptospira*-positive ponds were formed following moderate rainfall events and showed little mixing with groundwater.
- Chemical characteristics of *Leptospira*-positive waters widely overlap with *Leptospira*-negative pond waters, thus suggesting that most Cotonou waters are compatible with *Leptospira* survival, making many people at risk.

Keywords: environmental health, leptospirosis, urbanization, water-borne pathogens, West Africa

Running title: Water-borne leptospires in Cotonou

INTRODUCTION

Leptospirosis is a bacterial disease caused by spirochetes of the genus *Leptospira*. Leptospire infect and develop inside renal tubules of a variety of Vertebrates, essentially mammals, notably rodents, which excrete the pathogen into the external environment. Humans are infected following contact with contaminated water or humid soils. Symptoms range from null to very severe and death (reviewed in Haake & Levett 2015). It is considered that one million cases occur annually in the world, among which 60,000 have fatal issues (Costa et al. 2015). Leptospirosis has been mainly associated with rice agriculture and breeding as well as water recreational activities (Mwachui et al. 2015). Flooding episodes may also trigger local leptospiral epidemics (e.g., Thaipadungpanit et al. 2013), with one out of eight flood event-associated epidemics being due to leptospirosis (Cann et al. 2013). In addition, more and more evidence suggest that the disease may occur in urban settings, especially socio-economically disadvantaged, informal and poorly sanitized ones, such as slums (e.g., Ko et al. 1999; Cornwall et al. 2016), sometimes with higher waterborne leptospire concentrations compared to surrounding rural areas (e.g. in Peru, Ganoza et al. 2006). As a consequence, ongoing urbanization together with multiplying extreme climatic events are expected to increase the risk of human leptospirosis (Lau et al. 2010). This may be particularly true in Africa where the disease is present but yet remains poorly documented (reviews in de Vries et al. 2014; Allan et al. 2015). In particular, we are aware of no study focusing on soil- or waterborne leptospire in Africa (see Tab. 2 in the review by Bierque et al. 2020).

The so-called « Abidjan-Lagos corridor » (ALC) is a 700km-long conurbation that sprawls along the West African Atlantic coast. It currently houses >25 million people who live within and in the surroundings of large adjacent cities such as Lagos (11.8 million inhabitants), Porto-Novo (570,000 inhabitants), Cotonou (1.5 million inhabitants), Lomé (1.7 million inhabitants), Accra (4.4 million inhabitants) and Abidjan (4.7 million inhabitant) (2015 data; OECD/Africapolis project, www.africapolis.org, 2020). It is expected to reach ca. 34 million city dwellers by 2025 (UN Habitat, 2014). This very rapid and mostly uncontrolled urbanization translates into the creation and expansion of vast socially disadvantaged areas where pollution, access to basic services (e.g., health care, education, transport, sanitation, waste management) and acceptable housing conditions are rare, thus raising important environmental and health issues. In addition, the ALC comprises many lakes, mangroves and swamps which form a dense hydrographic network. Together with a subequatorial climate, low altitude and flatness, this makes this West African coastal region extremely susceptible to flooding events. For instance, 43% of Cotonou, Benin, is flooded one to two months a year either following Lake Nokoué overflows or rain accumulation in shallows. Such episodes directly affect 200,000 inhabitants and indirectly impact many others through service interruption, resource unavailability or degraded water quality (PCUG3C, 2010; Houéménou et al. 2019b). In addition, they are often enhanced by poor drainage due to defective or crowded sanitation network as well as anarchic land use (PCUG3C, 2010).

These conditions as well as the omnipresence of anthropophilous rodents (Houéménou et al. 2019a) elevate the risk of leptospiral contamination in the ALC (Dobigny et al. 2018). Accordingly, up to 18.9% of commensal rodents were found pathogenic *Leptospira*-positive in cities from south Benin (Houéménou et al. 2014, 2019a), suggesting that leptospires may massively circulate in the ALC urban environment. Mean annual temperatures (ca. 27°C) and rainfalls (ca. 800-1,600mm) are highly favorable to *Leptospira* survival. However, although waters and humid soils appear as the corner stone of human contamination (Barragan et al. 2017; Bierque et al. 2020), little is known about the precise environmental conditions that are compatible with pathogenic *Leptospira* outside of its mammalian host (see for instance Chang et al. 1948; Gordon-Smith & Turner 1961; Khairani-Bejo et al. 2004; Wojcik-Fatla et al. 2014; André-Fontaine et al. 2015; reviewed in Barragan et al. 2017 and Bierque et al. 2020), especially in urban habitats where pollution may be very important (Lapworth et al. 2017). The present study aims are: (i) to confirm the presence of pathogenic leptospires out of their hosts in Cotonou waters, (ii) to determine the physico-characteristics of waters where it was found, and (iii) to compare these physico-characteristics with the chemical spectrum of all waters within the city. Altogether, our preliminary data allow us to explore for the first time the ability of leptospires to evolve in water within an urban polluted habitat in Africa.

MATERIAL AND METHODS

Study area and sampling

Cotonou town is located in the coastal sandy plain of Benin between the Atlantic Ocean at the south and Lake Nokoué at the north (Fig. 1). The littoral zone in the south of Benin is characterized by a subequatorial climate. The average annual rainfall for Cotonou is 1,300 mm (Yabi and Afouda, 2012). Seasonal variations during the year are marked by a large rainy season from mid-March to mid-July followed by a small rainy season from mid-September to mid-November alternated, respectively, by a small dry season from mid-July to mid-September and a large dry season from mid-November to mid-March.

The study area involves 3 districts located in the core city of Cotonou: Ladji, Agla and Saint Jean (Fig. 1a) that are distinct in the sources and duration of inundation and pond waters. Ladji is located at the edge as well as upon the Lake Nokoué, thus displaying houses built both on hard ground and on stilt pegs (Fig. 1b). Lacustrine waters are permanent, but flooding of zones adjacent to the lake only occurs at the end of the rainy season (i.e., September and October) following the rise in lake levels. Therefore, the area has both long-standing lake water and temporary pond waters. Permanent ponds are also present due to dry season groundwater discharge (Houéménou et al. 2019b). Ladji is densely

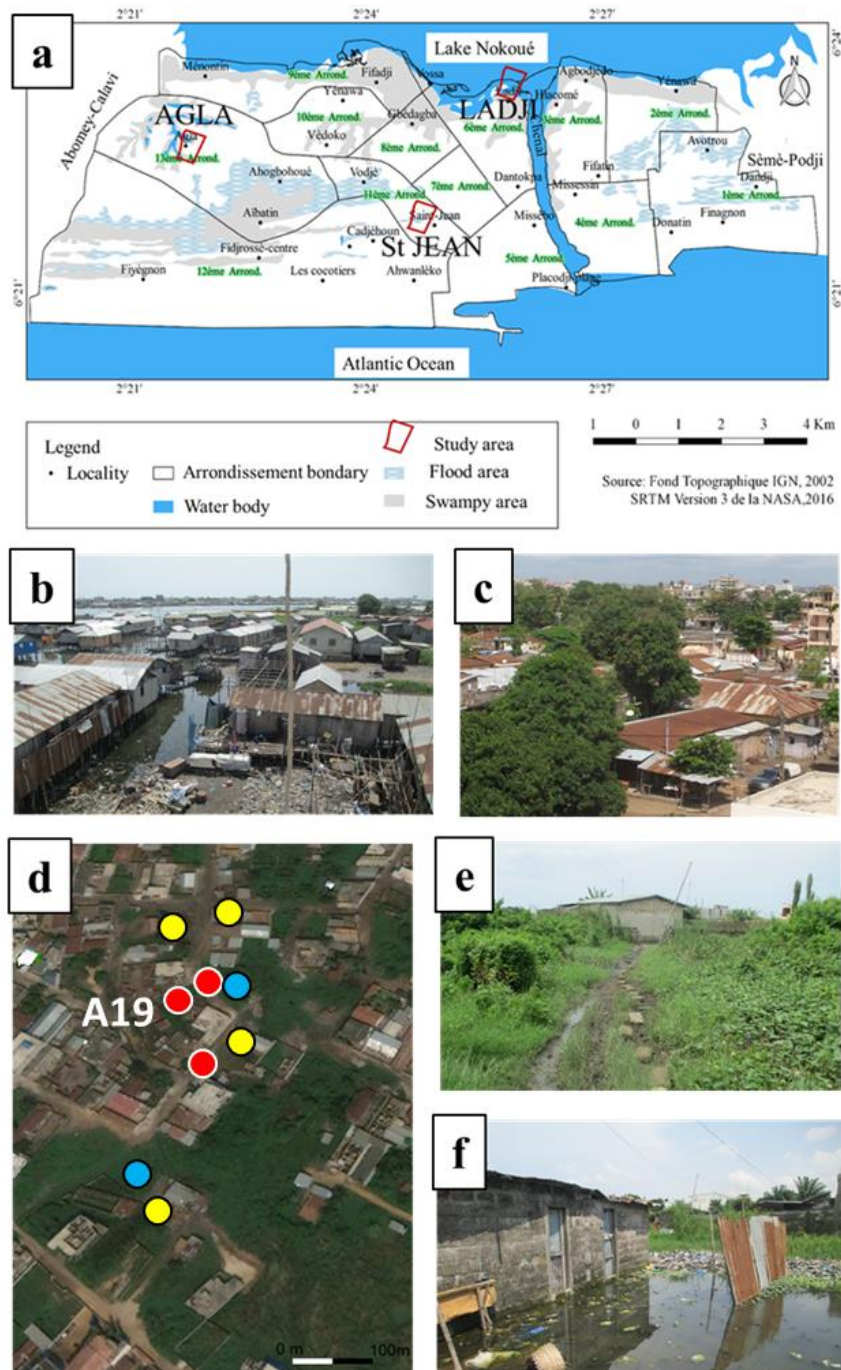


Figure 1. Sampling sites. Map of Cotonou showing the three neighborhoods Agla, Ladji and Saint Jean (a). Pictures of precarious and stilt habitats in Ladji (b), Saint-Jean (c) and Agla (e and f). A few of the sampling sites ((c)Google Earth) to illustrate the sampling protocol in Agla (d) with blue, yellow and red dots corresponding to groundwater, *Leptospira*-negative and *Leptospira*-positive ponds, respectively. A19 indicates a *Leptospira*-positive pond presented in the photo (f).

populated, has essentially informal housing development and is a very poor area where even the most basic public services are usually missing. In particular, waste management is almost inexistent, garbage are omnipresent and are even often used as embankment material. Such an environment favors proliferation of rodents, which are abundant and infest 60-100% of households depending on the season (Dobigny et al. 2019).

Agla is a recent but rapidly expanding district within a vast lowland that is extensively flooded early in the rainy season (i.e., starting from June) following rainfall accumulation. Similar to Ladj, permanent ponds are also present in Agla due to the extensive low-lying areas. The permanent ponds are formed by groundwater discharge in the dry months, whereas during the winter months the rainfall inputs to the ponds reverse the hydraulic gradients, resulting in groundwater recharge ponds (Houéménou et al. 2019b). The habitat in Agla includes hard-built houses as well as very precarious cabins, with the poorest inhabitants usually gathering around or within these floodable low-lying areas (Fig. 1b). These low-lying areas are also widely used as dumping sites for household waste (Fig. 1b). Rodents are abundant in households, with infestation rates always $\geq 90\%$ (Dobigny et al. 2019).

Saint-Jean is an old and formal district that has large open sewers and many houses that are solidly constructed. This district is not floodable *per se*, but large ponds may stand for several days after heavy rains. Rodents are also abundant in ca. 90% of households (Dobigny et al. 2019).

In 2017 and 2018, the three districts of Cotonou (Agla, Ladj and Saint Jean; Fig.1b) were monitored for both water quality parameters (physical parameters, major ions and trace elements) and leptospire presence. Water sampling was organized concomitantly (i.e. within the same week) in the three districts during the dry season (March 2017 and February 2018) as well as at the beginning (June 2017 and June 2018) and at the end (October 2017) of the rainy season. In total, 193 water samples were collected: 85 in Agla, 53 in Ladj and 55 in Saint Jean. Eighty-three samples were tap waters and 61, 29, 17 and 3 samples were from groundwater wells, temporary ponds, permanent ponds and Lake Nokoué, respectively. This corresponds to 51, 64, 55, 5 and 18 samples collected in March 2017, June 2017, October 2017, February 2018 and June 2018, respectively. The detailed distribution of samples among districts, periods and water types are provided in Table 1. The temporary ponds were differentiated from the permanent ponds by noting locations where the waters were present in the wet season but not in the dry season. Both temporary and permanent ponds were sampled in Ladj (8 and 6, respectively) and Agla (21 and 11, respectively), but not in St Jean where ponds only last a few days.

Cartography of each studied area was performed within the same month immediately after each of the five seasonal sampling campaigns. The land use categories and the extent of surface waters (diameter $> 3\text{m}$) were systematically delineated using Open Street Map Tracker v.0.6.11 (Tools Open Street Map) on an Android smartphone. A Geographic Information System was produced under QGIS

v.2.14 (QGIS Development team 2016). Surface water superficities were computed using the LandscapeMetric package (option level class) in RStudio v.3.6.1 (RStudio Team 2016).

Table 1. *Leptospira* screening results by sampling sites and dates. “ok”: physico-chemical data are available; “NA”: not assessed; “t.ponds”: temporary ponds; “p.ponds”: permanent ponds.

AGLA		Mar-17	Jun-17	Oct-17	Feb-18	Jun-18
N=85	Groundwater	7	7	8		1
	Temporary ponds		10	6		5
	Permanent ponds				3	8
	Tap water	10	10	10		
	Total	17	27	24	3	14
	Positive leptospires		2+(t.ponds.)			3+(p.ponds.)
	Total prevalence	0.00	0.07	0.00	0.00	0.20
	Ponds prevalence	NA	0.20	0.00	0.00	0,21
	Measures		ok	ok	ok	1/2
LADJI		Mar-17	Jun-17	Oct-17	Feb-18	Jun-18
N=53	Groundwater	3	2	3		
	Temporary ponds		5	3		
	Permanent ponds	1			2	3
	Tap water	10	10	8		
	Lake					
	Total	14	18	15	2	4
	Positive leptospires		1+(well)			
	Total prevalence	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00
	Groundwater prevalence	0.00	0.50	0.00		
	Measures	NA	ok	ok	ok	ok
St JEAN		Mar-17	Jun-17	Oct-17	Feb-18	Jun-18
N=55	Groundwater	10	10	10		
	Tap water	10	9	6		
	Total	20	19	16		
	Positive leptospires	0	0	0		
	Total prevalence	0.00	0	0.00		
	Measures	NA	ok	ok		

Screening of waterborne pathogenic *Leptospira*

Test of a filtration-based method of water-borne Leptospira screening

Published studies on water-borne leptospires usually rely on high-speed centrifugation methods and freezing preservation of field samples (e.g., Ganoza et al. 2006; Munoz-Zanzi et al. 2014; Lall et al. 2016; Riedeger et al. 2016; Thibeaux et al. 2017; Sato et al. 2019). These approaches are poorly adapted to field surveys, especially in developing countries where lab facilities are usually hardly available and/or distantly located. In order to adapt protocols of *Leptospira* screening of waters to the latter conditions, we developed a simple filtration-based method that can be used in the field in absence of costly and high-tech materials. To do so, we first experimentally compared the percentage of bacteria recovery from mineral water (EC=180 μ S/cm) using centrifugation on the one hand, and filtration on the other hand. For centrifugation tests, lab water samples were inoculated with various amounts (from 36,800 to 3,680,000 cells per sample, each sample in sextuplets) of living culture-originating *Leptospira interrogans*. Centrifugation consisted in spinning 15mL of inoculated lab water samples at 4,000 rpm during 30 minutes. Water-borne DNA was extracted immediately after centrifugation. Filtration was performed on 500mL of inoculated lab water samples (representing 2,000 to 2,000,000 cells per sample, each sample in triplicates) that were sequentially filtered on 0.45 μ m and 0.1 μ m membranes. Filters were then stored in ethanol 96° for subsequent DNA extraction.

Total DNA was extracted from both centrifuged and filtered samples using the Biobasics EZ-10 Spin column Genomic DNA Minipreps kit, and eluted in 50 μ L of elution buffer. The same amounts of expected bacteria were extracted directly from 20 μ L of culture medium as a positive control.

Leptospires detection and quantification were performed following a probe-based qPCR method that targets a fragment of the *LipL32* gene using a LightCycler® 480 (Roche Diagnostics) in 96-well micro-titre plates with a 10 μ L final volume for each reaction (see Dobigny et al. 2015). All qPCR investigations were conducted in duplicates.

Leptospires screening in field water samples

For each of the 193 samples, one liter was collected during the morning. The 1 L bottles were rinsed at least twice with the sample water before collection. Up to 500ml of water aliquots were filtered for *Leptospira* screening within the same day, once in the lab. All field water samples were first filtered using 5 μ m filter papers to retain the large suspended particles. Waters were then filtered using 0.45 μ m filter papers. DNA extraction and leptospirosis quantification proceeded as described above, except that for each water sample both 5 μ m and 0.45 μ m filter papers were pooled for DNA extraction.

Physico-chemical analysis of waters

A wide spectrum of physico-chemical parameters were measured for each water sample investigated for *Leptospira*. These included the field parameters temperature, electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO) and pH, and laboratory analysed parameters stable isotopes, major ions and trace elements. The methods and results of these hydrochemical data are detailed in Houéménou et al. (2019b, 2020).

The comparison of physico-parameters of leptospire-positive and leptospire-negative waters was performed using univariate plots. Principal Component Analysis (PCA) was used under XLSTAT (Addinsoft 2019) to explore in a multivariate manner the chemical characteristics of water samples where pathogenic leptospires were found compared to those with no leptospires. In addition, using the same parameters as for the PCA, a hierarchical cluster analysis (CA) was performed to identify homogeneous groups of leptospire-negative pools that have similar chemical characteristics to leptospire-positive pool samples. The degree of association between pond sampling sites is represented by the euclidian distance between groups.

RESULTS

Centrifugation vs. filtration-based approaches

Our experimental comparison of centrifugation- vs. filtration-based approaches showed that spinning allowed us to recover only $24.45\% \pm 10.14$ of the initial inoculated number of bacteria, while $98.30\% \pm 23.78\%$ was recovered by filtration, thus demonstrating that the latter method provides an excellent opportunity to survey environmental leptospires. Importantly, the recovered bacteria were unevenly distributed among the $0.45\mu\text{m}$ and $0.1\mu\text{m}$ filter membranes, with $87.50\% \pm 22.26\%$ and $10.80\% \pm 5.36\%$, respectively. Importantly, there was a high retention of leptospires on the $0.45\mu\text{m}$ filter papers, which was also observed by Kaboosi et al. (2010). We did not detect any difference in recovery rates between the different amounts of inoculated bacteria (data not shown).

***Leptospira*-positive waters**

In total, six water samples were found pathogenic *Leptospira*-positive. Five positive samples originated from pond water in Agla, whilst a sixth positive sample was from groundwater collected inside a well at Ladjì (Table 1). In Agla, *Leptospira*-positive waters were from both temporary and permanent ponds. For temporary ponds the total prevalence was 9.5% (2/21). In comparison, for the permanent ponds the prevalence was 27.3 % (3/11) (Table 1). All positive samples were obtained in June (2 temporary ponds in Agla and one groundwater well in Ladjì in June 2017; 3 permanent ponds in Agla in June 2018; Fig.1a, 1d and 1e). No positive samples were found in Saint Jean, and no leptospires were detected in the 83 tap waters analyzed.

Chemical characteristics of *Leptospira*-positive and -negative waters

The results of the physicochemical analysis of the early wet season (June) *Leptospira*-positive pond waters in Agla, Ladji and Saint-Jean indicated there was little distinction with early wet season pond waters that were *Leptospira*-negative (data presented in Suppl. Figure 1). *Leptospira*-positive ponds in Agla had water temperatures ranging between 28.2 and 31.9 °C, which is within the range for all pond waters analysed (24.9-35.9°C). The pH of the *Leptospira*-positive pond waters (6.72-8.67) were also within the range of pH for all other ponds sampled (6.69-9.85). This only partly overlaps the pH range for waters usually recognized for pathogenic *Leptospira* survival (i.e. pH 5.5 - 7.6; reviewed in Barragan et al., 2017). The DO and EC values of the Agla *Leptospira*-positive pond waters ranged from 0-7.5 mg/L and 62-796 µS/cm, respectively, which are within the same range for all of the pond waters sampled (0-12.4 mg/L and 28-4090 µS/cm respectively). Major ion and trace element concentrations of positive ponds are also within the same ranges as ponds that were *Leptospira*-negative. For example, the concentrations of the cations Na and Ca in *Leptospira*-positive ponds ranged between 6.8-78.9 and 0.4-62.7 mg/L, respectively, and between 1.1-8415.5 and 0.2-276.9 mg/L, respectively, for negative ponds. The concentrations of the anions in the positive ponds include HCO₃ and Cl that range between 26.0-284.3 and 4.5-74.6 mg/L, respectively, and in the negative ponds these range from 11.7-1115.1 and 0.7-16114.9 mg/L. The results of selected trace elements for *Leptospira*-positive ponds includes 37.6-65.9 µg/L for Al, 3.1-194.2 µg/L for Mn, 7.9-3099 µg/L for Fe, 13.8-51.1 µg/L for B and 3.0-24.6 µg/L for Zn.

The univariate plots also highlight that the *Leptospira*-containing waters have T°C, pH, EC, DO, major ions and trace elements that overlap with the range of values observed for all urban pond water samples. Similarly, the multivariate analyses shows overlaps of the four first principal components (that together represent 62% of the total variance) between *Leptospira*-positive waters and other urban pond waters (Fig. 2). The results of the hierarchical cluster analysis (AC; illustrated in the dendrogram on Fig. 3) also show that the positive pond samples (N38, N21, N18 and N25) are grouped within the same class as several other negative pond samples (e.g. A2, A1, A7, A3, A17, A16, A10, A12, A14).

The only groundwater sample to be *Leptospira*-positive also had values of chemical parameters that were similar to ranges observed in groundwater sampled from the shallow aquifer that were *Leptospira*-negative. In Ladji, the *Leptospira*-positive groundwater sample had a temperature of 29.4°C and a pH of 7.69, which is within the range of values for other groundwater samples (26.2-31.1°C and 5.85-7.84 respectively). In addition, the DO and EC of the *Leptospira*-positive groundwater (4.4 mg/L and 1357 µS/cm respectively) was also within the range for all other *Leptospira*-negative groundwater values (0.1-8.5 mg/L and 286-2480 µS/cm respectively).

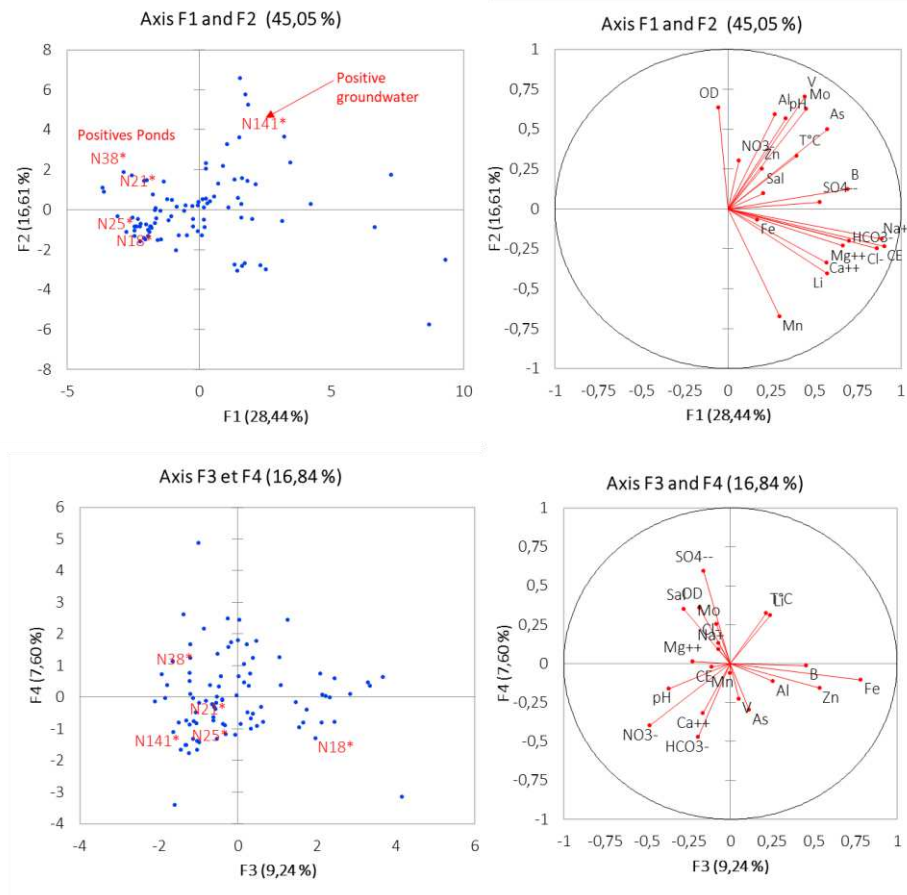


Figure 2. Principal Component Analysis showing the physico-chemical characteristics of the *Leptospira*-positive samples (red dots) among all urban water samples collected in Agla and Ladji.

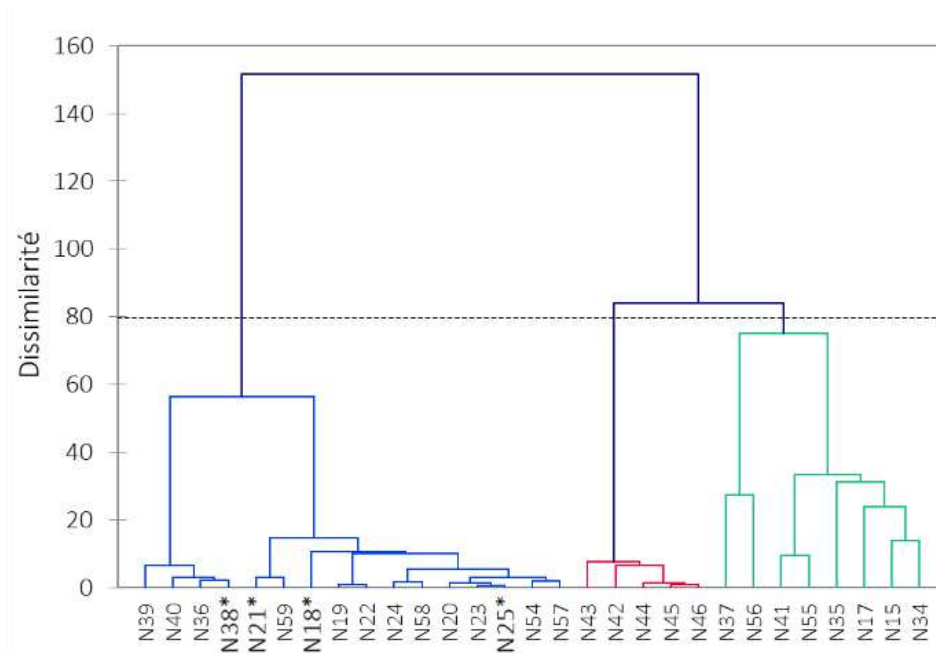


Figure 3. Hierarchical cluster analysis dendrogram showing the relationship between the *Leptospira*-positive pond samples (*) and *Leptospira*-negative samples in Agla.

Seasonality of *Leptospira*-positive waters

Leptospira-positive ponds (both temporary and permanent) were found only in the early wet season month of June (2/10 in June 2017, and 3/5 in June 2018), whilst those from the dry season month of October 2017 (N=6) were all *Leptospira*-negative. In addition, the results of the stable isotope data from Agla waters (Fig. 4) show that for four of the *Leptospira*-positive ponds (stable isotope data for the fifth pond is not available) the pond water was recharged by light to moderate rainfall (≤ 250 mm/month). Two of the *Leptospira*-positive permanent ponds have stable isotope values close to rainfall values when rainfall levels are between 50 and 250 mm/month. For the other two *Leptospira*-positive ponds (one permanent and one temporary) the stable isotope values are close to rainfall values when the volumes are < 50 mm/month (Fig. 4). The stable isotope values of these 4 ponds (-3.6 to -1.3 ‰ for $\delta^{18}\text{O}$ and -0.3 to -16.6 ‰ for $\delta^2\text{H}$) also show that the pond waters are neither evaporated nor affected by mixing with the saline lake water.

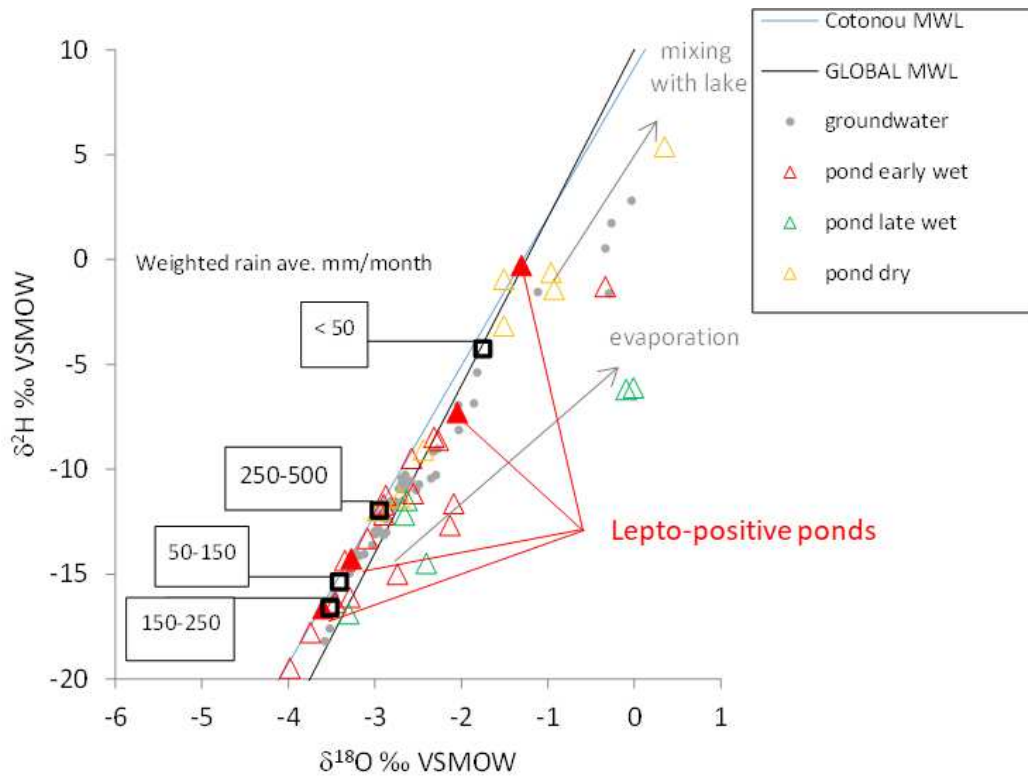


Figure 4. Stable isotopes of rainwater, pond water and shallow groundwater samples in Agla during the wet and dry 2017 and 2018 seasons (modified from Houéménou et al. 2019).

In addition, the hydrochemical results indicate low or insignificant groundwater inflows to these *Leptospira*-positive ponds during the wet season in June. For example, based on the $(Na+Ca)/Cl$ ratios and Cl concentrations (data from Houéménou et al. 2019b), the four *Leptospira*-positive ponds (the fifth pond does not have major ion data) from Agla have waters with relatively higher $(Na+Ca)/Cl$ molar ratios and lower Cl concentrations compared with most groundwater samples (Fig. 5). Therefore, despite the permanent ponds being sustained by groundwater inflows during the dry season, during the wet season the *Leptospira*-positive permanent ponds have received greater inflows from recent rainfall and show a greater resemblance to the *Leptospira*-positive temporary ponds in terms of major ion composition. This is also illustrated by the time series data of one of the *Leptospira*-positive permanent ponds. For example, when this pond is a groundwater discharge site and *Leptospira*-negative during the dry season, the EC is 2,900 $\mu S/cm$ (February 2018). In comparison, when the pond is *Leptospira*-positive and has higher rainfall contributions in the wet season, the EC has decreased by over 80% (June 2018, EC = 537 $\mu S/cm$) and is closer to the EC values of temporary *Leptospira*-positive ponds (62-862 $\mu S/cm$).

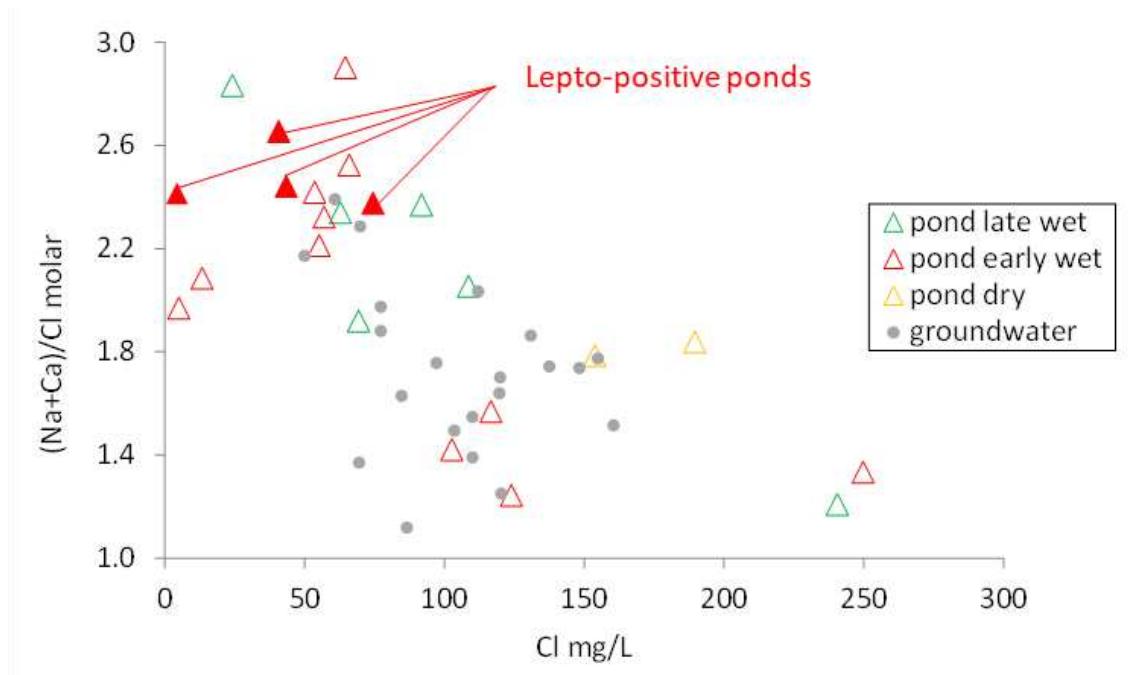


Figure 5. (Na+Ca)/Cl molar ratios and Cl concentrations of pond water and shallow groundwater samples in Agla during the wet and dry 2017 and 2018 seasons (modified from Houéménou et al. 2019).

Cartography of pond waters

In Agla, GIS-based evaluation of land use at the beginning of the rainy reason shows that ponds represent quite wide surfaces with 14.7% and 14.1% of the whole surface of the study area in June 2017 and June 2018, respectively. Ratios were similar (16% in June 2017) or lower (4% in June 2018), and close to null (1.6% in June 2017 and 0.17% in June 2018) in Saint-Jean. The other values range between 0.01% (in Agla in October 2016) to 2.99% (in Ladji in March 2018), with one exception in Agla in October 2017 (10.4%).

DISCUSSION

Leptospirosis is considered as one of the most widely distributed zoonosis, but its impact is probably greatest the tropics, especially in Africa where it remains poorly documented (Pappas et al., 2008; Costa et al., 2015). Therefore, studies of leptospirosis in Africa are urgent to improving public health. The filtration-based protocol developed in this study may be particularly useful in remote areas and/or in areas suffering from the lack of well-equipped technical facilities. First, it shows that, when investigating waterborne leptospire in samples that have been filtered, the leptospire screening should include both the water sample and the filter paper (e.g. Wojcik-Fatla et al., 2014). Second, although our method may potentially be less sensitive than those involving specific DNA extraction kits, high-speed centrifugation, bacterial culture and/or high-throughput genetics (e.g., Lall et al. 2016; Riediger et al. 2016; Sato et al. 2019), it appears simple, cheap and easily implementable in the field. However, it may

further be improved by being coupled with higher efficiency DNA extraction kits (Riediger et al. 2016), something that we did not test here. In addition, we did not investigate possible negative impacts of suspended matter in field water samples on our filtration approach as well as on our qPCR-based detection method (Riediger et al. 2016). In some instances, we noted that after filtration, filter papers appeared quite coloured, thus suggesting the presence of undetermined suspended particles. The latter may have inhibited to some extent subsequent DNA extractions and qPCRs. To highlight the possible presence of inhibitory compounds in these coloured filter paper samples, a known amount of leptospire DNA obtained from a bacterial culture was added after extraction. These *Leptospira*-enriched samples remained qPCR-negative, suggesting the presence of qPCR inhibitors co-extracted with the DNA (data not shown). Consequently, we cannot exclude the possibility of false negatives where the waters were very turbid, and our results from the field should be cautiously interpreted as potentially underestimated.

The results retrieved from Cotonou waters demonstrate for the first time that water-borne leptospires circulate in the heart of this large African city (3.1% of total prevalence; 5.5% when tap waters are excluded; see Table 1).

It is noteworthy that leptospire-infected waters were found in the two most insalubrious areas, namely Agla and Ladji, whilst none were observed in the popular but non-floodable Saint Jean district. A survey of 780 rodents was conducted in the exact same areas of these three districts, and during the exact same periods (Dossou et al. unpublished data). Interestingly, data in rodents fit well to patterns retrieved in waters since 11.8% and 14% of rodent-borne leptospire prevalence were observed in Agla and Ladji, respectively, while only 0.4% were positive in Saint Jean. This expectedly points towards a higher environmental *Leptospira* contamination in poor, lowland and lake-edge districts where both commensal rodents and surface water are omnipresent (Houéménou et al. 2014; Dobigny et al. 2018).

However, different patterns are observed between the high-risk districts of Agla and Ladji. The positive water sample found in Ladji was collected in a groundwater well, thus suggesting that either groundwater in the aquifer was contaminated from infiltration of *Leptospira*-positive water from the surface, or by accident (e.g., use of an infected bucket or rope, or an infected rodent falling down the well). At this stage, we cannot decipher between the two hypotheses, and since the sample size is low we cannot draw robust conclusions on the potential of groundwater contamination by leptospires. Further investigation of leptospires in groundwater in Cotonou deserves special attention, whatever its origin, since one well out of two (50%) was affected in Ladji in June 2017. It is also worth noting that although the groundwater in Agla is shallow, and in contact with permanent ponds water via recharge in the wet season and discharge in the dry season, no leptospires were detected in the Agla groundwater. In comparison, other studies have found groundwater well to be contaminated by leptospires (i.e. in rural Chile; Munoz-Zanzi et al. 2014). In Cotonou, human activities in the immediate proximity of groundwater wells are plentiful, with many children and women searching water daily with their bare

feet in close contact with humid soils and the water surrounding the well. Therefore, on-going investigations of leptospires in groundwater is of critical importance.

In Agla, all *Leptospira*-positive waters originated from ponds, both temporary and permanent, and all were collected in June. Although more intensive sampling is required during different rainfall events, such a pattern strongly suggests that the water-mediated risk of leptospirosis infection may be higher at the beginning of the rainy season through ponds. Our results agree with the conclusions drawn from other studies where leptospiral risk is variable in both time and space, and is strongly dependent on local environmental conditions (reviewed in Barragan et al. 2017). Similar to the results in Cotonou, seasonality patterns were also observed in several regions, such as the Pao da Lima slum (Brazil), where sewage and puddle samples were detected positive more often during the rainy season (Casanovas-Massana et al. 2018). Pathogenic leptospires were also detected in several other urban surface waters (see Tab. 1 in Barragan et al. 2017) where spatial heterogeneity is observed. For example, on the south Andaman Island, the water-borne leptospires were only found in household drainage (18.7%) and sewage (9.8%) waters and, unlike in Cotonou, there were no leptospire found in the pond waters (Lall et al. 2016). The variable results from each study once again highlights the importance of understanding the local socio-environmental context in determining leptospire transmission pathways to humans (e.g., Maciel et al. 2008; Himsworth et al. 2013; Mwachui et al. 2015; Houéménou et al. 2019a; reviewed in Barragan et al. 2017).

The hydrochemical analysis of contaminated waters strongly suggest there are key hydrological processes that may favor the presence of leptospires in the surface waters of Cotonou. Indeed, stable isotopes and major ion data (from Houéménou et al., 2019b) indicate that leptospires are found in temporary and permanent ponds at the beginning of the rainy season that have recently formed as a result of low to moderate precipitation, and have relatively high runoff inputs compared to groundwater or lake water inputs. This agrees with the expectation that there will be larger concentrations of the pathogen in small water bodies (Barragan et al. 2017). It also corresponds well with the proposed model of soil-to-water dispersion of leptospires recently recapitulated by Bierque and colleagues (2020). Finally, and although the causal relationship remains untested, these results are strikingly consistent with previous data on south Benin urban rodents in which *Leptospira* prevalence was found higher during (or soon after) periods of moderate rains (100-200 mm; Houéménou et al. 2019b).

Though data are quite scarce, some physico-chemical parameters are known to have an influence on *Leptospira* presence, survival and virulence (e.g., Chang et al. 1948; Khairani-Bejo et al. 2014; André-Fontaine et al. 2015; Lall et al. 2018). Our observations strongly suggest that most negative pond samples have similar physico-chemical characteristics to those positive for pathogenic *Leptospira*. In particular, it was recently suggested that iron, manganese and copper could influence the survival of leptospires in Andamanese soils (Lall et al. 2018). However, our data do not confirm such a trend since

leptospire-positive and negative water samples did not show any noticeable differences in these ions concentrations (see Suppl. 1). Overlaps observed with both univariate and multivariate approaches mean that the possible ecological spectrum of water-borne leptospires extensively covers the physico-chemical spectrum of Cotonou waters as a whole. For instance, pH and temperature of Cotonou waters, which are suspected to be of primary importance for leptospires biology (Chang et al. 1948; Gordon-Smith & Turner, 1961; Khairani-Bejo et al. 2004; André-Fontaine et al. 2015), are perfectly compatible with pH and temperature ranges that allow for the long-term survival of pathogenic leptospires (André-Fontaine et al. 2015). In other words, the potential distribution of waters compatible with *Leptospira* survival, hence human contamination risk, is quite wide in the city, meaning that, though quite polluted (Lapworth et al. 2017; Houéménou et al. 2019b), urban waters in Cotonou are widely compatible with the leptospire life cycle. In the city and, beyond, along the West African Abidjan-Lagos urban corridor, surface waters inundate many zones of the public space, including areas that are used daily by the inhabitants: walking pathways and streets, courtyards and even homes may be flooded for several days if not weeks. Consequently, the population has extensive and on-going contact with potentially contaminated water. Altogether, this indicates that millions of people living along the extensively urbanizing Guinea Gulf are at risk for falling sick of leptospirosis.

CONCLUSION

Future studies should include two major aspects of leptospires ecology, hence leptospiral contamination risk, that were not taken into consideration here: water microbiota and biofilms (e.g., Trueba et al. 2004; Kumar et al. 2015) on the one hand, and soil-associated leptospires on the other hand (e.g., Thibeaux et al. 2017; Bierque et al. 2020). Nevertheless, our filtration-based results, though potentially underestimated, clearly show that the Cotonou inhabitants live in an urban environment that exposes them to leptospirosis infection risk, potentially at a wide spatial scale. Everyday uses and habits as well as a lack of street and sanitation infrastructures results in many people in close contact with standing waters on a regular basis, especially during the rainy season and associated flooding events. Spatio-temporal investigations of water-borne leptospires point towards a higher risk at the beginning of the rainy season, especially via ponds that are recharged by rainfall. We believe that awareness increase about leptospirosis should be a public health priority since the disease is very poorly documented and obviously overlooked in Benin and, further, along the rapidly extending Abidjan-Lagos urban corridor.

ACKNOWLEDGEMENTS

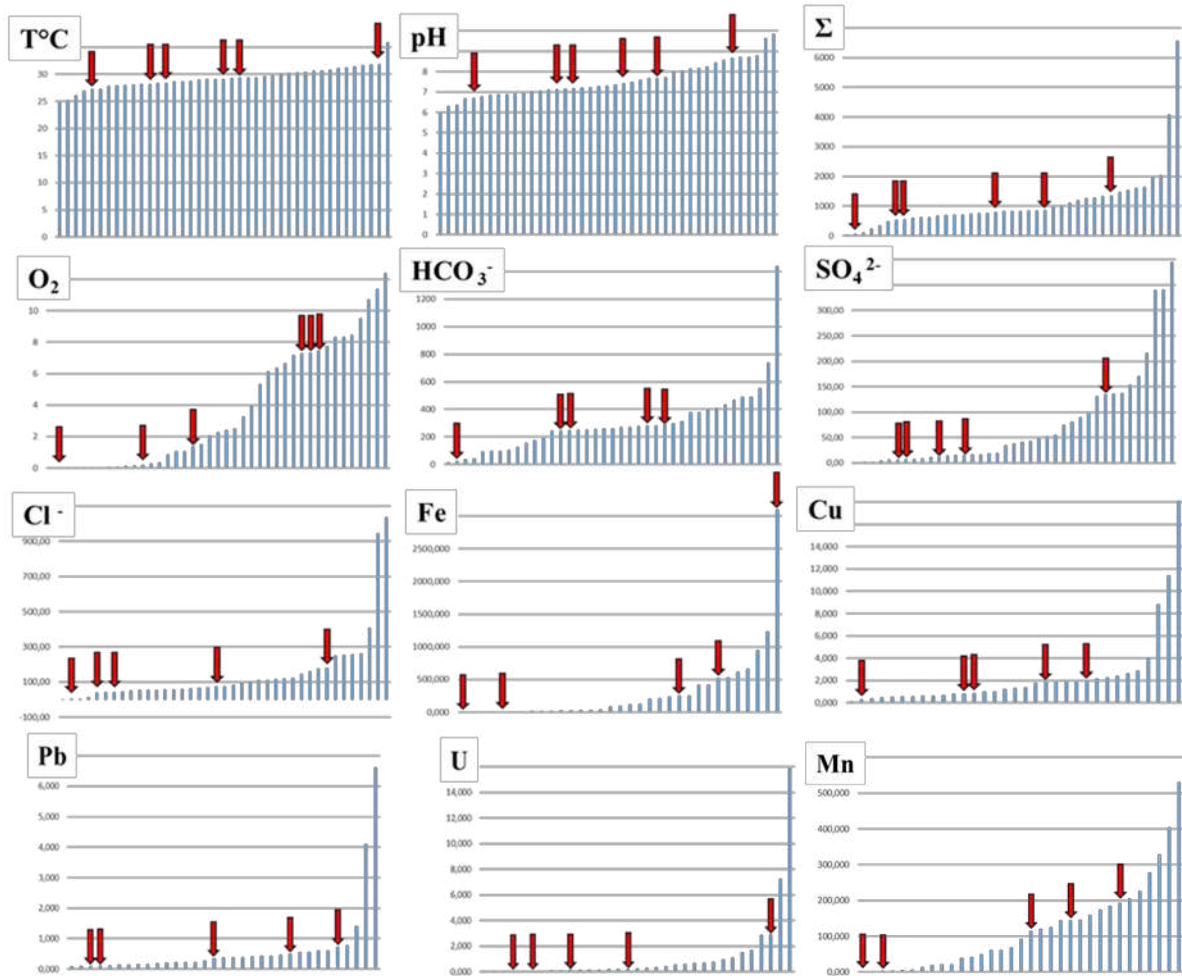
We are in debt to all Cotonou inhabitants who allowed us to enter and collect samples within their households. This research was funded by the UMRs CBGP, EMMAH and G-EAU. Field works in Benin were conducted under the research agreement between Republic of Benin and the French Institute of Research for sustainable Development that was signed on 30th September 2010.

REFERENCES

- Addinsoft 2019. XLSTAT statistical and data analysis solution. Paris, France. <https://www.xlstat.com>.
- Africapolis 2020. Visualise urbanisation in Africa. OECD Sahel and West Africa Club, <https://www.africapolis.org/> (last accessed on 21/04/2020).
- Allan K.J., Biggs H.M., Halliday J.E.B., Kazwala, R.R., Maro V.P., Cleaveland S. & Crump, J.A. 2015. Epidemiology of leptospirosis in Africa: A systematic review of a neglected zoonosis and a paradigm for 'One Health' in Africa. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, **9**, e0003899. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0003899>.
- André-Fontaine G., Aviat F. & Thorin C. 2015. Waterborne leptospirosis: Survival and preservation of the virulence of pathogenic *Leptospira* spp. in fresh water. *Current Microbiology*, **71**, <https://doi.org/10.1007/s00284-015-0836-4>.
- Barragan V., Olivas S., Keim P. & Pearson T. 2017. Critical knowledge gaps in our understanding of Environmental cycling and transmission of *Leptospira* spp. *Applied Environmental Microbiology*, **83**, <https://doi.org/10.1128/AEM.01190-17>.
- Bierque E., Thibeaux R., Girault D., Soupé-Gilbert M.-E. & Goarant C. 2020. A systematic review of leptospira in water and soil environments. *PLoS ONE*, **15**, e0227055.
- Cann K.F., Thomas D.R., Salmon R.L., Wyn-Jones A.P. & Kay D. 2013. Extreme water-related weather events and waterborne disease. *Epidemiology and Infections*, **141**, 671–686.
- Casanovas-Massana A., Pedra G.G., Wunder E.A., Diggle P.J., Begon M. & Ko A.I. 2018. Quantification of leptospira interrogans survival in soil and water microcosms. *Applied Environmental Microbiology* **84**, <https://doi.org/10.1128/AEM.00507-18>.
- Chang S.L., Buckingham M. & Taylor M.P. 1948. Studies on *Leptospira icterohaemorrhagiae*: IV. Survival in water and sewage: destruction in water by halogen compounds, synthetic detergents and heat. *Journal of Infectious Diseases*, **82**, 256-266.
- Cornwall W. 2016. A plague of rats. *Science*, **352**, 912–915.
- Costa F., Hagan J.E., Calcagno J., Kane M., Torgerson, P., Martinez-Silveira M.S., Stein C., Abela-Ridder B. & Ko A.I. 2015. Global morbidity and mortality of leptospirosis: A systematic review. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, **9**, e0003898.
- de Vries S.G., Visser B.J., Nagel I.M., Goris M.G.A., Hartskeerl R.A. & Grobusch M.P. 2014. Leptospirosis in Sub-Saharan Africa: a systematic review. *International Journal of Infectious Diseases*, **28**, 47–64.
- Denis E., Moriconi-Ebrard F., Harre D., Thiam O., Séjourné M. & Chatel C. 2009. Africapolis - dynamiques de l'urbanisation, 1950-2020, une approche géostatistique : Afrique de l'Ouest (*Urbanization dynamics, 1950-2020, a geostatistic approach: West Africa*). https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00357271/file/Africapolis_1_Rapport.pdf (last accessed on 21/04/2020).
- Dobigny G., Garba M., Tatard C., Loiseau A., Galan M., Kadaouré I., Rossi J.-P., Picardeau M. & Bertherat E. 2015. Urban market gardening and rodent-borne pathogenic *Leptospira* in Arid Zones: A Case Study in Niamey, Niger. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, **9**, e0004097.
- Dobigny G., Gauthier P., Houéménou G., Choplin A., Dossou H.-J., Badou S., Etougbétché J., Bourhy P., Koffi S., Durski K., Bertherat E. & Picardeau M. 2018. Leptospirosis and extensive urbanization in West Africa: A neglected and underestimated threat? *Urban Science*, **2**, e029.
- Dobigny G., Gauthier P., Houéménou G., Dossou H.-J., Badou S.A., Etougbétché J., Tatard C. & Truc P.H.V. 2019. Spatio-temporal survey of small mammal-borne *Trypanosoma lewisi* in Cotonou, Benin, and the potential risk of human infection. *Infection, Genetics and Evolution*, e103967.
- Ganoza C.A., Matthias M.A., Collins-Richards D., Brouwer K.C., Cunningham C.B., Segura E.R., Gilman R.H., Gotuzzo E. & Vinetz J.M. 2006. Determining risk for severe leptospirosis by molecular analysis of environmental surface waters for pathogenic *Leptospira*. *PLoS Medicine*, **3**, e030308.
- Haake D.A. & Levett P.N. 2015. Leptospirosis in humans. *Current Topics in Microbiology and Immunology*, **387**, 65–97.

- Himsworth C.G., Bidulka J., Parsons K.L., Feng A.Y.T., Tang P., Jardine C.M., Kerr T., Mak S., Robinson J. & Patrick D.M. 2013. Ecology of *Leptospira interrogans* in Norway rats (*Rattus norvegicus*) in an inner-city neighborhood of Vancouver, Canada. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, **7**, e2270.
- Houéménou H. 2020. Qualité des eaux souterraines et de surface dans la métropole de Cotonou (Bénin) : Implications pour la leptospirose (*Ground and surface waters quality in Cotonou, Benin: implications for leptospirosis*). PhD thesis, Avignon University, France.
- Houéménou G., Ahmed A., Libois R. & Hartskeerl R.A. 2014. *Leptospira* spp. prevalence in small mammal populations in Cotonou, Benin. *International Scholarly Research Notices*, **8**, ID 2013, 502638, <http://dx.doi.org/10.5402/2013/502638>.
- Houéménou G., Gauthier P., Etougbétché J., Badou S., Dossou H.-J., Agossou D., Picardeau M. & Dobigny G. 2019a. Pathogenic *Leptospira* in commensal small mammals from the extensively urbanized coastal Benin. *Urban Science*, **3**, e3030099.
- Houéménou H., Tweed S., Dobigny G., Mama D., Alassane A., Silmer R., Babic M., Ruy S., Chaigneau A., Gauthier P., Socohou A., Dossou H.-J., Badou S. & Leblanc, M. 2019b. Degradation of groundwater quality in expanding cities in West Africa: a case study of the unregulated shallow aquifer in Cotonou. *Journal of Hydrology*, **582**, e124438.
- Kaboosi H. & Razavi M.R. 2010. Efficiency of filtration technique for isolation of leptospires from surface waters: role of different membranes with different pore size and materials. *African Journal of Microbiology Research* **4**(9), 671-676.
- Khairani-Bejo S., Bahaman A.R.B., Zamri-Saad M. & Mutalib A.R. 2004. The Survival of *Leptospira interrogans* Serovar Hardjo in the Malaysian environment. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, **3**(3), 123-129.
- Ko A.I., Reis M.G., Dourado C.M.R., Johnson W.D. & Riley L.W. 1999. Urban epidemic of severe leptospirosis in Brazil. *The Lancet*, **354**, 820–825.
- Kumar V.K., Lall C., Vimal Raj R., Vedhagiri K. & Vijayachari P. 2015. Co-existence and survival of pathogenic leptospires by formation of biofilm with *Azospirillum*. *FEMS Microbiology and Ecology*, **91**, pii:fiv051.
- Lall C., Vinod Kumar K., Raj R.V., Vedhagiri K., Sunish I.P. & Vijayachari P. 2018. Correlation between physicochemical properties of soil and presence of *Leptospira*. *EcoHealth*, **15**, 670–675.
- Lapworth D.J., Nkhuwa D.C.W., Okotto-Okotto J., Pedley S., Stuart M.E., Tijani M.N. & Wright, J. 2017. Urban groundwater quality in sub-Saharan Africa: current status and implications for water security and public health. *Hydrogeology Journal*, **25**, 1093–1116.
- Lau C.L., Smythe L.D., Craig S.B. & Weinstein P. 2010. Climate change, flooding, urbanisation and leptospirosis: fuelling the fire? *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, **104**, 631-638.
- Maciel E.A.P., Carvalho A.L.F., de Nascimento S.F., Matos R.B., de Gouveia E.L., Reis M.G. & Ko A.I. 2008. Household transmission of *Leptospira* infection in urban slum communities. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, **2**, e154.
- Muñoz-Zanzi C., Mason M.R., Encina C., Astroza A. & Romero A. 2014. *Leptospira* contamination in household and environmental water in rural communities in Southern Chile. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **11**, 6666–6680.
- Mwachui M.A., Crump L., Hartskeerl R., Zinsstag J. & Hattendorf J. 2015. Environmental and behavioural determinants of leptospirosis transmission: A systematic review. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, **9**, e0003843.
- Pappas G., Papadimitriou P., Siozopoulou V., Christou L. & Akriditis N. 2008. The globalization of leptospirosis: worldwide incidence trends. *International Journal of Infectious Diseases*, **12**, 351-357.
- Programme de Protection de la Communauté Urbaine de Cotonou Face aux Changements Climatiques. (PCUG3C) 2012. Inondations dans le grand Cotonou : facteurs humains, vulnérabilité des populations et stratégies de lutte et de gestion. (*Program for the protection of the urban community of Cotonou against climatic changes: human factors, population vulnerability and management strategies*). Final Report, Abomey-Calavi, Benin. Available online: <https://idl-bnc-idrc.dspacedirect.org/handle/10625/50607> (last accessed on 21/04/2020).

- QGIS Development Team 2016. QGIS: Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Riediger I.N., Hoffmaster A.R., Casanovas-Massana A., Biondo A.W., Ko A.I. & Stoddard, R.A. 2016. An optimized method for quantification of pathogenic *Leptospira* in environmental water samples. *PLoS ONE*, **11**, e160523.
- RStudio Team 2016. RStudio: Integrated development for R. RStudio Inc., Boston, USA. <http://www.rstudio.com/>.
- Sato Y., Mizuyama M., Sato M., Minamoto T., Kimura R. & Toma, C. 2019. Environmental DNA metabarcoding to detect pathogenic *Leptospira* and associated organisms in leptospirosis-endemic areas of Japan. *Scientific Reports*, **9**, 1–11.
- Smith C.E.G. & Turner L.H. 1961. The effect of pH on the survival of leptospires in water. *Bulletin of the World Health Organization*, **24**, 35–43.
- Thaipadungpanit J., Wuthiekanun V., Chantratita N., Yimsamran S., Amornchai P., Boonsilp S., Maneeboonyang W., Tharnpoophasiam P., Saiprom N., Mahakunkijcharoen Y., Day N.P.J., Singhasivanon P., Peacock S.J. & Limmathurotsakul D. 2013. *Leptospira* species in floodwater during the 2011 floods in the Bangkok Metropolitan Region, Thailand. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, **89**, 794–796.
- Thibeaux R., Geroult S., Benezech C., Chabaud S., Soupé-Gilbert M.S., Girault D., Bierque E. & Goarant, C. 2017. Seeking the environmental source of leptospirosis reveals durable bacterial viability in river soils. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, **11**, e5414.
- Trueba G., Zapata S., Madrid K., Cullen P. & Haake D. 2004. Cell aggregation: a mechanism of pathogenic *Leptospira* to survive in fresh water. *International Microbiology*, **7**, e35–40.
- UN Habitat 2014. L'urbanisation - un impératif pour la transformation structurelle de l'Afrique : une nouvelle conception de l'urbanisation en appui à l'Agenda 2063. United Nations, Nairobi, Kenya.
- Wójcik-Fatla A., Zając V., Wasiński B., Sroka J., Cisak E., Sawczyn-Domańska A. & Dutkiewicz J. 2014. Occurrence of *Leptospira* DNA in water and soil samples collected in eastern Poland. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine of the American Academy of Emergency Medicine*, **21**, e730-732.
- Yabi I. & Afouda F. 2012. Extreme rainfall years in Benin (West Africa). In: West African paleoecology and human responses. *West African Quaternary Research Association*, **262**, 39–43.



Supplementary Figure 1. Groundwater and ponds samples from Agla and Ladji in June 2017-2018 (N=41). Red arrows highlight the *Leptospira*-positive water samples.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Conclusion générale

L'étude faisant objet du présent manuscrit a porté sur la qualité des eaux souterraines et de surface dans la métropole de Cotonou au Sud du Bénin et les risques de maladies hydriques associées, cas de la leptospirose. Les travaux effectués ont permis de fournir des données de base pour aboutir à une meilleure compréhension du fonctionnement spatio-temporel de l'aquifère côtier de Cotonou. Cette étude à caractère multidisciplinaire a utilisé une approche combinant les outils chimiques (ions majeurs, éléments traces métalliques) et isotopiques (^2H et ^{18}O) d'une part, et d'autre part une approche bactériologique (screening des leptospires). Cette dernière est une première investigation qui après détection et la quantification des bactéries leptospires, s'est basée sur la caractérisation physico-chimique et isotopique des eaux dans les bidonvilles de Cotonou pour expliquer les risques d'émergence de la leptospirose.

Le suivi saisonnier de Novembre 2016 à Juin 2018 des eaux souterraines du Quatenaire captées par les puits à grand diamètre, les mares et les eaux du lac Nokoué a été effectué dans trois quartiers aux contextes hydrogéologiques différents. Le premier, Ladji qui s'inonde pendant la petite saison des pluies, est situé en bordure du lac Nokoué. Le deuxième, Agla situé dans une zone de décharge, est sujet à des inondations pendant la grande saison des pluies et le troisième, St Jean où il n'y a pas d'inondation, est situé au centre-ville.

La synthèse bibliographique abordée dans le chapitre I de ce manuscrit, a montré que l'aquifère du Quatenaire dans la ville de Cotonou est confronté à de réel problème de contaminations qui, dans les conditions actuelles ne fait que s'accroître avec la croissance démographique, le manque de systèmes de gestion des eaux usées et des déchets solides.

Selon les études antérieures (Boukari 1998 ; Yehouenou Azehoun Pazou et al. 2009 ; Odoulami 2009 ; Totin et al. 2013 ; Adjahouinou et al. 2014 ; Yadouléton 2015) et les enquêtes de terrain lors de cette étude, les eaux souterraines peu profondes de Cotonou, même contaminées, demeurent une source non négligeable d'approvisionnement en eau des populations des milieux défavorisés qui n'ont pas accès à l'eau potable desservie par la SONEB.

Cette conclusion permet de ressortir les principaux résultats illustrés dans les trois articles scientifiques du manuscrit. Des perspectives de recherche seront ensuite proposées.

Fluctuation des niveaux d'eau dans les puits

Le suivi mensuel des niveaux d'eau et de la conductivité électrique (CE) dans les puits de Juin 2017-Juin 2018 a permis de mieux caractériser le contexte hydrogéologique sur chacun des sites d'étude. L'amplitude saisonnière des niveaux d'eau à St Jean a montré qu'il s'agit d'une zone de recharge locale de

la nappe comparé à Ladji et Agla qui eux, sont des zones de décharge de la nappe. La réalisation d'une carte piézométrique par saison pourrait permettre de confirmer ces zones de recharge et les exutoires. Le facteur important qui conditionne la qualité des eaux souterraines à Agla est sa proximité avec les mares permanentes (bas-fonds) et temporaires. Ladji étant situé à proximité du lac Nokoué, les fluctuations du niveau d'eau du lac influencent la variation du niveau de la nappe notamment pendant la petite saison des pluies. Même si les fluctuations saisonnières des niveaux d'eau sont en phase avec les précipitations mensuelles, on note une remontée du niveau de la nappe qui démarre pendant la saison sèche en Février à Agla et en Janvier à Ladji puis avance progressivement jusqu'en avril/mai (saison des pluies), soit un décalage respectif de 1 à 2 mois par rapport à St Jean. La menace liée à l'apport d'eaux de surface provenant des mares et du lac Nokoué est devenue plus évidente avec les mesures de la CE qui ont montré des tendances similaires suivant la variation du niveau de la nappe. La remontée inattendue du niveau de la nappe qui survient plutôt pendant la saison sèche à Agla et à Ladji correspond aussi à une augmentation de la CE qui est plus marquée à Ladji. L'utilisation des outils géochimiques et isotopiques a été nécessaire pour apporter des précisions et quantifier les mélanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface, en occurrence le lac Nokoué.

Composition isotopique et chimique des pluies locales, des mares et du lac Nokoué

Les données isotopiques obtenues sur le site du GNIP/IITA et de l'AIEA ont permis d'établir la droite météorique caractérisant la signature isotopique des eaux de pluies de 2005-2016 à Cotonou. Les quantités de pluies (>50 mm/mois) sont appauvries en isotopes stables. Les données de pluies collectées dans le cadre de cette étude de juin 2017 à Juin 2018 (n=13) montrent des valeurs d'isotopes stables qui varient de -5,4 à 0,8 pour $\delta^{18}\text{O}$ et de -30,9 à 14,5 ‰ pour $\delta^2\text{H}$. Les pluies sont faiblement minéralisées ($21 < \text{CE} < 122 \mu\text{S/cm}$) et ne constituent pas une source majeure de contamination des eaux souterraines. Néanmoins, ces pluies locales sont influencées par l'apport sous forme d'aérosols des embruns marins et dans une moindre mesure d'origine terrigène.

Les analyses isotopiques ont montré que les valeurs en $\delta^{18}\text{O}$ sont comprises entre -5 à 1,6 pour le lac Nokoué et entre de -4,3 et 3,9 ‰ pour les mares. Les eaux du lac Nokoué sont largement dominées par le faciès chloruré sodique correspondant à l'influence de l'Océan Atlantique. Les mares à Ladji et à Agla ont des compositions chimiques similaires à celles des eaux souterraines locales, ce qui indique un lien potentiel entre les eaux de surface et les eaux souterraines.

Minéralisation des eaux souterraines

Le suivi saisonnier (grande saison sèche, grande saison des pluies et petite saison des pluies) des concentrations en ions majeurs dans les eaux souterraines et les eaux de surface (mares et Lac Nokoué) a montré les mécanismes ayant un impact sur la chimie des eaux étudiées. Les eaux souterraines ont des faciès très variables selon les sites. Cette variabilité est fortement influencée par la proximité avec les mares et le lac Nokoué. Les eaux souterraines sont faiblement ou encore moyennement minéralisées pour le faciès bicarbonaté calcique et fortement minéralisées vers le faciès chloruré sodique avec présence de nitrates. Outre les processus de minéralisation induits par l'interaction eau-roche dont la couche réservoir est formée de dépôts récents marins constitués de débris coquillers à test calcaire et éventuellement de silicates (Boukari et al. 1996), le mélange avec les eaux salines du lac Nokoué, les mares, les apports anthropiques, l'évaporation et la dégradation de la matière organique sont les facteurs qui contribuent à la minéralisation des eaux souterraines peu profondes.

La compréhension de la variation spatio-temporelle des processus contrôlant la qualité des eaux souterraines a été très utile pour identifier les risques pour les résidents qui utilisent cette ressource en eaux souterraines peu profondes non réglementées à des fins domestiques, y compris d'approvisionnement en eau potable.

Périodes à risque d'intrusion d'eau saline

Les approches utilisant les outils chimiques et isotopiques ont permis de définir les facteurs et les périodes à risque de contamination des eaux souterraines. Bien que la source de pollution soit identique pour chacun des trois quartiers étudiés, les périodes à risque qui contrôlent l'augmentation des concentrations en ions majeurs sont variables. Les isotopes stables de la molécule d'eau ont permis d'exclure la présence d'une intrusion d'eau saline par l'eau de mer et/ou le lac Nokoué dans les eaux souterraines à St Jean. Les eaux souterraines à St Jean sont rechargées par les pluies locales comparé à celles de Ladji et Agla qui sont non seulement évaporées mais également soumises aux mélanges avec les eaux du lac Nokoué et des mares, en particulier pendant la saison sèche et la petite saison pluvieuse. La quantification des fractions de mélange avec les eaux salines du lac Nokoué à partir des ratios isotopiques indiquent 72 à 74 % à Ladji et 54 à 62 % à Agla.

Périodes à risque de contamination anthropique

Sur la base des ratios Cl/Br, les sources anthropiques de contamination des eaux souterraines ont été identifiées. Elles sont principalement dues à l'infiltration des eaux usées des fosses septiques, les suintements des latrines creusées à proximité de la nappe et le lessivage des déchets solides. L'échantillonnage saisonnier a mis en évidence les risques accrus de fuites des latrines et de fosses septiques

pendant la saison des pluies dans les quartiers situés dans les zones de décharge (Ladji et Agla , Figures 18 et 19) par rapport au zone de recharge (St Jean, Figure 18) où la contamination est plus importante pendant saison sèche. Par ailleurs, les conditions réductrices dans les zones de décharge pendant la saison sèche ont favorisé les processus de dénitrification conduisant à l'augmentation des teneurs en HCO_3 .

Distribution des éléments traces métalliques (ETM) dans les eaux souterraines

En dehors des composés azotés, les eaux usées et les déchets solides qui sont acheminés par les lixiviats vers la nappe, renferment également des éléments traces métalliques. L'étude des éléments traces métalliques dans l'investigation des eaux souterraines du système aquifère côtier de Cotonou a permis de combler le déficit d'information sur la distribution et la géochimie des éléments traces métalliques (ETM). L'ordre de croissance des ETM varient d'un site à l'autre. A Ladji, les ETM, ayant des concentrations relativement élevées dans les eaux souterraines sont Mn, B, Fe, Ba, Li, Al, Zn, V, U et Mo. A Agla, il s'agit du Ba, Mn, Fe, B, Al, Zn, V and Mo et à St Jean du B, Zn, Al, Mn, Fe, Ba, V and Mo. Conformément aux normes Béninoises relatives à la qualité des eaux potables, seuls le Fe et le Mn ont des concentrations supérieures aux valeurs standards respectives de $300\mu\text{g/L}$ et $100\mu\text{g/L}$ notamment pendant la saison sèche. Grâce à l'approche géochimique utilisée, les facteurs qui contribuent à l'augmentation du Fe et Mn dans les eaux souterraines ont été décrits. Outre les interactions eau-roche qui facilitent la dissolution des oxydes de manganèse, la dénitrification, l'oxydation réductive et la dégradation bactériologique de la matière organique, sont les principaux facteurs qui contrôlent la distribution du Fe et Mn dans les eaux souterraines.

A travers la Zone Non Saturée, il a été distingué différents schémas de transfert de polluants dans les profils réalisés sur les dépotoirs sauvages de déchets. Dans le profil constitué uniquement de sable (St Jean), les éléments traces traversent la Zone Non Saturée et atteignent la Zone Saturée (B, V, Mo, Al et Fe) et d'autres migrent sans atteindre la nappe (Mn et Zn). Dans les profils sableux argileux (Agla et ladji), la plupart des éléments traces se sont accumulés dans la Zone Non Saturée. L'argile constituent jusqu'à présent une barrière naturelle à la migration des éléments traces dans les eaux souterraines notamment à Ladji et à Agla.

Risques de contamination hydrique : cas de la leptospirose

L'apport des approches géochimiques et isotopiques à la compréhension de l'écologie des leptospires dans le compartiment hydrique a permis d'explorer pour la première fois la capacité des leptospires à évoluer dans un habitat urbain pollué. Malgré un nombre d'échantillons positifs relativement faibles, l'étude de ces bactéries pathogènes dans les eaux souterraines et de surface de Cotonou a permis d'aboutir à des conclusions robustes qui appelleront, à n'en pas douter, d'autres investigations sur cette maladie hydrique méconnue mais incontestablement morbide au Bénin. En premier lieu, nous avons pu confirmer la présence de leptospires pathogènes dans les eaux de Cotonou, identifier les périodes et les

zones où le risque de contamination est grand, et caractériser finement le spectre physico-chimique des eaux susceptibles d'héberger des leptospires. Ainsi, les eaux contaminées ont été collectées dans les deux zones les plus insalubres et inondable, à savoir Agla et Ladji. Les mares temporaires à Agla ont été les plus contaminées (23.8 % de prévalence) avec une variation saisonnière marquée puisque les eaux positives n'ont été identifiées que pendant la grande saison des pluies (2/10 en Juin 2017 et 3/5 en Juin 2018, Fig. 22). Bien qu'un échantillonnage plus intense soit nécessaire pour parvenir à des conclusions définitives, le recours aux isotopes stables suggère que les risques d'infection aux leptospires pathogènes sont plus forts au début de la saison des pluies à la suite de précipitations faibles à modérées (50-250 mm/mois). Le spectre physico-chimique (ions majeurs et éléments traces métalliques) des eaux potentiellement souillées par les leptospires indique que de très nombreux habitants de Cotonou vivent dans un environnement urbain qui les expose au risque d'infection leptospiral, potentiellement à une très large échelle spatiale.

L'utilisation d'approche pluridisciplinaire a permis de proposer un schéma conceptuel pour les périodes à risques de contaminations.

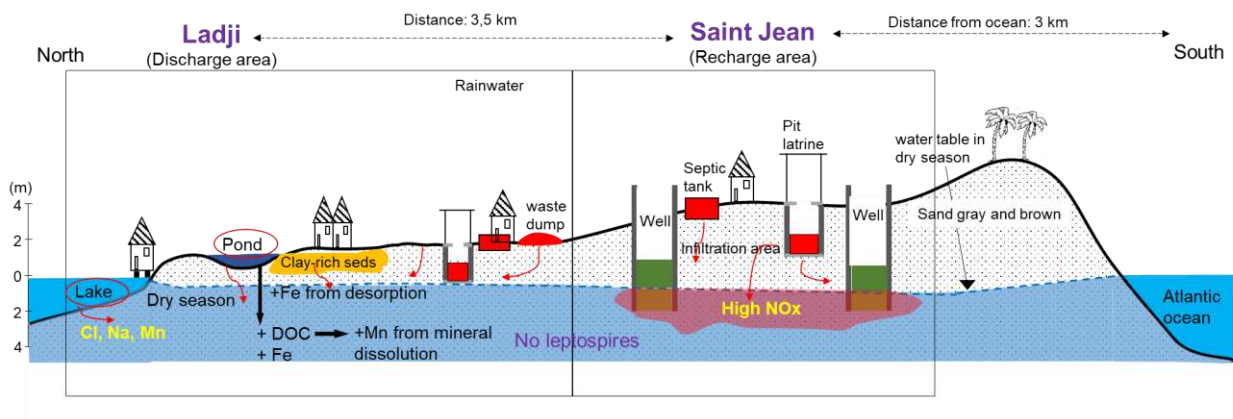


Figure 18. Schéma conceptuel des risques de contamination pendant la saison sèche

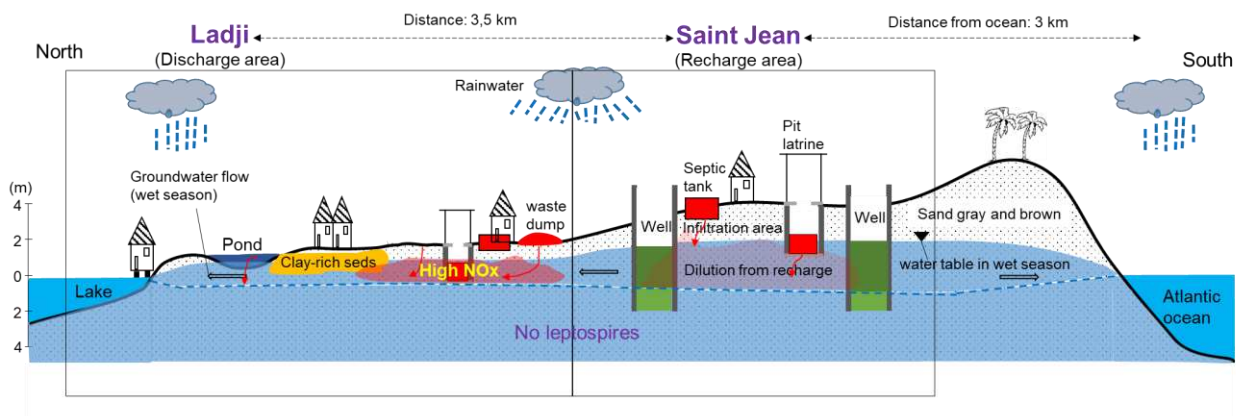


Figure 19. Schéma conceptuel des risques de contamination pendant la saison des pluies

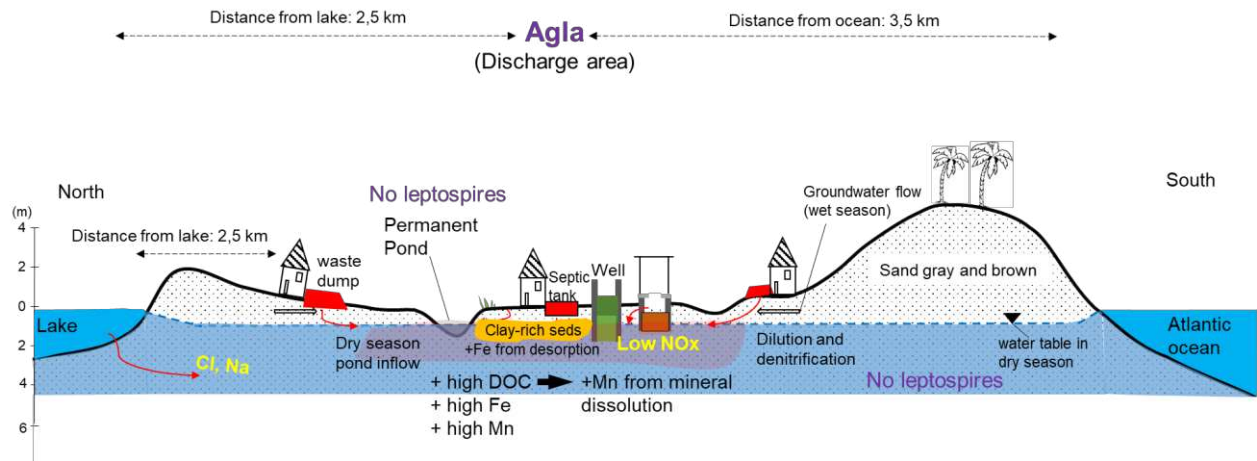


Figure 20. Schéma conceptuel des risques de contamination pendant la saison sèche

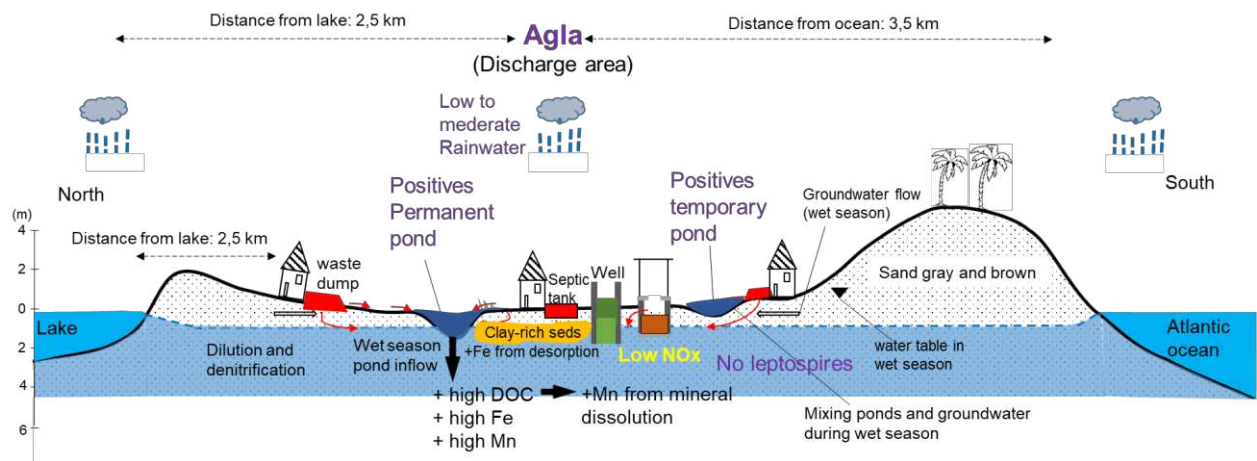


Figure 21. Schéma conceptuel des risques de contamination dès le début de la saison des pluies

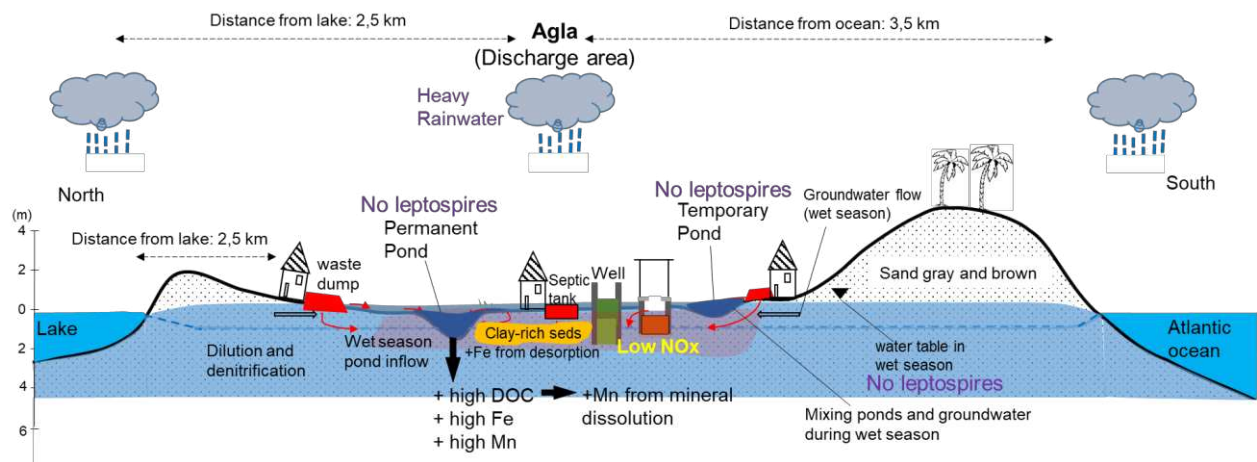


Figure 22. Schéma conceptuel des risques de contamination pendant la saison des pluies

Recommandations

Les mesures simples et qui ne nécessitent pas la mobilisation des moyens onéreux sont proposées aux autorités pour protéger les populations contre les risques de contaminations aux maladies hydriques.

- ⇒ Sensibiliser et éduquer les populations sur les risques liés aux maladies hydriques notamment pendant les périodes de contamination

Saison sèche à Ladjji et à St Jean

- ⇒ Interdiction d'utiliser les eaux souterraines pour les usages domestiques
- ⇒ Faciliter l'accès à l'eau potable aux populations défavorisées en diminuant le coût d'achat et d'abonnement au service de l'eau

Saison des pluies à Ladjji et à Agla

- ⇒ Eviter le contact avec les eaux de surface (mares) dès le début de la saison des pluies
- ⇒ Aménagement ponctuel (mini pont, diguette, passage hors de l'eau,
- ⇒ Mettre à disposition des ménages les équipements de protection individuelle

Perspectives de recherches

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude fournissent certes de bonnes bases de données et des informations sur les facteurs de contamination de l'aquifère côtier de Cotonou. Compte tenu de la complexité du contexte hydrogéologique locale, des études supplémentaires à plus grande échelle sont nécessaires pour la caractérisation globale de la zone côtière.

- ⇒ *Vulnérabilité de l'aquifère inférieur (Continental Terminal)*

L'alimentation en eau potable de la ville de Cotonou repose exclusivement sur les eaux souterraines tirées essentiellement de l'aquifère du Continental Terminal du plateau d'Allada. Les logs de forages dans la région côtière sud et la zone délimitant le champ de captage indiquent une hétérogénéité horizontale et verticale des sédiments (McInnis et al. 2013). La contamination des eaux souterraines peu profondes, que ce soit par l'intrusion saline des eaux de surface ou par la contamination anthropique des activités urbaines comme mentionné dans cette étude, représenterait une menace potentielle pour les ressources en eau de l'aquifère inférieur, même si les études antérieures n'ont pas notifié une contamination évidente de l'aquifère inférieur par le transport des polluants de la région côtière. Les études sur le traçage isotopique

(isotope stable et radioactif) et sur le transport des contaminants chimiques notamment les éléments traces dans les eaux de l'aquifère inférieur doivent être menées.

La surveillance de l'aquifère inférieur pourrait aussi passer par l'étude des processus de transfert de contaminants (ions majeurs et éléments traces) au travers de la Zone Non Saturée. Cet aspect qui a été peu développé au cours de nos travaux doit être poursuivi notamment dans les sédiments où la profondeur de la zone non saturée est plus importante.

⇒ *Rôle des sols dans la survie des leptospires*

Même si les résultats sur l'identification des leptospires pathogènes dans les eaux de Cotonou ont montré une prévalence plus élevée pendant la saison des pluies qui semble cohérente avec les résultats obtenus sur les rongeurs, les données restent à densifier pour construire des bases de données précises et robustes pour la région de Cotonou. Les études sur l'identification et le temps de survie des leptospires d'une part, et le taux de contaminations humaines d'autre part doivent être urgemment entamées, notamment dans les zones de bas-fonds inondables de Cotonou où les risques de contamination semblent être très élevés.

Un nombre croissant de travaux (Kingscote 1970; Wilson et Fujioka 1995; Fuh et al. 2011 ; Thibeaux et al. 2018 ; Schneider et al. 2018 ; Casanovas-Massana et al. 2018 ; Bierque et al. 2020) semble montrer que les sols humides constituent également un environnement très favorable où les pathogènes *Leptospira* peuvent survivre pendant plusieurs jours voire plusieurs mois. Lall et al. (2018) ont mis en évidence une corrélation positive entre les éléments chimiques dans les sols (les nitrates, le fer, le manganèse et le cuivre) et la présence de leptospires pathogènes. Ces auteurs ont émis l'hypothèse selon laquelle les précipitations saisonnières peuvent remettre en suspension les leptospires dans les eaux de surface à partir des particules du sol. Un tel scénario pourrait être testé à Cotonou où la plupart des sols sont sableux et souvent saturés en eau.

⇒ *Diffusion scientifique et sensibilisation face aux risques liées aux maladies hydriques*

Cette étude sur la qualité des eaux souterraines et les risques de contamination par des pathogènes environnementaux en général, et la leptospirose notamment, doit être élargie à un volet « perception et sensibilisation ». Même si les différents usages des eaux souterraines par les populations ont été notifiés dans ce manuscrit, les risques de contamination des maladies hydriques que ça soit par la voie orale ou le contact physique restent parfois méconnus des populations, en l'occurrence de celles qui vivent dans les milieux les plus défavorisés en même temps que les plus à risque (les bas-fonds, le long des berges du Lac Nokoué et du Chenal de Cotonou). La mise en place d'un projet d'extension à la dimension « Vulgarisation et sensibilisation » associant des collègues socio-anthropologues, des biologistes, des hydrogéologues et des

acteurs publics de la santé et du secteur de l'eau permettrait de mettre les résultats scientifiques au service des populations de façon opérationnelle.

Toutes ces investigations pourraient déboucher à long terme sur la mise en place d'une politique de gestion des eaux souterraines peu profondes, jusque-là non suivie par les autorités. Cette dernière devra tenir compte du schéma directeur de l'urbanisation de la ville de Cotonou et celui de l'assainissement et de la gestion des déchets, indispensables pour la protection des ressources en eaux souterraines.

Annexes

Annexe 1. Normes sur la qualité des eaux potables en République du Bénin

Le Décret N°2001-094 du 20 février fixant les normes de la qualité de l'eau potable en République du Bénin

Normes microbiologiques

Paramètres	Unités	Normes		Méthodes
		Eau non désinfectée	Eau désinfectée	
Algues, Champignons, Protozoaires etc.	Nbre/ml	0	0	Identification par microscope optique
Germes banals ou autochtones	Nbre/ml	50	20	Dénombrement direct par numérotation de colonies isolées après ensemencement sur milieu solide
Schigella	Nbre/100 ml	0	0	Dénombrement par filtration sur membranes cellulosiques de 0,45µm et ensemencement sur milieu solide
Streptocoques fécaux	Nbre/100 ml	0	0	Dénombrement par filtration sur membranes cellulosiques de 0,45µm et ensemencement sur milieu solide
Salmonella	Nbre/100 ml	0	0	Dénombrement par filtration sur membranes cellulosiques de 0,45µm et ensemencement sur milieu solide
Clostridium perfringens	Nbre/100 ml	2	0	Dénombrement par filtration sur membranes cellulosiques de 0,45µm et ensemencement sur milieu solide
Straphylocoques	Nbre/100 ml	0	0	Dénombrement par filtration sur membranes cellulosiques de 0,45µm et ensemencement sur milieu solide
Escherichia coli	Nbre/100 ml	0	0	Dénombrement par filtration sur membranes cellulosiques de 0,45µm et ensemencement sur milieu solide
Coliformes totaux	Nbre/100 ml	0	0	Dénombrement par filtration sur membranes cellulosiques de 0,45µm et ensemencement sur milieu solide
Vibrions cholériques	Nbre/100 ml	0	0	Identification par microscope optique

Normes physico-chimiques au Bénin

Paramètres	Unité	Valeur maximale permise
Température	°C	~ 25
Turbidité	UNT	5,0
Conductivité	µS/cm	2000
Arsenic	mg/L	0,05
Baryum	mg/L	1,0
Bore	mg/L	5,0
Cadmium	mg/L	0,005
Chrome	mg/L	0,05
Cuivre	mg/L	2,0
Cyanure	mg/L	0,2
Fluorures	mg/L	1,5
Mercure	mg/L	0,001
Nickel	mg/L	0,02
Nitrates	mg/L	45
Nitrites	mg/L	3,2
Plomb	mg/L	0,05
Sélénium	mg/L	0,01
Sulfates	mg/L	500
pH	Unité de pH	6,5<pH<8,5
Calcium	mg/L	100
Chlorures	mg/L	250
Couleur	UcV	15
Dureté	mg/L	200
Fer	mg/L	0,3
Goût	-	Inoffensif
Magnésium	mg/L	50
Manganèse	mg/L	0,1
Zinc	mg/L	3

Annexe 2. Caractéristiques physico-chimiques des pluies à Cotonou

La composition chimique des pluies dépend de la nature et de la quantité des composés (gaz, gouttelettes, particules) contenus dans l'atmosphère. Trois sources sont généralement définies : i) source marine qui regroupent les chlorure, magnésium, potassium, sulfate, et calcium ; ii) source anthropique et terrigène (ions sulfate, chlorure, nitrate, ammonium et hydrogène) et iii) source terrigène que sont ions bicarbonate, calcium et magnésium (Bowen, 1979 ; Celle, 2000 ; Bertrand 2008 ; Santoni, 2016).

Grâce au suivi mensuel des pluies pendant la période de Juin 2017 à Février 2018 (n=13), l'origine de la minéralisation des pluies de Cotonou et la distribution statistique des éléments dissous possibles sont présentées. Le collecteur a été installé à proximité des sites de prélèvement et est localisé proche du centre-ville de Cotonou qu'en bordure de la mer (distance entre la position du collecteur et la bordure la plus proche de la mer est d'environ 4 kilomètres). Même si les pluies sont faiblement minéralisées ($21 < CE < 122 \mu S/cm$) dans la zone d'étude, la connaissance de la composition chimique du signal d'entrée est une démarche très importante dans l'étude de la compréhension du fonctionnement des systèmes hydrologiques. Les anions dans les eaux de pluies collectées sont dans l'ordre décroissant $HCO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-} > PO_4^{2-} > F^-$ avec des valeurs moyennes de $10,62 \pm 6,25$ mg/L pour HCO_3^- , $7,93 \pm 8,18$ mg/L pour Cl^- , $1,92 \pm 1,26$ mg/L pour SO_4^{2-} , $0,18 \pm 0,55$ mg/L pour PO_4^{2-} et $0,03 \pm 0,05$ mg/L pour F^- . Quant aux cations, ils sont classés suivant l'ordre décroissant $Na^+ > Ca^{2+} > NH_4^+ > K^+ > Mg^{2+}$ avec les valeurs moyennes de $5,08 \pm 4,26$ mg/L pour Na^+ , $3,39 \pm 2,41$ mg/L pour Ca^{2+} , $0,81 \pm 1,92$ mg/L pour NH_4^+ , $0,77 \pm 0,95$ mg/l pour K^+ et $0,62 \pm 0,52$ mg/L pour Mg^{2+} (Tableau 9). HCO_3^- , Cl^- et Na^+ , Ca^{2+} sont donc majoritaires dans les eaux de pluies de Cotonou.

Tableau 1 : Moyennes, valeurs minimum et maximum (mg/L), et écarts types des pluies de Cotonou

	HCO3-	F-	Cl-	NO2-	Br-	NO3-	PO4--	SO4--	Na+	NH4+	K+	Mg++	Ca++
Minimum	5,00	0,00	0,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,59	1,99	0,00	0,09	0,18	0,75
Maximum	22,00	0,16	24,94	0,00	0,00	0,00	1,65	3,73	14,05	5,87	2,97	1,58	6,79
Moyenne	10,63	0,03	7,93	0,00	0,00	0,00	0,18	1,91	5,09	0,81	0,77	0,62	3,40
Ecart-type	6,25	0,05	8,18	0,00	0,00	0,00	0,55	1,26	4,26	1,93	0,95	0,51	2,41

En proportion relative par rapport à la totalité des ions (Fig. 12), la composition des eaux de pluies est dominée par les HCO_3^- (34%), Cl^- (25,26%), Na^+ (16,20%) et Ca^{2+} (10,82%). Les pluies au voisinage du centre ville montrent l'influence des éléments terrigènes notamment HCO_3^- et dans une moindre mesure le Ca^{2+} .

Toutefois, la signature marine demeure prépondérante dans la minéralisation globale car le cumul des éléments qui y sont associés (Cl, Na, Mg, SO₄ et K) représentent 52 % de la totalité des ions même si les aérosols marins sont surtout pourvoyeurs de Cl et Na (Bertrand, 2008 ; Santoni 2016). Le NH₄ (2,56%) qui correspond à l'influence des activités anthropiques, est par contre présents en faible proportion dans les pluies. La chimie des pluies semble donc être principalement influencée par des éléments provenant de sources terrigènes dominant, marine et anthropique en faible proportion.

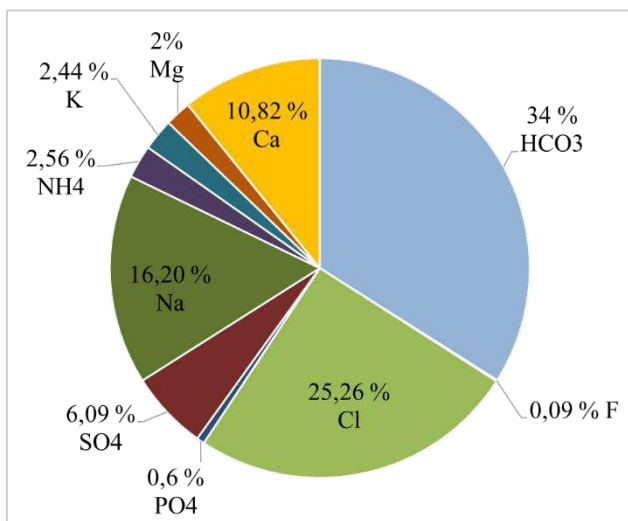


Figure 1: Distribution statistique des ions majeurs dans les pluies de Juin 2017-Février 2018

Annexe 3. Fiche de questionnaire

Quartier	<input type="text"/>	Date	<input type="text"/>
Site	<input type="text"/>	Collecteur	<input type="text"/>
GPS	<input type="text"/>	Adresse	<input type="text"/>

Type de site

Plan site

Bâtiments Nombre Superficie bâtie

		Bât. 1	Bât. 2	Bât. 3	Bât. 4	Bât. 5	Bât. 6	Bât. 7	Bât. 8	Bât. 9	Bât. 10	Bât. 11	Bât. 12	Bât. 13
sol	nu													
	ciment													
	carrelage													
	tapis													
toit	autre													
	dalle													
	tôle													
	banco													
	rafia/bambou													
plafond	autre													
	bois													
	tissu													
	banco													
murs	autre													
	ciment													
	tôle													
	rafia/bambou													
terrasse	bois													
	autre													
	ciment													
marches	nue													
	couverte													
surélévation														

Cour Superficie Enceinte Matériau

Sol nu ciment autre Surface inondée

Remarques cour

Animaux Types

Lieu(x)

Remarques animaux

Végétation, activités agricoles Arbres Espèces

Activités agricoles Types

Engrais Pesticides Types

Remarques activités agricoles

Déchets, assainissement	Lieu de stockage des déchets	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Type de stockage des déchets	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Traitement des déchets	<input type="text"/>		<input type="text"/>
Rejet des eaux usées	<input type="text"/>		<input type="text"/>

Remarques déchets, assainissement

Eaux		robinet	puits	pluie	bas fonds	autres
Sources		<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Stockage		<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Usages	boisson	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	lessive	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	vaisselle	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	douche	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	nettoyage divers	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	arrosage	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
autres		<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

Distance source extérieure - site Profondeur puits

Remarques eaux

Précipitations

	aujourd'hui	hier	avant-hier	< 7j	< 15j	< 30j
A-t-il plu ?						
Intensité						

	1j	2j	3j	< 7j	< 15j	< 30j
Depuis quand l'eau stagne-t-elle ?						

pas d'eau stagnante

Prélèvements

N°	GPS	Lieu	origine	source	stockage	Filtre

N°	T°C	pH	conductiv	O2 dissous	Bicarb	Salinité	Remarques

pH	T°C	rH	

Annexe 5. Quelques photos de terrain illustrant les situations des populations



Situation des ménages en début de saison des pluies à Agla (Source : travaux de terrain 2017)



Insalubrité dans le quartier Ladji (Source : travaux de terrain, 2017)



Système d'évacuation des eaux usées provenant des douches à Ladjji (Source : Travaux de terrain, 2017)

Annexe 6. Résultats des ions majeurs et des éléments traces dans les eaux souterraines

ID	Times	T°C	pH	NOx	EC	DO	HCO3-	Cl-	SO4--	Na+	K+	Mg++	Ca++	Li	B	Al	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Ba	Pb	U
Units																													
A10	Jun-17	30.20	7.60	0.00	837.00	6.36	193.68	84.73	136.69	85.33	22.51	22.51	7.26	0.74	36.22	39.10	1.81	0.40	3.69	25.29	0.16	1.43	1.78	5.89	1.26	7.52	21.89	0.20	0.02
	Oct-17	29.20	7.84	0.00	835.00	6.43	245.22	119.79	4.98	101.90	26.97	8.74	44.20	1.20	39.26	43.24	1.85	0.56	11.57	38.05	0.19	1.40	1.32	3.26	1.26	1.21	15.08	0.17	0.25
A11	Feb-18	28.70	7.77	0.00	1870.00	0.12	751.52	112.19	37.48	121.71	44.42	9.35	45.65	1.18	53.37	80.00	9.01	0.87	83.62	554.74	0.58	1.94	4.57	12.97	2.32	7.34	30.58	0.76	8.60
	Feb-18	32.20	6.61	0.01	1212.00	1.19	346.48	120.04	84.85	85.96	43.27	9.63	80.92	0.11	77.63	35.65	9.53	0.99	78.85	15.52	0.49	1.48	0.90	4.93	5.44	7.12	414.53	0.66	3.02
A2	Jun-18	28.20	7.23	0.40	1468.00	0.06	491.66	148.36	54.70	114.50	64.13	13.91	91.52		51.07	53.24	5.44	0.95	61.06	30.52	0.95	1.87	2.26	4.23	1.40	3.61	418.51	4.10	0.98
	Jun-17	27.30	7.21	0.00	1273.00	2.42	435.85	160.53	74.85	147.90	35.02	35.02	17.05	0.42	53.57	10.74	1.49	0.71	403.94	37.31	0.52	1.60	1.02	22.04	2.09	2.80	62.22	0.23	0.03
A4	Oct-17	26.50	7.02	0.00	1150.00	2.33	441.64	131.00	10.05	111.34	29.87	15.27	81.80	0.39	44.03	7.57	0.89	0.68	454.55	38.98	0.53	1.40	0.37	6.45	2.25	1.13	42.60	0.10	0.12
	Feb-18	28.30	6.96	0.01	733.00	2.83	202.52	97.21	32.23	86.88	15.55	14.75	41.54	0.25	20.55	11.44	0.98	0.54	144.58	210.38	0.31	0.82	0.55	11.59	1.75	2.88	62.22	0.11	2.18
A5	Jun-17	28.70	6.01	0.04	353.00	5.34	37.82	56.98	38.15	32.98	8.24	8.24	5.29	0.96	32.59	33.89	0.34	1.99	39.89	252.46	0.77	0.77	1.93	23.65	0.46	3.34	105.08	0.38	0.05
	Oct-17	28.00	5.95	0.18	497.00	4.53	54.90	69.62	61.09	46.09	10.46	6.76	27.46	1.10	30.11	32.62	0.32	1.52	50.02	144.99	0.83	0.88	2.69	17.72	0.37	0.20	149.82	0.32	0.07
A6	Feb-18	29.50	5.84	0.42	548.00	3.97	36.40	86.61	50.46	51.32	10.41	7.16	20.01	1.05	32.38	81.95	0.44	1.92	100.49	388.15	1.47	1.22	2.37	24.26	0.50	0.45	208.92	0.39	1.60
	Oct-17	27.20	7.01	0.00	500.00	2.75	150.06	50.01	19.18	51.31	9.30	6.02	33.27	1.28	21.15	10.62	0.11	0.14	30.03	11.46	0.12	1.25	0.54	27.89	0.24	2.95	83.47	0.03	0.31
A7	Feb-18	29.00	6.55	0.39	652.00	2.39	154.94	60.87	58.67	67.19	13.73	9.08	47.38	0.55	26.45	11.13	2.48	0.52	88.55	132.52	0.59	0.96	1.29	50.88	0.92	5.16	260.34	0.22	6.98
	Jun-17	29.00	7.12	0.81	1338.00	8.45	245.53	175.75	216.30	158.45	38.07	38.07	10.17	0.82	53.26	21.05	10.70	0.77	42.12	3.73	0.62	1.13	1.96	36.52	1.99	7.87	64.79	0.20	0.31
A8	Feb-18	30.30	6.22	0.77	967.00	4.25	87.84	137.64	165.20	128.49	26.57	7.01	47.19	0.85	38.93	14.14	5.76	0.56	73.97	108.78	1.85	3.17	1.78	36.90	0.86	4.55	72.29	0.09	2.64
	Oct-17	29.10	6.28	0.00	706.00	2.12	112.24	103.59	74.26	84.02	16.73	6.42	28.45	0.99	24.98	4.65	0.37	0.26	120.35	7.31	0.44	1.06	0.43	14.88	0.58	0.18	95.78	0.16	0.02
A9	Feb-18	29.30	6.20	0.01	689.00	2.12	79.30	120.42	74.59	80.83	21.11	8.15	29.08	0.58	24.10	5.30	0.23	0.26	104.18	8.54	0.47	0.67	0.66	7.33	0.44	0.11	138.45	0.08	6.97
	Jun-17	30.70	6.31	0.00	765.00	2.52	95.01	110.09	131.16	93.31	19.39	19.39	10.26	0.25	18.32	3.85	0.13	0.13	49.01	3.44	0.21	0.32	0.55	4.39	0.60	1.55	81.33	0.09	0.04
A11	Oct-17	27.80	6.03	0.00	645.00	4.51	64.20	70.00	149.72	92.14	3.31	4.96	20.22	0.98	12.92	10.23	0.47	2.51	58.92	17.81	0.42	0.56	0.78	14.40	0.39	0.03	99.68	0.07	0.02
	Feb-18	28.90	6.29	0.02	642.00	2.93	73.20	77.36	116.63	82.51	5.91	4.81	20.54	0.98	18.68	20.87	0.81	2.38	86.40	22.51	0.77	0.65	0.78	12.06	0.69	0.26	124.65	0.23	3.25
A12	Jun-17	29.70	6.37	0.03	842.00	3.98	98.67	110.17	171.18	106.87	13.32	13.32	6.33	0.99	21.40	18.26	0.71	1.55	62.23	9.49	0.38	0.65	1.23	1.80	0.71	0.21	168.94	0.15	0.11
	Jun-18	28.90	7.78	0.00	931.00	8.22	374.08	77.28	20.17	70.46	71.94	15.24	49.57	2.47	125.94	22.00	3.11	2.31	248.22	179.42	0.52	0.95	0.92	1.96	0.93	0.65	45.52	0.15	0.08
A13	Feb-18	28.40	7.84	0.00	1475.00	4.22	475.80	155.00	93.17	127.81	55.96	19.57	87.88	0.40	50.65	43.58	3.67	2.81	228.37	104.02	0.49	1.50	1.00	6.00	1.17	0.65	146.78	0.67	6.20
	Oct-17	27.90	7.57	0.44	799.00	3.93	314.76	28.52	40.87	44.68	22.21	9.69	92.04	0.70	106.29	6.83	11.18	0.38	5.31	1.25	0.12	1.41	2.09	30.63	3.82	7.37	16.57	0.08	0.50
A14	Feb-18	29.10	7.16	1.18	1285.00	2.35	384.30	85.78	80.62	104.51	35.65	8.08	79.28	1.33	115.58	10.18	13.81	0.53	13.22	0.32	2.27	2.96	49.18	5.60	7.62	26.44	0.07	4.61	
	Jun-18	29.20	7.40	1.16	731.00	3.24	152.50	57.73	54.63	68.30	19.86	5.16	53.95	1.64	55.50	23.13	20.97	2.37	8.69	4.63	0.23	2.19	2.31	34.46	4.05	8.75	11.32	0.03	0.15
A15	Jun-17	28.20	7.45	0.00	1002.00	3.60	318.12	77.18	115.78	94.04	30.86	9.91	89.42	0.81	105.30	18.06	11.91	0.70	1.88	1.92	0.34	1.72	2.52	33.75	4.63	7.60	18.29	0.22	0.14
	Jun-17	29.50	7.13	1.12	770.00	3.43	163.18	65.66	61.25	72.53	33.84	4.07	57.83	0.34	67.42	24.82	19.94	1.67	19.76	9.80	0.28	3.39	3.62	17.62	2.19	13.09	18.28	0.22	0.14
A16	Oct-17	29.30	8.03	0.00	481.00	4.94	98.82	39.22	47.65	28.01	13.14	3.81	47.81	1.01	41.26	27.11	21.41	2.30	3.16	2.72	0.07	0.63	2.26	3.14	3.65	2.61	16.59	0.04	0.13
	Jun-18	30.50	6.75	0.90	878.00	3.73	250.10	65.43	47.69	66.08	27.62	6.57	65.57	0.26	61.35	15.40	14.44	1.11	50.28	25.12	0.54	2.00	2.71	16.27	3.92	11.36	28.03	0.11	0.34
A17	Feb-18	29.60	6.90	0.99	943.00	2.77	229.36	80.94	47.17	60.58	28.62	5.34	56.88	0.28	59.32	20.71	16.40	1.28	32.59	4.85	0.36	2.58	4.64	27.48	2.27	10.66	17.38	0.14	6.30
	Jun-18	29.30	7.21	0.89	497.00	9.72	57.13	27.92	42.63	11.97	6.47	6.48	33.32	0.43	65.41	6.67	7.17	15.85	13.48	0.31	2.09	4.96	9.99	3.28	3.16	10.56	0.26	0.51	0.90
A18	Jun-18	29.40	7.33	0.65	444.00	6.79	141.52	13.06	22.82	13.44	12.46	4.08	49.92	0.03	60.33	19.94	10.31	3.76	2.69	26.74	0.14	0.88	2.79	4.43	4.45	4.35	13.43	1.53	0.10
	Jun-17	28.60	7.04	0.00	377.00	3.13	128.10	25.67	17.90	31.66	7.32	1.94	33.24	0.20	31.43	15.06	12.53	1.13	15.63	14.32	0.25	0.78	1.39	10.53	2.49	1.98	4.21	0.10	0.07
A19	Oct-17	28.60	7.36	0.00	297.00	5.13	121.60	15.93	12.10	22.97	7.66	1.56	28.22	0.15	34.90	14.02	15.43	1.51	10.78	26.56	0.26	0.70	1.46	9.49	3.68	2.88	4.31	0.07	0.03
	Feb-18	29.70	6.88	0.50	586.00	2.56	119.56	52.64	49.36	37.96	13.28	3.14	46.95	0.30	53.89	18.00	12.66	1.27	38.57	13.35	0.45	1.14	1.00	10.55	2.76	5.13	8.77	0.05	0.87
A20	Jun-18	29.03	7.06	0.20	341.00	3.39	86.93	20.11	26.87	22.87	8.45	1.79	31.07	0.26	36.54	13.59	11.39	0.75	14.79	19.26	0.24	0.60	1.05	4.34	1.83	11.58	4.47	0.02	0.05
	Oct-17	29.00	5.91	0.00	681.00																								

Annexe 7. Résultats des ions majeurs et des éléments traces dans les eaux de surface

ID	Times	Origin	T°C	pH	NOx	EC	DO	HCO3-	Cl-	SO4--	Na+	K+	Mg++	Ca++	Li	B	Al	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Ba	Pb	U
Units					meq/L	µS/cm		mg/L		mg/L											µg/L									
A10	Jun-17	Pond	31.40	7.48	0.00	1114.00	2.07	314.15	124.09	136.62	92.28	50.30	50.30	2.07	91.81	35.25	4.55	1.28	329.23	616.68	0.97	3.69	0.79	21.92	2.27	1.53	51.62	1.40	0.70	
	Oct-17	Pond	28.70	6.96	0.00	621.00	1.82	250.71	69.50	6.44	62.84	21.67	7.69	41.23	1.06	39.07	37.31	1.55	1.26	168.30	599.00	0.35	1.37	2.34	18.94	0.73	0.30	43.23	1.15	0.12
A12	Feb-18	Pond	28.80	6.03	0.00	768.00	5.72	42.70	153.98	254.62	162.76	12.15	13.69	27.04	0.58	28.26	52.79	1.00	0.67	209.98	1741.79	1.07	2.32	0.55	27.15	1.08	0.93	82.30	0.28	1.26
	Jun-18	Pond	28.10	6.69	0.00	605.00	0.17	176.90	53.70	19.75	63.70	15.75	6.33	35.76	1.15	37.77	67.62	2.12	1.81	121.04	668.69	0.35	1.11	0.38	4.50	0.74	0.39	40.34	0.44	0.15
A14	Feb-18	Pond	29.60	7.28	0.00	1671.00	0.01	456.28	189.73	291.08	146.11	92.25	25.54	139.39	2.15	100.41	53.00	0.79	2.43	561.08	119.60	0.66	1.49	0.20	5.72	0.99	0.35	170.72	0.14	3.14
	Jun-18	Pond	27.90	6.90	0.19	685.00	0.30	271.45	55.38	7.70	54.90	50.35	9.86	42.82	1.79	76.46	54.12	1.12	2.11	226.76	418.85	0.61	1.66	0.50	6.59	0.83	0.69	47.43	0.61	0.11
A15	Jun-18	Pond	27.80	6.93	0.14	829.00	0.12	298.90	65.99	18.13	69.75	30.56	10.01	66.66	2.90	73.34	84.57	2.91	1.69	278.78	417.33	0.59	1.53	0.55	7.67	1.19	0.46	50.67	0.56	0.16
A16	Jun-18	Pond	28.40	7.32	0.00	712.00	0.86	282.43	57.09	6.70	55.33	37.75	10.60	53.39	2.08	54.18	52.16	1.07	1.42	146.69	532.51	0.50	1.61	0.65	8.15	0.88	0.92	39.09	0.47	0.15
A17	Jun-18	Pond	26.10	7.29	0.00	846.00	1.06	378.20	64.69	12.48	83.16	21.60	9.05	67.19	0.63	17.05	24.16	1.14	0.97	124.70	90.27	0.19	0.62	0.12	1.17	0.53	0.13	20.98	0.22	0.07
A18	Jun-18	Pond	31.90	7.44	0.00	563.00	7.33	250.10	74.80	16.12	45.58	26.43	6.77	42.95	1.65	51.10	65.97	2.97	1.25	114.90	249.91	0.37	1.45	0.87	5.28	1.24	1.15	24.95	0.35	0.24
A19	Jun-18	Pond	27.30	7.15	0.00	796.00	0.19	284.26	74.60	14.08	78.96	17.67	6.92	62.71	1.66	46.87	37.59	0.56	1.88	144.58	525.22	0.54	1.24	0.29	3.02	0.95	0.16	59.55	0.51	0.06
A2	Jun-17	Pond	25.20	8.72	0.00	113.00	7.77	41.02	5.19	4.27	6.21	3.47	3.47	0.74	0.23	8.51	20.42	1.87	0.61	21.19	12.20	0.36	0.76	1.91	26.12	0.37	0.56	7.47	0.15	0.04
	Oct-17	Pond	26.20	7.25	0.00	970.00	4.65	358.68	108.79	16.65	9.12	22.87	10.30	84.99	1.32	41.63	13.29	0.86	0.95	287.22	359.12	0.35	1.12	0.55	5.00	1.12	0.24	43.34	0.24	0.09
A3	Jun-17	Pond	29.10	8.24	0.00	1619.00	9.53	408.70	249.90	154.25	206.21	67.54	67.54	16.88	2.75	121.33	38.64	8.65	1.56	205.09	204.08	0.99	3.09	2.62	13.36	3.13	6.11	42.32	0.43	0.78
	Oct-17	Pond	29.80	8.43	0.00	346.00	11.61	137.86	24.35	0.60	29.56	14.22	4.19	26.46	1.49	50.46	57.58	2.13	0.29	16.74	646.65	0.43	2.28	1.55	13.63	1.24	0.52	10.97	0.48	0.18
A6	Jun-17	Pond	28.40	8.67	0.00	62.30	7.45	26.00	4.50	7.12	6.83	4.84	4.84	3.99	1.19	13.82	55.51	3.63	5.86	3.03	7.99	0.13	0.70	2.00	24.57	0.40	2.94	2.36	0.11	0.05
A7	Jun-17	Pond	28.00	8.04	0.00	250.00	6.66	103.85	13.47	15.79	17.07	6.41	6.41	1.99	0.32	18.91	101.47	3.77	0.24	21.01	4.05	1.19	0.61	2.19	5.90	1.05	3.09	15.54	0.17	0.44
	Oct-17	Pond	35.70	9.05	0.00	1078.00	15.70	470.31	92.01	42.50	117.64	83.61	17.53	41.35	2.53	140.80	268.87	15.78	1.55	17.40	92.87	0.80	4.25	8.14	18.62	3.10	9.12	44.27	0.78	0.76
A8	Jun-17	Pond	35.90	9.64	0.05	1278.00	12.38	97.60	116.75	395.69	113.07	39.75	39.75	9.80	0.77	111.60	185.71	4.99	1.55	4.66	15.49	0.58	3.07	8.85	20.16	1.99	17.81	71.65	0.41	1.10
	Oct-17	Pond	29.70	6.38	0.00	659.00	2.34	147.62	62.96	80.25	73.47	13.73	6.78	38.46	1.02	43.62	27.07	1.25	2.04	124.27	1478.76	0.35	1.34	2.81	9.31	0.87	1.25	54.00	0.49	0.07
A9	Jun-17	Pond	29.40	7.07	0.00	1643.00	0.01	738.10	102.81	0.73	75.29	145.23	145.23	33.92	3.36	174.03	43.92	1.07	6.52	530.26	210.60	1.91	5.83	0.97	6.50	1.91	1.80	176.13	0.28	0.36
	Oct-17	Pond	28.00	8.41	0.00	1620.00	2.40	581.33	240.73	11.54	166.41	162.77	26.22	38.85	4.15	151.20	96.49	5.31	1.39	50.42	229.05	1.30	6.20	5.67	16.12	3.47	10.46	34.66	0.52	1.03
G1	Feb-18	lake	29.70	6.99	0.04	23000.00	5.66	78.40	8289.49	1074.49	4783.93	153.03	525.51	159.09	71.58	1746.69		0.23	0.13	602.47	43.53	1.20	0.75	0.51	3.51	0.40	3.43	204.26	0.09	0.22
G2	Feb-18	lake	30.10	7.35	0.00	29800.00	5.98	80.00	11232.35	1436.72	6368.29	187.40	698.36	221.10	101.11	2486.99		0.65		375.31	50.83	0.50	0.55	0.50	3.88	0.43	5.46	210.30	0.13	0.83
G3	Feb-18	lake	30.10	7.49	0.00	35100.00	6.02	86.40	13886.13	1784.65	7742.76	229.56	845.38	277.66	125.28	3011.42		1.04		243.43	31.2	0.43	0.67	0.79	2.23	0.46	6.72	232.01	0.21	1.27
G4	Feb-18	lake	31.10	7.58	0.00	25800.00	5.89	112.00	9565.93	1217.10	5511.05	129.54	618.26	207.04	79.01	2036.37		1.19		8.38	2.34	0.14	1.01	0.91	2.81	0.34	3.62	381.07	0.10	0.79
G5	Feb-18	lake	30.50	7.92	0.00	15980.00	8.40	126.40	5442.30	678.34	3216.99	160.52	351.92	118.59	34.23	1047.46		4.32	0.13	534.49	20.06	0.68	1.15	0.70	3.48	0.40	1.59	496.25	0.11	0.48
G6	Feb-18	lake	30.90	7.84	0.00	14360.00	8.86	147.20	4820.25	581.58	2862.97	101.99	320.13	125.59	29.35	886.93		5.06	0.12	970.45	17.13	0.60	1.12	0.69	2.28	0.48	0.99	583.11	0.08	0.36
G7	Feb-18	lake	30.70	7.93	0.00	16140.00	8.58	116.80	5599.82	697.12	3206.84	101.88	358.53	130.89	38.20	1115.77		4.06	0.16	505.22	14.02	0.91	1.40	0.95	7.52	0.49	1.49	481.86	0.13	0.47
L10	Jun-17	Pond	31.80	8.16	0.00	2000.00	0.02	491.97	408.44	80.72	295.17	96.45	15.95	64.45	5.06	154.56	34.57	4.14	1.39	68.78	117.12	0.95	9.28	2.86	41.23	2.27	31.19	3.49	0.39	1.06
	Oct-17	Pond	28.70	9.61	0.00	2440.00	3.28	500.27	509.98	158.87	384.79	102.76	12.61	40.88	18.31	198.44	217.72	8.16	0.69	35.96	165.39	1.31	4.75	4.18	42.93	3.29	7.10	25.69	1.08	0.41
L14	Feb-18	lake	29.60	7.63	0.00	47600.00	4.40	109.80	19310.02	2667.07	12219.81	381.49	1256.09	419.02	216.72	4729.88		1.48		33.50	4.61	0.12	0.50	0.58	4.48	1.08	12.43	32.50	0.29	2.93
	Jun-18	lake	30.10	7.60	0.00	39400.00	3.82	131.15	16379.80	2306.45	8487.56	323.79	1058.49	263.38	134.63	3175.34		1.86	0.15	68.29	22.87	0.19	0.77	0.59	6.58	0.92	8.65	112.48	0.21	1.65
L15	Feb-18	lake	30.20	7.90	0.00	49700.00	7.29	113.46	18031.65	2409.49	9579.63	302.24	955.03	323.52	191.54	4567.86		1.44	0.09	71.22	6.02	0.27	0.73	0.50	5.87	0.78	11.03	61.87	0.09	2.66
	Jun-18	lake	37.00	7.67	0.00	38100.00	5.85	57.95	15173.94	2165.47	7884.58	296.81	994.89	254.81	129.53	3072.54		1.46	0.12	50.38	6.98	0.14	0.69	0.70	2.77	0.85	8.14	128.34	0.09	1.54
L16	Feb-18	Pond	29.20	8.65	0.00	3830.00	1.16	1115.08	824.56	2.78	698.15	341.17	73.68	110.74	15.36	300.13	65.43	12.88	1.43	235.38	205.15	0.91	6.10	1.26	4.64	4.86	1.71	143.96	0.50	72.88
	Jun-18	Pond	29.10	7.37	0.00	1024.00	0.01	289.75	120.41	41.34	121.02	39.94	12.58	39.45	4.10	123.00	84.52	3.70	1.06	184.49	239.43	0.61	3.95	1.35	9.31	1.67	3.40	40.29	0.55	0.57
L17	Feb-18	Pond	28.90	7.20	0.00	2000.00	0.01	274.50	356.31	224.63	119.63	12.20	19.63	43.30	1.46	187.33	178.20	3.02	2.86	232.34	112.73	2.04	10.42	8.80	10.73	2.42	7.19	163.11	0.26	5.76
	Jun-18	Pond	30.90	6.86	0.00	833.00	0.35	259.25	46.16	1.43	47.60	10.98	8.63	44.32	1.03	41.61	28.34	3.22	0.42	174.82	95.27	1.42	2.85	1.31	4.09	2.02	1.33	29.95	0.11	0.93
L19	Jun-18	Pond	30.30	6.88	0.00	633.00	0.04	251.32	53.73	8.52	62.68	26.85	5.28	31.71	1.21	62.80	51.65	1.82	0.74	144.35	1232.31	0.35	2.15	0.57	4.79	0.69				

Annexe 10. Résultats REE dans les eaux souterraines et de surface à Agla

ID	Times	Origin	COD	Eh	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	ΣREE
NASC					32000	73000	7900	33000	5700	1240	5200	850	5800	1040	3400	500	3100	480	
Units			mg/L	mV	µg/L														
A2	Jun-17	Pond	10.91	394.90	0.15	0.55	0.09	0.53	0.16	0.04	0.15	0.02	0.12	0.02	0.06	0.01	0.05	0.01	1.96
	Oct-17	Pond	25.43	245.30	0.09	0.30	0.05	0.29	0.09	0.03	0.10	0.02	0.10	0.02	0.06	0.01	0.06	0.01	1.22
	Jun-17	Well	22.27	419.50	0.21	0.85	0.15	0.90	0.29	0.07	0.27	0.04	0.23	0.04	0.13	0.02	0.11	0.02	3.33
	Oct-17	Well	25.62	335.40	0.16	0.63	0.10	0.63	0.20	0.05	0.21	0.03	0.20	0.04	0.11	0.01	0.10	0.01	2.49
	Feb-18	Well	14.65	423.30	0.30	1.18	0.21	1.26	0.32	0.08	0.34	0.05	0.28	0.05	0.16	0.02	0.14	0.02	4.40
A3	Jun-17	Pond	36.99	429.80	0.10	0.39	0.07	0.44	0.16	0.04	0.18	0.03	0.19	0.04	0.12	0.02	0.12	0.02	1.91
	Oct-17	Pond	18.45	312.00	0.12	0.39	0.06	0.34	0.11	0.03	0.11	0.02	0.10	0.02	0.06	0.01	0.05	0.01	1.42
A4	Jun-17	Well	9.86	470.20	1.37	3.76	0.61	3.32	0.92	0.21	0.86	0.12	0.67	0.12	0.35	0.04	0.30	0.04	12.67
	Oct-17	Well	8.79	361.40	1.18	3.54	0.52	2.83	0.80	0.18	0.76	0.10	0.58	0.10	0.30	0.04	0.25	0.03	11.22
	Feb-18	Well	10.38	440.00	2.42	6.43	1.13	6.40	1.69	0.41	1.65	0.22	1.28	0.22	0.65	0.08	0.52	0.07	23.15
A5	Oct-17	Well	10.06	374.20	0.10	0.35	0.06	0.36	0.11	0.03	0.11	0.01	0.09	0.02	0.05	0.01	0.05	0.01	1.36
	Feb-18	Well	8.85	419.20	0.43	1.46	0.26	1.55	0.43	0.11	0.43	0.06	0.33	0.06	0.19	0.02	0.18	0.03	5.54
A6	Jun-17	Pond	8.12	255.80	0.07	0.25	0.04	0.26	0.08	0.02	0.08	0.01	0.06	0.01	0.03	0.00	0.02	0.00	0.95
	Jun-17	Well	14.60	439.40	0.19	0.68	0.13	0.74	0.24	0.06	0.21	0.04	0.17	0.04	0.10	0.02	0.09	0.02	2.71
	Feb-18	Well	7.08	412.50	0.46	1.18	0.21	1.25	0.33	0.08	0.34	0.04	0.26	0.05	0.14	0.02	0.12	0.02	4.49
A7	Jun-17	Pond	7.86	408.10	0.09	0.28	0.06	0.34	0.11	0.03	0.10	0.02	0.10	0.02	0.06	0.01	0.06	0.01	1.28
	Oct-17	Pond	39.75	290.00	0.26	0.67	0.09	0.49	0.15	0.04	0.16	0.03	0.16	0.03	0.10	0.01	0.10	0.01	2.30
	Jun-17	Well	6.80	299.60	0.22	0.73	0.13	0.77	0.22	0.05	0.22	0.03	0.17	0.03	0.10	0.01	0.09	0.01	2.78
	Oct-17	Well	6.19	379.50	0.12	0.40	0.07	0.41	0.12	0.03	0.12	0.02	0.11	0.02	0.09	0.01	0.10	0.02	1.62
	Feb-18	Well	7.79	429.30	0.35	0.79	0.18	1.10	0.28	0.07	0.31	0.04	0.26	0.05	0.17	0.02	0.17	0.03	3.83
A8	Jun-17	Pond	26.26	213.70	0.14	0.47	0.10	0.59	0.20	0.05	0.23	0.03	0.23	0.04	0.13	0.02	0.12	0.02	2.37
	Oct-17	Pond	15.41	207.20	0.35	1.26	0.20	1.18	0.37	0.08	0.34	0.05	0.28	0.05	0.14	0.02	0.12	0.02	4.44
	Jun-17	Well	9.95	360.90	0.62	1.73	0.32	1.88	0.53	0.12	0.51	0.07	0.39	0.07	0.21	0.03	0.19	0.03	6.69
	Oct-17	Well	7.31	403.80	0.32	0.85	0.13	0.76	0.19	0.04	0.18	0.02	0.13	0.03	0.09	0.01	0.09	0.01	2.85
	Feb-18	Well	8.89	462.30	1.08	3.36	0.58	3.36	0.88	0.21	0.83	0.11	0.64	0.11	0.34	0.04	0.30	0.04	11.89
A9	Jun-17	Pond	25.28	100.20	0.10	0.38	0.07	0.41	0.14	0.04	0.14	0.02	0.14	0.03	0.08	0.01	0.09	0.01	1.67
	Oct-17	Pond	51.75	316.50	0.17	0.55	0.10	0.57	0.19	0.05	0.23	0.04	0.24	0.05	0.15	0.02	0.14	0.02	2.52
	Oct-17	Well	20.79	350.70	0.11	0.39	0.07	0.40	0.13	0.03	0.14	0.02	0.14	0.03	0.09	0.01	0.09	0.01	1.66
	Feb-18	Well	26.91	130.00	0.16	0.56	0.11	0.73	0.24	0.07	0.29	0.04	0.30	0.06	0.19	0.02	0.18	0.03	2.99
A10	Jun-17	Pond	43.28	305.03	0.21	0.64	0.11	0.61	0.18	0.04	0.20	0.03	0.18	0.03	0.09	0.01	0.08	0.01	2.42
	Oct-17	Pond	27.14	293.20	0.38	1.33	0.22	1.32	0.43	0.10	0.42	0.06	0.36	0.06	0.18	0.02	0.15	0.02	5.07
	Jun-17	Well	14.76		0.14	0.47	0.08	0.48	0.15	0.03	0.14	0.02	0.14	0.02	0.08	0.01	0.07	0.01	1.85
	Oct-17	Well	22.53	325.50	0.22	0.77	0.13	0.78	0.24	0.06	0.24	0.04	0.24	0.04	0.13	0.02	0.12	0.02	3.05
	Feb-18	Well	26.47	83.30	0.45	1.48	0.28	1.67	0.52	0.14	0.59	0.09	0.61	0.11	0.35	0.05	0.32	0.04	6.69
A11	Feb-18	Well	23.40	351.30	0.23	0.74	0.12	0.74	0.22	0.07	0.23	0.03	0.23	0.05	0.17	0.02	0.20	0.03	3.07
	Jun-18	Well	21.30	42.60	0.36	1.33	0.22	1.28	0.39	0.11	0.45	0.07	0.44	0.09	0.26	0.04	0.26	0.04	5.32
A12	Feb-18	Pond	18.06	71.20	0.43	1.58	0.26	1.58	0.43	0.10	0.40	0.05	0.31	0.06	0.17	0.02	0.16	0.02	5.56
	Jun-18	Pond	19.17	11.80	0.69	2.69	0.42	2.40	0.73	0.17	0.72	0.10	0.58	0.10	0.29	0.04	0.24	0.03	9.22
A13	Feb-18	Pond	55.14	242.70	14.61	34.23	4.39	22.64	5.75	1.36	5.68	0.81	4.66	0.79	2.27	0.28	1.81	0.25	99.54
	Jun-18	Pond	19.68	76.60	0.80	2.96	0.43	2.39	0.71	0.17	0.70	0.10	0.57	0.10	0.28	0.04	0.23	0.03	9.52
A14	Feb-18	Pond	31.90	-30.00	0.35	1.24	0.21	1.33	0.41	0.11	0.45	0.07	0.41	0.07	0.22	0.03	0.20	0.03	5.14
	Jun-18	Pond	24.33	10.60	0.49	1.86	0.28	1.61	0.48	0.12	0.50	0.07	0.42	0.07	0.21	0.03	0.17	0.02	6.33
A15	Jun-18	Pond	28.75	-28.90	0.37	1.26	0.19	1.09	0.32	0.08	0.35	0.05	0.30	0.06	0.16	0.02	0.14	0.02	4.40
A16	Jun-18	Pond	22.59	97.50	0.38	1.37	0.21	1.20	0.34	0.09	0.37	0.05	0.31	0.06	0.16	0.02	0.14	0.02	4.71
A17	Jun-18	Pond	21.43	420.00	0.14	0.52	0.09	0.51	0.16	0.04	0.18	0.03	0.16	0.03	0.09	0.01	0.08	0.01	2.07
A18	Jun-18	Pond	15.69	220.70	0.19	0.69	0.11	0.60	0.18	0.05	0.18	0.03	0.16	0.03	0.09	0.01	0.07	0.01	2.39
A19	Jun-18	Pond	21.06	356.40	0.37	1.36	0.22	1.26	0.39	0.09	0.41	0.06	0.34	0.06	0.18	0.02	0.15	0.02	4.91

Annexe 11. Résultats REE dans les eaux souterraines et de surface à Ladji

ID	Times	Origin	COD	Eh	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	ΣREE
NASC					32000	73000	7900	33000	5700	1240	5200	850	5800	1040	3400	500	3100	480	
Units			mg/L	mV	µg/L														
G1	Feb-18	Lake	2.61	288.40	0.23	0.67	0.10	0.57	0.16	0.04	0.16	0.02	0.12	0.03	0.06	0.01	0.06	0.01	2.25
G2	Feb-18	Lake	1.83	447.70	0.30	0.80	0.13	0.68	0.20	0.05	0.20	0.03	0.16	0.03	0.08	0.01	0.07	0.01	2.74
G3	Feb-18	Lake	1.44	475.30	0.31	0.93	0.15	0.83	0.21	0.06	0.24	0.04	0.20	0.04	0.11	0.01	0.10	0.01	3.24
G4	Feb-18	Lake	1.75	489.50	0.16	0.42	0.08	0.42	0.12	0.03	0.13	0.02	0.12	0.02	0.07	0.01	0.06	0.01	1.66
G5	Feb-18	Lake	3.27	471.90	0.13	0.46	0.08	0.43	0.13	0.03	0.13	0.02	0.14	0.03	0.08	0.01	0.07	0.01	1.75
G6	Feb-18	Lake	4.96	505.80	0.10	0.31	0.06	0.35	0.12	0.03	0.12	0.02	0.13	0.03	0.08	0.01	0.07	0.01	1.41
G7	Feb-18	Lake	2.89	481.60	0.33	1.14	0.18	1.01	0.29	0.08	0.29	0.04	0.28	0.05	0.15	0.02	0.12	0.02	4.01
L10	Jun-17	Pond	27.02	85.40	0.02	0.08	0.02	0.12	0.05	0.01	0.05	0.01	0.06	0.01	0.04	0.01	0.04	0.01	0.51
	Oct-17	Pond	39.97	319.10	0.23	0.49	0.08	0.43	0.13	0.03	0.12	0.02	0.14	0.03	0.08	0.01	0.07	0.01	1.87
L11	Feb-18	Well	11.85	430.00	0.15	0.57	0.10	0.61	0.17	0.04	0.19	0.03	0.18	0.03	0.11	0.01	0.10	0.01	2.31
	Jun-18	Well	8.84	268.20	0.09	0.34	0.05	0.33	0.10	0.02	0.11	0.02	0.09	0.02	0.06	0.01	0.05	0.01	1.30
L14	Feb-18	Lake	0.71	424.30	0.39	1.03	0.18	0.97	0.29	0.08	0.34	0.05	0.34	0.07	0.20	0.02	0.14	0.02	4.12
	Jun-18	Lake	1.93	261.90	0.37	1.29	0.20	0.98	0.29	0.07	0.28	0.05	0.24	0.05	0.12	0.02	0.09	0.01	4.06
L15	Feb-18	Lake	1.02	412.50	0.05	0.16	0.03	0.13	0.04	0.01	0.05	0.01	0.04	0.01	0.02	0.00	0.02	<LD	0.57
	Jun-18	Lake	1.46	256.20	0.17	0.52	0.07	0.45	0.13	0.03	0.13	0.02	0.11	0.02	0.05	0.01	0.05	0.01	1.77
L16	Feb-18	Pond	40.37	363.20	0.14	0.29	0.04	0.21	0.05	0.02	0.06	0.01	0.08	0.01	0.05	0.01	0.07	0.01	1.05
	Jun-18	Pond	20.73	152.80	0.33	0.87	0.13	0.66	0.18	0.05	0.19	0.03	0.17	0.03	0.09	0.01	0.08	0.01	2.83
L17	Feb-18	Pond	33.59	98.30	0.54	1.51	0.25	1.46	0.42	0.11	0.46	0.07	0.45	0.09	0.28	0.04	0.28	0.04	5.99
	Jun-18	Pond	14.96	159.40	0.13	0.47	0.08	0.47	0.15	0.04	0.15	0.02	0.14	0.03	0.08	0.01	0.07	0.01	1.84
L18	Feb-18	Well	8.45	254.00	0.50	1.09	0.16	0.92	0.24	0.06	0.29	0.04	0.29	0.07	0.21	0.03	0.20	0.03	4.15
L19	Jun-18	Pond	17.68	32.00	0.44	1.65	0.25	1.39	0.42	0.10	0.43	0.06	0.34	0.06	0.17	0.02	0.14	0.02	5.48
L2	Jun-17	Pond	15.26	380.20	0.07	0.22	0.04	0.24	0.08	0.02	0.07	0.01	0.06	0.01	0.03	0.00	0.03	0.00	0.89
	Oct-17	Pond	27.19	314.80	0.11	0.31	0.05	0.30	0.09	0.02	0.10	0.01	0.09	0.02	0.05	0.01	0.04	0.01	1.22
	Oct-17	Well	18.69	361.20	0.26	0.77	0.15	0.89	0.28	0.07	0.28	0.04	0.25	0.05	0.14	0.02	0.15	0.02	3.36
	Feb-18	Well	15.16	428.40	0.37	1.35	0.24	1.43	0.42	0.11	0.44	0.06	0.39	0.07	0.23	0.03	0.22	0.03	5.39
	Jun-18	Well	16.05	303.90	0.41	1.59	0.27	1.63	0.50	0.13	0.53	0.08	0.48	0.09	0.27	0.04	0.25	0.04	6.31
L3	Jun-17	Pond	27.60	335.90	0.06	0.27	0.06	0.35	0.14	0.04	0.16	0.03	0.18	0.04	0.12	0.02	0.12	0.02	1.59
	Oct-17	Pond	22.60	306.40	0.19	0.54	0.09	0.51	0.16	0.04	0.16	0.03	0.15	0.03	0.08	0.01	0.08	0.01	2.09
L6	Jun-17	Pond	28.67	368.10	0.37	1.60	0.29	1.79	0.71	0.18	0.70	0.12	0.70	0.12	0.36	0.05	0.34	0.05	7.37
	Oct-17	Well	15.12	316.80	0.09	0.22	0.06	0.35	0.11	0.03	0.12	0.02	0.13	0.02	0.08	0.01	0.08	0.01	1.33
	Feb-18	Well	18.10	361.30	0.10	0.32	0.06	0.40	0.13	0.04	0.16	0.03	0.20	0.04	0.12	0.02	0.11	0.02	1.74
	Jun-18	Well	9.23	124.40	0.15	0.57	0.09	0.51	0.15	0.04	0.16	0.02	0.15	0.03	0.08	0.01	0.07	0.01	2.04
	Jun-17	Well	24.63	358.10	0.22	0.90	0.16	0.97	0.32	0.07	0.28	0.04	0.27	0.05	0.15	0.02	0.18	0.03	3.66
L7	Jun-17	Well	7.03	414.10	0.04	0.17	0.03	0.20	0.07	0.02	0.06	0.01	0.07	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.79
	Oct-17	Well	5.93	342.50	0.06	0.14	0.03	0.21	0.06	0.02	0.07	0.01	0.07	0.01	0.04	0.01	0.04	0.01	0.77
	Feb-18	Well	13.96	308.00	0.32	1.09	0.20	1.22	0.35	0.09	0.39	0.06	0.38	0.07	0.24	0.03	0.26	0.04	4.76
	Jun-18	Well	4.52	301.11	0.04	0.13	0.02	0.15	0.05	0.01	0.06	0.01	0.06	0.01	0.04	0.01	0.04	0.01	0.63
L8	Jun-17	Lake	2.30	321.10	0.30	1.00	0.18	1.00	0.31	0.07	0.26	0.04	0.22	0.04	0.12	0.02	0.11	0.02	3.68
	Oct-17	Lake	13.01	363.10	0.60	1.39	0.26	1.48	0.40	0.09	0.39	0.05	0.29	0.05	0.14	0.02	0.11	0.02	5.29
	Feb-18	Lake	0.98	308.00	0.34	0.77	0.14	0.72	0.17	0.06	0.25	0.04	0.22	0.04	0.12	0.02	0.11	0.01	3.02
	Jun-18	Lake	2.31	150.80	0.42	1.26	0.17	1.03	0.25	0.06	0.28	0.04	0.23	0.05	0.13	0.02	0.11	0.02	4.08
L9	Jun-17	Pond	45.49	321.50	0.29	0.87	0.14	0.80	0.26	0.07	0.26	0.04	0.26	0.05	0.15	0.02	0.14	0.02	3.36

Annexe 12. Résultats REE dans les eaux souterraines et de surface à St Jean

ID	Times	Origin	COD	Eh	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	ΣREE
NASC					32000	73000	7900	33000	5700	1240	5200	850	5800	1040	3400	500	3100	480	
Units			mg/L	mV	µg/L														
J1	Jun-17	well	10.85	550.00	0.04	0.13	0.03	0.17	0.06	0.01	0.06	0.01	0.06	0.01	0.03	0.00	0.03	0.00	0.66
	Oct-17	Well	5.89	506.60	0.03	0.04	0.01	0.08	0.02	0.01	0.03	0.00	0.04	0.01	0.02	0.00	0.02	0.00	0.32
	Feb-18	well	6.80	446.50	0.03	0.07	0.02	0.12	0.04	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.03	0.00	0.03	0.00	0.48
	Jun-18	well	4.76	328.20	0.04	0.13	0.02	0.15	0.05	0.01	0.05	0.01	0.04	0.01	0.02	0.00	0.02	0.00	0.56
J2	Jun-17	well	8.30	481.40	0.13	0.51	0.09	0.59	0.19	0.04	0.18	0.02	0.15	0.03	0.08	0.01	0.07	0.01	2.10
	Oct-17	Well	6.31	523.30	0.04	0.08	0.02	0.12	0.03	0.01	0.04	0.01	0.03	0.01	0.02	0.00	0.02	0.00	0.42
	Feb-18	well	5.55	493.20	0.09	0.31	0.05	0.34	0.10	0.02	0.10	0.01	0.08	0.02	0.05	0.01	0.04	0.01	1.23
	Jun-18	well	2.94	353.10	0.09	0.22	0.05	0.31	0.09	0.02	0.09	0.01	0.07	0.01	0.04	0.00	0.03	0.00	1.03
J3	Jun-17	well	1.17	478.40	0.12	0.25	0.06	0.39	0.13	0.03	0.14	0.02	0.12	0.02	0.07	0.01	0.06	0.01	1.42
	Oct-17	Well	4.53	479.00	0.12	0.42	0.07	0.45	0.14	0.03	0.15	0.02	0.13	0.02	0.08	0.01	0.07	0.01	1.72
	Feb-18	well	5.37	532.80	0.11	0.35	0.06	0.38	0.10	0.03	0.11	0.01	0.09	0.02	0.05	0.01	0.06	0.01	1.39
	Jun-18	well	4.51	343.60	0.10	0.34	0.06	0.34	0.10	0.03	0.11	0.01	0.09	0.02	0.05	0.01	0.04	0.01	1.29
J4	Jun-17	well	14.96	469.30	0.06	0.21	0.04	0.26	0.08	0.02	0.08	0.01	0.07	0.01	0.04	0.01	0.03	0.00	0.94
	Oct-17	Well	4.24	459.00	0.05	0.07	0.02	0.13	0.04	0.01	0.04	0.01	0.04	0.01	0.03	0.00	0.02	0.00	0.46
	Feb-18	well	3.79	513.40	0.08	0.31	0.05	0.32	0.09	0.02	0.09	0.01	0.07	0.01	0.04	0.00	0.03	0.00	1.12
	Jun-18	well	2.63	327.40				0.00	0.00	0.00				0.00	0.00				0.00
J5	Jun-17	well	11.57	406.20	0.45	1.35	0.28	1.64	0.50	0.11	0.45	0.06	0.37	0.06	0.19	0.02	0.16	0.02	5.69
	Oct-17	Well	4.93	398.50	0.54	1.12	0.29	1.68	0.49	0.12	0.50	0.07	0.40	0.07	0.20	0.03	0.16	0.02	5.69
	Feb-18	well	8.59	408.60	0.33	1.11	0.19	1.19	0.33	0.08	0.34	0.05	0.27	0.05	0.15	0.02	0.13	0.02	4.25
	Jun-18	well	7.16	325.50	0.32	1.25	0.20	1.19	0.35	0.09	0.36	0.05	0.30	0.06	0.16	0.02	0.14	0.02	4.51
J6	Jun-17	well	16.65	434.20	0.18	0.42	0.12	0.72	0.22	0.05	0.22	0.03	0.19	0.03	0.11	0.02	0.11	0.02	2.43
	Oct-17	Well	8.31	350.70	0.12	0.22	0.07	0.43	0.13	0.03	0.13	0.02	0.10	0.02	0.05	0.01	0.04	0.01	1.38
	Feb-18	well	8.63	506.00	0.15	0.39	0.08	0.48	0.13	0.03	0.14	0.02	0.11	0.02	0.06	0.01	0.05	0.01	1.68
	Jun-18	well	4.66	356.70	0.16	0.49	0.08	0.51	0.14	0.03	0.15	0.02	0.11	0.02	0.06	0.01	0.05	0.01	1.84
J7	Jun-17	well	6.80	517.20	0.16	0.60	0.11	0.65	0.21	0.04	0.18	0.02	0.14	0.02	0.08	0.01	0.07	0.01	2.31
	Oct-17	Well	4.59	598.30	0.17	0.21	0.07	0.43	0.11	0.03	0.12	0.01	0.08	0.02	0.05	0.01	0.04	0.01	1.36
	Feb-18	well	7.08	530.00	0.24	0.79	0.13	0.82	0.22	0.05	0.22	0.03	0.18	0.03	0.10	0.01	0.08	0.01	2.92
	Jun-18	well	4.62	263.40	0.05	0.20	0.03	0.20	0.06	0.01	0.06	0.01	0.04	0.01	0.02	0.00	0.02	0.00	0.73
J8	Jun-17	well	5.82	443.70	0.06	0.20	0.04	0.29	0.09	0.02	0.09	0.01	0.07	0.01	0.04	0.01	0.04	0.01	0.97
	Oct-17	Well	5.54	510.50	0.08	0.18	0.04	0.27	0.08	0.02	0.09	0.01	0.08	0.01	0.05	0.01	0.04	0.01	0.96
	Feb-18	well	4.09	517.70	0.08	0.24	0.05	0.30	0.08	0.02	0.09	0.01	0.07	0.01	0.04	0.00	0.03	0.00	1.03
	Jun-18	well	2.63	352.70	0.04	0.13	0.02	0.14	0.04	0.01	0.04	0.01	0.04	0.01	0.02	0.00	0.02	0.00	0.52
J9	Jun-17	well	8.89	480.00	0.30	1.02	0.18	1.08	0.33	0.07	0.28	0.04	0.23	0.04	0.12	0.01	0.10	0.01	3.81
	Oct-17	Well	0.41	525.70	0.24	0.71	0.14	0.86	0.25	0.06	0.24	0.03	0.19	0.03	0.10	0.01	0.08	0.01	2.96
	Feb-18	well	4.58	524.40	0.29	1.04	0.17	1.02	0.28	0.07	0.27	0.04	0.21	0.04	0.10	0.01	0.08	0.01	3.64
	Jun-18	well	3.40	335.50	0.34	1.30	0.21	1.21	0.34	0.08	0.34	0.04	0.26	0.04	0.13	0.02	0.10	0.01	4.42
J10	Jun-17	well	11.67	443.00	0.25	0.77	0.15	0.94	0.29	0.06	0.26	0.04	0.23	0.04	0.12	0.02	0.11	0.02	3.30
	Oct-17	Well	3.81	480.20	0.05	0.07	0.02	0.14	0.04	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.03	0.00	0.02	0.00	0.50
	Feb-18	well	7.19	492.50	0.22	0.80	0.13	0.83	0.23	0.06	0.23	0.03	0.19	0.04	0.11	0.01	0.10	0.01	2.98
	Jun-18	well	6.53	248.20	0.19	0.73	0.12	0.71	0.21	0.05	0.22	0.03	0.18	0.03	0.10	0.01	0.09	0.01	2.68
J11	Feb-18	well	13.5		0.05	0.17	0.03	0.15	0.04	0.01	0.04	0.01	0.04	0.01	0.02	0.00	0.02	0.00	0.59
	Jun-18	well	3.20	318.70	0.07	0.24	0.03	0.19	0.06	0.01	0.06	0.01	0.05	0.01	0.03	0.00	0.02	0.00	0.80

Annexe 13. Résultats analyses granulométriques

N°	Pourcentage en fonction des Diamètre des grains (mm)				Faciès
	$2 \leq \Phi \leq 1$	$0,5 \leq \Phi \leq 0,25$	$0,125 \leq \Phi \leq 0,063$	$< 0,063$	
SJ0	4,05%	83,57%	10,20%	2,09%	Sable moyen
SJ1	1,97%	82,95%	14,38%	0,70%	
SJ0,2	3,25%	83,37%	9,71%	3,50%	
SJ0,4	2,31%	83,57%	12,38%	1,70%	
SJ0,6	2,01%	84,51%	12,41%	0,93%	
SJ0,8	1,96%	82,30%	14,70%	0,95%	
SJ1,2	3,53%	84,32%	11,11%	0,87%	
A0	12,99%	50,92%	11,63%	24,46%	
A0,2	10,20%	52,83%	12,84%	24,13%	
A0,4	2,51%	76,65%	9,61%	11,22%	Sable moyen très peu argileux
L0	7,89%	39,84%	12,55%	39,69%	Sable argileux
L0,2	6,10%	35,52%	14,20%	44,02%	
L0,4	1,04%	11,47%	6,18%	81,31%	Silt argileux (Vase)
L0,6	0,56%	9,47%	11,23%	78,58%	
L0,8	0,65%	31,83%	46,81%	20,33%	Sable fin à moyen peu argileux

Annexe 14. Valeurs des indices de saturation par sites

Site	Season	Hematite (Fe ₂ O ₃)	Magnetite (Fe ₃ O ₄)	Goethite (FeOOH)	Ferrihydrite Fe(OH) ₃	Manganite (MnOOH)	Bixbyite (Mn ₂ O ₃)	Pyrolusite (MnO ₂)	Hausmannite (Mn ₃ O ₄)
J1	Wet	13,09	7,69	5,53	-0,5	-3,29	-5,64	-3,52	-9,03
J1	Dry					-3,89	-6,84	-5,12	-9,83
J2	Wet	16,24	11,6	7,11	1,17	-0,79	-1,06	-0,57	-3,03
J2	Dry	17,61	14,68	7,79	1,78	-2,34	-3,87	-2,9	-6,18
J3	Wet	13,22	9,14	5,6	-0,44	-5,96	-11	-7,46	-15,82
J3	Dry	14,77	9,37	6,37	0,33	-1,81	-2,67	-1,19	-5,52
J4	Wet	14,27	8,56	6,12	0,1	0	0,86	0,6	-0,18
J4	Dry	16,46	14,06	7,22	1,17	-5,74	-10,49	-7,23	-14,98
J5	Wet	15,2	12,3	6,59	0,62	-3,84	-7,04	-5,52	-9,99
J5	Dry	16,72	14,74	7,35	1,31	-4,75	-8,57	-6,6	-11,82
J6	Wet	12,96	9,68	5,47	-0,54	-5,06	-9,28	-7,56	-12,32
J6	Dry	16,19	13,03	7	0,92	-4,83	-8,57	-5,52	-12,43
J7	Wet	13,79	7,69	5,88	-0,16	-2,4	-3,87	-1,52	-7,5
J7	Dry	13,85	8,79	5,91	-0,13	-4,22	-7,47	-4,38	-11,84
J8	Wet	14,17	10,46	6,08	0,09	-5,46	-10,19	-7,02	-14,79
J8	Dry	14,83	11,18	6,4	0,37	-4,51	-8,11	-5,64	-11,87
J9	Wet	17,81	13,16	7,89	1,87	1,08	3,06	2,44	2,4
J9	Dry	17,36	12,43	7,67	1,66	1,12	3,07	2,43	2,35
J10	Wet	16,49	12,46	7,21	1,18	-0,97	-1	-0,5	-2,75
J10	Dry	18,8	15,65	8,39	2,37	-0,62	-0,37	-0,31	-1,74
L2	Wet	17,43	15,73	7,73	1,8	-2,03	-3,59	-4,15	-4,54
L2	Dry	17,74	15,9	7,86	1,86	-3,2	-5,64	-4,83	-7,8
L6	Wet	16,65	15,09	7,17	1,23	-3,45	-6,42	-6,59	-7,73
L6	Dry	16,19	13,6	7,08	1,07	-2,07	-3,3	-3,71	-4,2
L7	Wet	13,28	9,77	5,63	-0,33	-5,04	-9,49	-7,38	-13,04
L7	Dry	13,28	9,77	7,56	1,52	-5,04	-9,49	-7,38	-13,04
A2	Wet	15,98	15,2	6,98	1,04	-4,79	-9,06	-8,57	-11,03
A2	Dry	17,61	15,67	7,79	1,78	-3,34	-5,87	-4,9	-8,18
A4	Wet	14,32	12,76	6,15	0,15	-7,72	-14,79	-11,34	-19,4
A4	Dry	16,07	14,48	7,02	0,97	-6,74	-12,49	-9,23	-16,98
A5	Wet	15,18	13	6,58	0,61	-4,84	-9,04	-7,52	-11,99
A5	Dry	16,72	14,74	7,5	1,31	-4,75	-8,57	-6,6	-11,82
A6	Wet	14,26	10,49	6,12	0,09	-3,5	-6,08	-4,79	-8,66
A6	Dry	15,95	13,79	6,96	0,88	-5,83	-10,53	-7,82	-14,43
A7	Wet	13,22	10,76	5,6	-0,44	-6,4	-11,87	-9,52	-15,5
A7	Dry	13,72	10,59	5,84	-0,2	-6,22	-11,47	-8,38	-15,81
A8	Wet	13,92	11,09	5,95	-0,04	-6,46	-12,19	-9,02	-16,73
A8	Dry	14,83	11,18	6,4	0,37	-4,51	-8,11	-5,64	-11,87
A9	Wet	17,81	16,16	7,89	1,86	-1,92	-2,94	-3,56	-3,6
A9	Dry	16,51	18,15	7,24	1,23	-5,88	-10,83	-11,54	-11,65
A10	Wet	16,46	15,06	7,21	1,18	-3,97	-7	-6,51	-8,75
A10	Dry	15,79	18,13	6,88	0,86	-7,62	-14,37	-14,37	-15,74
A11	Wet	14,79	12,75	6,37	0,23	-5,73	-10,03	-8,03	-13,07
A11	Dry	10,32	10,48	4,15	-1,85	-9,1	-17,41	-16,4	-19,76

Annexe 15. Résultats questionnaire à St Jean

n°	Nom	Coordonnées GPS		Lieu	Nombre de bâtis	Présence de cour	Sol cour	Superficie cour (m²)	Surface inondée/cour (%)	Présence d'animaux	Type d'animaux	Lieu stockage déchets	Type de stockage	Traitement	Rejet Eau Usées	SAE	Profondeur Puits	Stockage ER	Stockage EP	Stockage Pluie	Usage Eau du robinet	Usage Eau du Puits	Usage Eau de la pluie	Précipitations					Stagnation des eaux de pluie								
																								Aujourd'hui	hier	avant-hier	<7j	<15j	<30j	1j	2j	3j	<7j	<15j	<30j		
1	w-JEA-1-Do	06°21,912 N	002°24,869 E	Cour	8	oui	tu	140	0	non	Néant	cour	panier	Ramassés et sortis	puisard et extérieur	Robinet, puits	3	Néant	Néant	Néant	Boisson, douche	lessive, vaisselle, douche	Néant	non	non	un peu	un peu fort	un peu fort	un peu fort	non	non	non	non	non	non	non	
2	w-JEA-1-So	06°21,912 N	002°24,869 E	Maison	8	oui	tu	140	0	non	Néant	cour	panier	Ramassés et sortis	puisard et extérieur	Robinet, puits	3	Néant	Néant	Néant	Boisson, douche	lessive, vaisselle, douche	Néant	non	non	un peu	un peu fort	un peu fort	un peu fort	non	non	non	non	non	non	non	
3	w-JEA-2-So	06°21,883 N	002°24,835 E	Maison	1	non	Néant	Néant	Néant	non	Néant	cour	sachet	ramassés par triecyle	puisard et extérieur	Robinet, puits, pluie	4	Néant	Néant	Néant	Boisson	lessive, vaisselle, douche	lessive	non	non	non	fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	
4	w-JEA-2-Do	06°21,883 N	002°24,835 E	Maison	1	non	Néant	Néant	Néant	non	Néant	cour	sachet	ramassés par triecyle	puisard et extérieur	Robinet, puits, pluie	4	Néant	Néant	Néant	Boisson	lessive, vaisselle, douche	lessive	non	non	non	fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	
5	w-JEA-3-So	06°21,896 N	002°24,883 E	Cour	3	oui	tu	150	0	oui	poules	cour	réceptier plastique	Ramassés et sortis	extérieur	Robinet, puits, pluie	2	Néant	Néant	Néant	boisson, lessive, douche	lessive, vaisselle, douche	Boisson, lessive, vaisselle, douche	non	non	non	mp	fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	
6	w-JEA-3-Do	06°21,896 N	002°24,883 E	Cour	3	oui	tu	150	0	oui	poules	cour	réceptier plastique	Ramassés et sortis	extérieur	Robinet, puits, pluie	2	Néant	Néant	Néant	boisson, lessive, douche	lessive, vaisselle, douche	Boisson, lessive, vaisselle, douche	non	non	non	mp	fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	
7	w-JEA-4-So	06°21,233 N	002°24,948 E	Cour	5	oui	tu	100	0	oui	poules	cour	réceptier plastique	Ramassés et sortis	puisard et cour	robinet, puits	3	Néant	Néant	Néant	boisson, lessive, douche	lessive, vaisselle, douche	Néant	non	non	non	moyen	moyen	fort	non	non	non	non	non	non	non	
8	w-JEA-4-Do	06°21,233 N	002°24,948 E	Cour	5	oui	tu	100	0	oui	poules	cour	réceptier plastique	Ramassés et sortis	puisard et cour	robinet, puits	3	Néant	Néant	Néant	boisson, lessive, douche	lessive, vaisselle, douche	Néant	non	non	non	moyen	moyen	fort	non	non	non	non	non	non	non	
9	w-JEA-5-So	06°21,792 N	002°24,888 E	Cour	4	oui	tu et cimenté	350	0	non	Néant	cour	sachets, bidons	Ramassés et sortis	puisard et extérieur	Robinet, puits, pluie	Néant	Néant	Néant	baseine	Boisson, vaisselle, douche	lessive, vaisselle, douche	lessive, douche	non	non	non	non	mp	fort	non	non	non	non	non	non	non	
10	w-JEA-5-Do	06°21,792 N	002°24,888 E	Cour	4	oui	tu et cimenté	350	0	non	Néant	cour	sachets, bidons	Ramassés et sortis	puisard et extérieur	Robinet, puits, pluie	Néant	Néant	Néant	Néant	Boisson, vaisselle, douche	lessive, vaisselle, douche	lessive, douche	non	non	non	non	mp	fort	non	non	non	non	non	non	non	
11	w-JEA-6-Do	06°21,787 N	002°24,856 E	Cour	8	oui	tu et cimenté	150	0	oui	chats	cour	réceptier plastique	Ramassés et sortis	cour	robinet, puits	2	Néant	Néant	Néant	boisson, lessive, vaisselle, douche	lessive, vaisselle, douche	Néant	non	non	non	non	un peu fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	
12	w-JEA-6-So	06°21,787 N	002°24,856 E	Cour	8	oui	tu et cimenté	150	0	oui	chats	cour	réceptier plastique	Ramassés et sortis	cour	robinet, puits	2	Néant	Néant	Néant	boisson, lessive, vaisselle, douche	lessive, vaisselle, douche	Néant	non	non	non	non	un peu fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	
13	w-JEA-7-So	06°21,828 N	002°24,901 E	Cour	6	oui	tu	300	0	oui	poules	cour	réceptier plastique	Ramassés et sortis	cour, puits perdu (eaux de douche)	Robinet, puits, pluie	3	Néant	Néant	Néant	boisson	boisson, lessive, vaisselle, douche, terrasse	lessive, vaisselle, douche	non	non	non	fort	NSP	NSP	non	non	non	non	non	non	non	non
14	w-JEA-7-Do	06°21,828 N	002°24,901 E	Cour	6	oui	tu	300	0	oui	poules	cour	réceptier plastique	Ramassés et sortis	cour, puits perdu (eaux de douche)	Robinet, puits, pluie	3	Néant	Néant	Néant	boisson	boisson, lessive, vaisselle, douche, terrasse	lessive, vaisselle, douche	non	non	non	fort	NSP	NSP	non	non	non	non	non	non	non	non
15	w-JEA-8-So	06°21,848 N	002°24,945 E	Cour	8	oui	tu	300	0	non	Néant	cour	sachets	ramassés et sortis	cour	Robinet ext, puits	Néant	Réceptier en plastique	Néant	Néant	boisson	lessive, vaisselle, douche	Néant	non	non	un peu	non	non	très fort	non	non	non	non	non	non	non	
16	w-JEA-8-Do	06°21,848 N	002°24,945 E	maison	8	oui	tu	300	0	non	Néant	cour	sachets	ramassés et sortis	cour	Robinet ext, puits	Néant	Réceptier en plastique	Néant	Néant	boisson	lessive, vaisselle, douche	Néant	non	non	un peu	non	non	très fort	non	non	non	non	non	non	non	
17	w-JEA-9-So	06°21,795 N	002°24,864 E	Cour	7	oui	tu et cimenté	150	0	oui	poules	cour	plastiques, panier, sachet	Ramassés et sortis	carniveaux	robinet, puits	3	Néant	Néant	Néant	boisson, douche	lessive, vaisselle, douche		non	non	non	non	un peu fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	
18	w-JEA-9-Do	06°21,795 N	002°24,864 E	Cour	7	oui	tu et cimenté	150	0	oui	poules	cour	plastiques, panier, sachet	Ramassés et sortis	carniveaux	robinet, puits	3	Néant	Néant	Néant	boisson, douche	lessive, vaisselle, douche		non	non	non	non	un peu fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	
19	w-JEA-10-So	06°21,928 N	002°24,841 E	cour	6	oui	tu	150	0	oui	poules	cour	bidon	Ramassés et sortis	puisard	Robinet, puits, pluie	Néant	Néant	Néant	Néant	Boisson, lessive, vaisselle, douche	lessive, vaisselle, douche, moto	lessive	non	non	non	oui	oui	oui	non	non	non	non	non	non	non	
20	w-JEA-10-Do	06°21,928 N	002°24,841 E	cour	6	oui	tu	150	0	oui	poules	cour	bidon	Ramassés et sortis	puisard	Robinet, puits, pluie	Néant	Néant	Néant	Néant	Boisson, lessive, vaisselle, douche	lessive, vaisselle, douche, moto	lessive	non	non	non	oui	oui	oui	non	non	non	non	non	non	non	

Annexe 16. Résultats questionnaire à Ladji

n°	Nom	Coordonnées GPS		Lieu	Nombre de bâtis	Présence de cour	Sol	Superficie cour (m²)	Surface inondée/cour (%)	Présence d'animaux	Type d'animaux	Lieu stockage déchets	Type de stockage	Traitement	Rejet Eaux Usées	SAE	Stockage ER	Stockage EP	Stockage Pluie	Usage Eau du robinet	Usage Eau du Puits	Usage Eau de la pluie	Profondeur Puits	Précipitations						Stagnation des eaux de pluie							
																								Aujourd'hui	hier	avant-hier	<7j	<15j	<30j	1j	2j	3j	<7j	<15j	<30j		
21	w-LAD-1-So	06°23,333 N	002°25,989 E	Cour	4	oui	ru	625	0	oui	poules	extérieur	aucun	Ramassés et sortis	extérieur	robinet ext. puits, pluie	Récipient en plastique	Néant	robinet en plastique	boisson, lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle	lessive, vaiselle, douche	5	non	non	non	fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	non
22	w-LAD-1-Do	06°23,333 N	002°25,989 E	maison	4	oui	ru	625	0	oui	poules	extérieur	aucun	Ramassés et sortis	extérieur	robinet ext. puits, pluie	Récipient en plastique	Néant	robinet en plastique	boisson, lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle	lessive, vaiselle, douche	5	non	non	non	fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	non
23	w-LAD-2-Do	06°23,358 N	002°25,994 E	Maison voisine	4	oui	ru	200	0	oui	moutons	extérieur	aucun	sortis	extérieur	Robinet ext. puits, pluie	récipient en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle	lessive, vaiselle	4	non	non	non	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	non	non	
24	w-LAD-2-So	06°23,358 N	002°25,994 E	cour	4	oui	ru	200	0	oui	moutons	extérieur	aucun	sortis	extérieur	Robinet ext. puits, pluie	récipient en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle	lessive, vaiselle	4	non	non	non	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	non	non	
25	w-LAD-3-So	06°23,360 N	002°25,956 E	Maison voisine	5	oui	ru	100	0	oui	poules, moutons, porcs	extérieur	aucun	Ramassés et sortis	extérieur	robinet ext. puits ext. pluie	récipient en plastique	jarre	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche, nettoyage poissons	nettoyage poissons	nettoyage poissons	Néant		très faible		très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	non	non	
26	w-LAD-3-Do	06°23,360 N	002°25,956 E	Maison	5	oui	ru	100	0	oui	poules, moutons, porcs	extérieur	aucun	Ramassés et sortis	extérieur	robinet ext. puits ext. pluie	récipient en plastique	jarre	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche, nettoyage poissons	nettoyage poissons	nettoyage poissons	Néant		très faible		très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	non	non	
27	w-LAD-4-Do	06°23,373 N	002°25,930 E	maison	5	oui	ru	150	0	non	Néant	cour	récipient plastique	Ramassés et sortis	fosse septique et extérieur	robinet ext. puits ext	Récipient en plastique	récipient en plastique	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle	Néant	Néant	non	non	non	fort	nsp	fort	non	non	non	non	non	non	non	
28	w-LAD-4-So	06°23,373 N	002°25,930 E	maison	5	oui	ru	150	0	non	Néant	cour	récipient plastique	Ramassés et sortis	fosse septique et extérieur	robinet ext. puits ext	Récipient en plastique	récipient en plastique	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle	Néant	Néant	non	non	non	fort	nsp	fort	non	non	non	non	non	non	non	
29	w-LAD-5-Do	06°23,384 N	002°25,957 E	Maison	1	oui	ru	150	0	non	Néant	extérieur	aucun	sortis	extérieur	robinet ext. pluie	récipient en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	Néant	Néant	Néant	Néant		faible		fort	nsp	nsp	non	non	non	non	non	non	non
30	w-LAD-6-Do	06°23,376 N	002°25,916 E	maison	3	oui	ru	100	0	oui	poules	cour	récipient plastique	sortis	extérieur	robinet ext. pluie	Récipient en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	Néant	lessive, vaiselle, douche, nettoyage moto	Néant				fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	non
31	w-LAD-7-Su	06°23,398 N	002°26,032 E	cour	2	oui	ru	625	0	oui	porcs, poules	cour et extérieur	aucun	sortis	cour et extérieur (eau du lac pour	Robinet ext. pluie	Récipient en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	boisson, lessive, vaiselle, douche	boisson, lessive, vaiselle, douche	Néant	non	non	un peu faible	fort	un peu faible	un peu faible	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	
32	w-LAD-7-Do	06°23,398 N	002°26,032 E	maison	2	oui	ru	625	0	oui	porcs, poules	cour et extérieur	aucun	sortis	cour et extérieur (eau du lac pour remblai)	Robinet ext. pluie	Récipient en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche, nettoyage poissons	boisson, lessive, vaiselle, douche	boisson, lessive, vaiselle, douche	Néant	non	non	un peu faible	fort	un peu faible	un peu faible	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac		
33	w-LAD-8-So	06°23,309 N	002°25,960 E	cour	6	oui	ru	1400	0	oui	poules	extérieur	aucun	sortis	cour et extérieur	Robinet ext. puits ext. pluie	récipient en plastique	bassine	Néant	boisson, lessive, vaiselle	lessive, vaiselle	lessive, vaiselle, douche	Néant	non	non	un peu faible	fort	un peu faible	un peu faible	non	non	non	non	non	non	non	
34	w-LAD-8-Do	06°23,309 N	002°25,960 E	maison	6	oui	ru	1400	0	oui	poules	extérieur	aucun	sortis	cour et extérieur	Robinet ext. puits ext. pluie	récipient en plastique	bassine	Néant	boisson, lessive, vaiselle	lessive, vaiselle	lessive, vaiselle, douche	Néant	non	non	un peu faible	fort	un peu faible	un peu faible	non	non	non	non	non	non	non	
35	w-LAD-9-Do	06°23,411 N	002°25,955 E	Maison	3	oui	ru	150	0	oui	poules, porcs	extérieur	aucun	sortis	extérieur	robinet ext. puits, pluie	récipient en plastique	récipient en plastique	récipient en plastique	boisson, lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle, douche, nettoyage poissons	boisson, lessive, vaiselle, douche	Néant		très faible		fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	
36	w-LAD-9-So	06°23,411 N	002°25,955 E	Extérieur	3	oui	ru	150	0	oui	poules, porcs	extérieur	aucun	sortis	extérieur	robinet ext. puits, pluie	récipient en plastique	récipient en plastique	récipient en plastique	boisson, lessive, vaiselle, douche, lavage	lessive, vaiselle, douche	boisson, lessive, vaiselle, douche	Néant		très faible		fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	
37	w-LAD-10-Do	06°23,482 N	02°25,994 E	Maison	2	non	lac	Néant	Néant	Néant	Néant	eau du lac	Néant	rejet ds l'eau	eau du lac	robinet ext. pluie, eau du lac	Récipient en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	Néant	non	non	un peu	nsp	nsp	nsp	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac		
38	w-LAD-10-Su	06°23,482 N	02°25,994 E	sous pilotis	2	non	lac	Néant	Néant	Néant	Néant	eau du lac	Néant	rejet ds l'eau	eau du lac	robinet ext. pluie, eau du lac	Récipient en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	Néant	non	non	un peu	nsp	nsp	nsp	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac	Présence eau du lac		

Annexe 17. Résultats questionnaire à Agla

n°	Nom	Coordonnées GPS	Lieu	Nombre de bûtes	Présence de cour	Sol	Superficie cour (m²)	Surface inondée/cour (%)	Présence d'animaux	Type d'animaux	Lieu stockage déchets	Type de stockage	Traitement	Rejet Eaux Usées	SAE	Stockage ER	Stockage EP	Stockage Pluie	Usage Eau du robinet	Usage Eau du Puits	Usage Eau de la pluie	Profondeur Puits	Précipitations					Stagnation des eaux de pluie									
																							Aujourdhui	hier	avant-hier	<7j	<15j	<30j	1j	2j	3j	<7j	<15j	<30j			
																							non	non	non	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	non	non	non	oui
39	w-Agl-1-So	06°22'46.8	002°21'7.75	cour	2	oui	nu	600	75-95	oui	poules	extérieur	aucun	aucun	extérieur	robinet ext. puits, pluie	Récepteur en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	nettoyage terrasse	lessive, terrasse	3	non	non	non	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	non	oui	
40	w-Agl-1-Do	06°22'46.8	002°21'7.75	Maison	2	oui	nu	600	75-95	oui	poules	extérieur	aucun	aucun	extérieur	robinet ext. puits, pluie	Récepteur en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	nettoyage terrasse	lessive, terrasse	3	non	non	non	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	oui		
41	w-Agl-1-Su	06°22'46.8	002°21'7.75	cour	2	oui	nu	600	75-90	oui	poules	extérieur	aucun	aucun	extérieur	robinet ext. puits, pluie	Récepteur en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	nettoyage terrasse	lessive, terrasse	3	non	non	non	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	oui		
42	w-Agl-2-So	06°22'52.5	002°21'7.20	Maison	2	oui	nu	150	0	oui	chats	cour	récepteur plastique	ramassage par ONG de précollecte	extérieur	robinet ext. puits, pluie	Néant	récepteur en plastique	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle, douche, motos	lessive, vaiselle, douche, motos	4	non	non	un peu	Néant	Néant	un peu	non	non	non	non	non	non		
43	w-Agl-2-Do	06°22'52.5	002°21'7.20	Maison	2	oui	nu	150	0	oui	chats	cour	récepteur plastique	ramassage par ONG de précollecte	extérieur	robinet ext. puits, pluie	Néant	récepteur en plastique	Néant	boisson, lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle, douche, motos	lessive, vaiselle, douche, motos	4	non	non	un peu	Néant	Néant	un peu	non	non	non	non	non	non		
44	w-Agl-3-So	06°22'55.4	002°21'7.09	cour	2	oui	nu	250	0	non	Néant	cour	récepteur plastique	aucun	puaisard et extérieur	robinet ext. puits ext. pluie	Récepteur en plastique	bassine	récepteur en plastique	boisson	lessive, vaiselle, douche, motos	lessive, vaiselle, douche, motos	Néant	non	non	un peu	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	non		
45	w-Agl-3-Do	06°22'55.4	002°21'7.09	Maison	2	oui	nu	250	0	non	Néant	cour	récepteur plastique	aucun	puaisard et extérieur	robinet ext. puits ext. pluie	Récepteur en plastique	bassine	récepteur en plastique	boisson	lessive, vaiselle, douche, motos	lessive, vaiselle, douche, motos	Néant	non	non	un peu	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	non		
46	w-Agl-4-So	06°22'60.2	002°21'7.44	cour	2	oui	nu	500	0	oui	poules	extérieur	aucun	aucun	fosse septique, cour et extérieur	robinet ext. puits, pluie	récepteur en plastique	Néant	récepteur en plastique	boisson, douche	lessive, vaiselle, douche, motos	lessive, vaiselle, douche, motos	1.5	non	non	un peu	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	non		
47	w-Agl-4-Do	06°22'60.2	002°21'7.44	Maison	2	oui	nu	500	0	oui	poules	extérieur	aucun	aucun	fosse septique, cour et extérieur	robinet ext. puits, pluie	récepteur en plastique	Néant	récepteur en plastique	boisson, douche	lessive, vaiselle, douche, motos	lessive, vaiselle, douche, motos	1.5	non	non	un peu	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	non		
48	w-AGL-5-So	06°22'59.5	002°21'7.72	cour	4	oui	nu	500	50-75	oui	poules	cour	aucun	enfouis et comme remblai	extérieur	robinet ext. puits, pluie	Récepteur en plastique	récepteur en plastique	jarres au dehors	boisson	lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle, douche	5	non	non	un peu faible	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	oui		
49	w-AGL-5-Do	06°22'59.5	002°21'7.72	cour	4	oui	nu	500	50-75	oui	poules	cour	aucun	enfouis et comme remblai	extérieur	robinet ext. puits, pluie	Récepteur en plastique	récepteur en plastique	jarres au dehors	boisson	lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle, douche	5	non	non	un peu faible	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	oui		
50	w-AGL-5-Su	06°22'59.5	002°21'7.72	Maison	4	oui	nu	500	50-75	oui	poules	cour	aucun	enfouis et comme remblai	extérieur	robinet ext. puits, pluie	Récepteur en plastique	récepteur en plastique	jarres au dehors	boisson	lessive, vaiselle, douche	lessive, vaiselle, douche	5	non	non	un peu faible	très fort	très fort	très fort	non	non	non	non	non	oui		
51	w-Agl-6-So	06°22'69.0	002°21'8.08	maison	6	oui	nu	150	0	non	Néant	cour	paniers	aucun	extérieur	robinet ext. puits ext. pluie	Récepteur en plastique	récepteur en plastique	Néant	boisson	lessive, vaiselle, douche, lavage motos	lessive, vaiselle, douche, lavage motos	Néant	non	non	non	très fort	très fort	très fort	sol humide	sol humide	sol humide	sol humide	sol humide	sol humide		
52	w-Agl-6-Do	06°22'69.0	002°21'8.08	maison	6	oui	nu	150	0	non	Néant	cour	paniers	aucun	extérieur	robinet ext. puits ext. pluie	Récepteur en plastique	récepteur en plastique	Néant	boisson	lessive, vaiselle, douche, lavage motos	lessive, vaiselle, douche, lavage motos	Néant	non	non	non	très fort	très fort	très fort	sol humide	sol humide	sol humide	sol humide	sol humide	sol humide		
53	w-Agl-7-Su	06°22'37.6	002°21'7.88	cour	4	oui	nu	700	50-75	oui	moutons	cour	sur le dépotoir	aucun	cour	robinet ext. puits ext. pluie	Récepteur en plastique	récepteur en plastique	Néant	boisson, lessive, douche	vaiselle, douche, nettoyage divers	vaiselle, douche, nettoyage divers	Néant	non	non	non	un peu fort	fort	fort	non	non	non	non	non	oui		
54	w-Agl-7-Do	06°22'37.6	002°21'7.88	Maison voisine	4	oui	nu	700	50-75	oui	moutons	cour	sur le dépotoir	aucun	cour	robinet ext. puits ext. pluie	Récepteur en plastique	récepteur en plastique	Néant	boisson, lessive, douche	vaiselle, douche, nettoyage	vaiselle, douche, nettoyage	Néant	non	non	non	un peu fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	oui	
55	w-Agl-7-Do	06°22'37.6	002°21'7.88	Maison voisine	4	oui	nu	700	50-75	oui	moutons	cour	sur le dépotoir	aucun	cour	robinet ext. puits ext. pluie	Récepteur en plastique	récepteur en plastique	Néant	boisson, lessive, douche	vaiselle, douche, nettoyage	vaiselle, douche, nettoyage divers	Néant	non	non	non	un peu fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	oui	
56	w-Agl-8-So	06°22'37.6	002°21'7.88	cour	3	oui	nu	200	50-75	oui	poules, montons	cour et extérieur	aucun	enfouis et comme remblai	cour et extérieur	robinet ext. puits, pluie	récepteur en plastique	récepteur en plastique	Néant	boisson	boisson, lessive, vaiselle, douche, terrasse	lessive, vaiselle, douche	Néant	non	non	non	un peu fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	oui	
57	w-Agl-8-Do	06°22'37.6	002°21'7.88	Maison voisine	3	oui	nu	200	50-75	oui	poules, montons	cour et extérieur	aucun	enfouis et comme remblai	cour et extérieur	robinet ext. puits, pluie	récepteur en plastique	récepteur en plastique	Néant	boisson	boisson, lessive, vaiselle, douche, terrasse	lessive, vaiselle, douche	Néant	non	non	non	un peu fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	oui	
58	w-Agl-8-Su	06°22'37.6	002°21'7.88	cour	3	oui	nu	200	50-75	oui	poules, montons	cour et extérieur	aucun	enfouis et comme remblai	cour et extérieur	robinet ext. puits, pluie	récepteur en plastique	récepteur en plastique	Néant	boisson	boisson, lessive, vaiselle, douche, terrasse	lessive, vaiselle, douche	Néant	non	non	non	un peu fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	oui	
59	w-Agl-9-So	06°22'47.4	002°21'7.94	cour	5	oui	nu	250	25-50	non	Néant	cour	récepteurs plastiques et paniers	ramassage par ONG	extérieur	robinet ext. puits, pluie	récepteur en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselles, douche	lessive, vaiselle, douche, motos	boisson, lessive, vaiselles, douche, moto	3	non	non	non	fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	oui	
60	w-Agl-9-Do	06°22'47.4	002°21'7.94	Maison voisin	5	oui	nu	250	25-50	non	Néant	cour	récepteurs plastiques et paniers	ramassage par ONG	extérieur	robinet ext. puits, pluie	récepteur en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselles, douche	lessive, vaiselle, douche, motos	boisson, lessive, vaiselles, douche, moto	3	non	non	non	fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	oui	
61	w-Agl-9-Su	06°22'47.4	002°21'7.94	cour	5	oui	nu	250	25-50	non	Néant	cour	récepteurs plastiques et paniers	ramassage par ONG	extérieur	robinet ext. puits, pluie	récepteur en plastique	Néant	Néant	boisson, lessive, vaiselles, douche	lessive, vaiselle, douche, lavage motos	boisson, lessive, vaiselles, douche, lavage motos	3	non	non	non	fort	fort	fort	non	non	non	non	non	non	non	oui
62	w-Agl-10-Su	06°22'55.8	002°21'8.02	cour	2	oui	nu	100	25-50	oui	poules	cour	sacs en plastique	aucun	cour et extérieur	Robinet ext. puits ext. pluie	récepteur en plastique	récepteur en plastique	bidon	boisson	lessive, vaiselle, douche, motos	lessive, vaiselle, douche, motos	Néant	non	non	non	fort	un peu fort	un peu fort	non	non	non	non	non	non	oui	
63	w-Agl-10-Do	06°22'55.8	002°21'8.02	Maison voisin	2	oui	nu	100	25-50	oui	poules	cour	sacs en plastique	aucun	cour et extérieur	Robinet ext. puits ext. pluie	récepteur en plastique	récepteur en plastique	bidon	boisson	lessive, vaiselle, douche, motos	lessive, vaiselle, douche, motos	Néant	non	non	non	fort	un peu fort	un peu fort	non	non	non	non	non	non	oui	
64	w-Agl-10-Do	06°22'55.8	002°21'8.02	Maison voisin	2	oui	nu	100	25-50	oui	poules	cour	sacs en plastique	aucun	cour et extérieur	Robinet ext. puits ext. pluie	récepteur en plastique	récepteur en plastique	bidon	boisson	lessive, vaiselle, douche, motos	lessive, vaiselle, douche, motos	Néant	non	non	non	fort	un peu fort	un peu fort	non	non	non	non	non	non	oui	