

UNIVERSITE DE YAOUNDE I
UNIVERSITY OF YAOUNDE I



FACULTE DES SCIENCES
FACULTY OF SCIENCE

**Centre de Recherche de Formation Doctorale en Sciences de la Vie, Santé et
Environnement**

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VEGETALES
DEPARTMENT OF PLANT BIOLOGY

**Evaluation des risques environnementaux et socio-
sanitaires associés à la chaîne de gestion des boues de
vidange dans la ville de Douala, Cameroun**

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

Biologie des Organismes Végétaux

Option : Biotechnologies Végétales

Présentée par :

DOUANLA MAFFO Pégui
Master ès Sciences
Matricule : 07S062

Sous la codirection

KENGNE NOUMSI Ives Magloire†

Maître de Conférences

FOTSO

Maître de Conférences

(Université de Bamenda)


YOUMBI Emmanuel

Professeur



Année : 2022

LISTE PROTOCOLAIRE

UNIVERSITE DE YAOUNDE I FACULTE DES SCIENCES Division de la Programmation et du Suivi des Activités Académiques		THE UNIVERSITY OF YAOUNDE I FACULTY OF SCIENCE Division of Programming and follow-up of Academic Affairs
LISTE DES ENSEIGNANTS PERMANENTS LIST OF PERMENENT TEACHING STAFF		

ANNEE ACADEMIQUE 2019/2020 (Par Département et par Grade)

DATE D'ACTUALISATION : 19 février 2020

ADMINISTRATION

Répartition chiffrée des enseignants permanents par Département

DOYEN : TCHOUANKEU Jean Claude, Maître de Conférences

VICE-DOYEN / DPSAA : Alex de Théodore ATCHADE, Professeur

VICE-DOYEN / DSSE : AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, Professeur

VICE-DOYEN / DRC : ABOSSOLO Monique, Maître de Conférences

Chef Division Administrative et Financière : NDOYE FOE Marie C. F., Maître de Conférences

Chef Division Affaires Académiques, Scolarité et Recherche / DAASR : MBAZE MEVA'A Luc, Professeur

1- DEPARTEMENT DE BIOCHIMIE (BC) (38)			
N°	Noms et Prénoms	Grade	Observations
1	BIGOGA DIAGA Jude	Professeur	En poste
2	FEKAM BOYOM Fabrice	Professeur	En poste
3	FOKOU Elie	Professeur	En poste
4	KANSCI Germain	Professeur	En poste
5	MBACHAM FON Wilfried	Professeur	En poste
6	MOUNDIPA FEWOU Paul	Professeur	Chef de Département
7	NINTCHOM PENLAP V. épouse BENG	Professeur	En poste
8	OBEN Julius ENYONG	Professeur	En poste
9	ACHU Merci BIH	Maître de Conférences	En poste
10	ATOGHO Barbara Mma	Maître de Conférences	En poste
11	AZANTSA KINGUE Gabin Boris	Maître de Conférences	En poste
12	BELINGA née NDOYE FOE M. C. F.	Maître de Conférences	Chef DAF/FS
13	BOUDJEKO Thaddée	Maître de Conférences	En poste
14	DJUIDJE NGOUNOUE Marcelline	Maître de Conférences	En poste
15	EFFA NNOMO Pierre	Maître de Conférences	En poste
16	NANA Louise épouse WAKAM	Maître de Conférences	En poste
17	NGONDI Judith Laure	Maître de Conférences	En poste
18	NGUEFACK Julienne	Maître de Conférences	En poste
19	NJAYOU Frédéric Nico	Maître de Conférences	En poste
20	MOFOR née TEUGWA Clotilde	Maître de Conférences	Inspecteur de Service MINESUP
21	TCHANA KOUATCHOUA Angèle	Maître de Conférences	En poste
22	AKINDEH MBUH NJI	Chargée de Cours	En poste

23	BEBOY EDZENGUELE Sara Nathalie	Chargée de Cours	En poste
24	DAKOLE DABOY Charles	Chargée de Cours	En poste
25	DJUIKWO NKONGA Ruth Viviane	Chargée de Cours	En poste
26	DONGMO LEKAGNE Joseph Blaise	Chargé de Cours	En poste
27	EWANE Cécile Anne	Chargée de Cours	En poste
28	FONKOUA Martin	Chargé de Cours	En poste
29	BEBEE Fadimatou	Chargée de Cours	En poste
30	KOTUE KAPTUE Charles	Chargé de Cours	En poste
31	LUNGA Paul KEILAH	Chargé de Cours	En poste
32	MANANGA Marlyse Joséphine	Chargée de Cours	En poste
33	MBONG ANGIE M. Mary Anne	Chargée de Cours	En poste
34	PACHANGOU NSANGOU Sylvain	Chargé de Cours	En poste
35	Palmer MASUMBE NETONGO	Chargé de Cours	En poste
36	MBOUCHE FANMOE Marceline Joëlle	Assistante	En poste
37	OWONA AYISSI Vincent Brice	Assistant	En poste
38	WILFRIED ANGIE Abia	Assistante	En poste
2- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES (BPA) (46)			
1	AJEAGAH Gideon AGHAINDUM	Professeur	Vice-Doyen/DSSE
2	BILONG BILONG Charles-Félix	Professeur	Chef de Département
3	DIMO Théophile	Professeur	En Poste
4	DJIETO LORDON Champlain	Professeur	En Poste
5	ESSOMBA née NTSAMA MBALA	Professeur	Vice-Doyen/FMSB/UIYI
6	FOMENA Abraham	Professeur	En Poste
7	KAMTCHOING Pierre	Professeur	En poste
8	NJAMEN Dieudonné	Professeur	En poste
9	NJIOKOU Flobert	Professeur	En Poste
10	NOLA Moïse	Professeur	En poste
11	TAN Paul VERNYUY	Professeur	En poste
12	TCHUEM TCHUENTE Louis Albert	Professeur	Inspecteur de service Coord.Progr./MINSANTE
13	ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert	Professeur	En poste
14	BILANDA Danielle Claude	Maître de Conférences	En poste
15	DJIOGUE Séfirin	Maître de Conférences	En poste
16	DZEUFJET DJOMENI Paul Désiré	Maître de Conférences	En poste
17	JATSA BOUKENG Hermine épouse MEGAPTCHÉ	Maître de Conférences	En Poste
18	KEKEUNOU Sévilor	Professeur	En poste
19	MEGNEKOU Rosette	Maître de Conférences	En poste
20	MONY Ruth épouse NTONE	Maître de Conférences	En Poste
21	NGUEGUIM TSOFAK Florence	Maître de Conférences	En poste
22	TOMBI Jeannette	Maître de Conférences	En poste
23	ALENE Désirée Chantal	Chargée de Cours	En poste
24	ATSAMO Albert Donatien	Chargé de Cours	En poste
25	BELLET EDIMO Oscar Roger	Chargé de Cours	En poste

26	DONFACK Mireille	Chargée de Cours	En poste
27	ETEME ENAMA Serge	Chargé de Cours	En poste
28	GOUNOUE KAMKUMO Raceline	Chargée de Cours	En poste
29	KANDEDA KAVAYE Antoine	Chargé de Cours	En poste
30	LEKEUFACK FOLEFACK Guy B.	Chargé de Cours	En poste
31	MAHOB Raymond Joseph	Chargé de Cours	En poste
32	MBENOUN MASSE Paul Serge	Chargé de Cours	En poste
33	MOUNGANG Luciane Marlyse	Chargée de Cours	En poste
34	MVEYO NDANKEU Yves Patrick	Chargé de Cours	En poste
35	NGOATEU KENFACK Omer Bébé	Chargé de Cours	En poste
36	NGUEMBOK	Chargé de Cours	En poste
37	NJUA Clarisse Yafi	Chargée de Cours	Chef Div. UBA
38	NOAH EWOTI Olive Vivien	Chargée de Cours	En poste
39	TADU Zephyrin	Chargé de Cours	En poste
40	TAMSA ARFAO Antoine	Chargé de Cours	En poste
41	YEDE	Chargé de Cours	En poste
42	BASSOCK BAYIHA Etienne Didier	Assistant	En poste
43	ESSAMA MBIDA Désirée Sandrine	Assistante	En poste
44	KOGA MANG DOBARA	Assistant	En poste
45	LEME BANOCK Lucie	Assistante	En poste
46	YOUNOUSSA LAME	Assistant	En poste
3- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VÉGÉTALES (BPV) (33)			
1	AMBANG Zachée	Professeur	Chef Division/UYII
2	BELL Joseph Martin	Professeur	En poste
3	DJOCGOUE Pierre François	Professeur	En poste
4	MOSSEBO Dominique Claude	Professeur	En poste
5	YOUMBI Emmanuel	Professeur	Chef de Département
6	ZAPFACK Louis	Professeur	En poste
7	ANGONI Hyacinthe	Maître de Conférences	En poste
8	BIYE Elvire Hortense	Maître de Conférences	En poste
9	MALA Armand William	Maître de Conférences	En poste
10	MBARGA BINDZI Marie Alain	Maître de Conférences	CT/MINESUP
11	MBOLO Marie	Professeur	En poste
12	NDONGO BEKOLO	Maître de Conférences	CE/MINRESI
13	NGODO MELINGUI Jean Baptiste	Maître de Conférences	En poste
14	NGONKEU MAGAPTCHE Eddy L.	Maître de Conférences	En poste
15	TSOATA Esaïe	Maître de Conférences	En poste
16	TONFACK Libert Brice	Maître de Conférences	En poste
17	DJEUANI Astride Carole	Chargée de Cours	En poste
18	GOMANDJE Christelle	Chargée de Cours	En poste
19	MAFFO MAFFO Nicole Liliane	Chargée de Cours	En poste
20	MAHBOU SOMO TOUKAM. Gabriel	Chargé de Cours	En poste
21	NGALLE Hermine BILLE	Chargée de Cours	En poste
22	NNANGA MEBENGA Ruth Laure	Chargée de Cours	En poste
23	NOUKEU KOUAKAM Armelle	Chargée de Cours	En poste

24	NSOM ZAMO Annie Claude épouse Pial	Chargée de Cours	Expert national/UNESCO
25	ONANA JEAN MICHEL	Chargé de Cours	En poste
26	Godswill NTSOMBOH NTSEFONG	Assistant	En poste
27	KABELONG BANOHO L.-P.-R.	Assistant	En poste
28	KONO Léon Dieudonné	Assistant	En poste
29	LIBALAH Moses BAKONCK	Assistant	En poste
30	LIKENG-LI-NGUE Benoit C	Assistant	En poste
31	TAEDOUNG Evariste Hermann	Assistant	En poste
32	TEMEGNE NONO Carine	Assistante	En poste
33	MANGA NDJAGA Jude	Assistant	En poste
4- DÉPARTEMENT DE CHIMIE INORGANIQUE (CI) (35)			
1	AGWARA ONDOH Moïse	Professeur	Vice-Recteur Univ. Bda
2	ELIMBI Antoine	Professeur	En poste
3	Florence UFI CHINJE épouse MELO	Professeur	Recteur Univ. Ngaoundéré
4	GHOGOMU Paul MINGO	Professeur	Ministre Chargé de Miss. PR
5	NANSEU Njiki Charles Péguy	Professeur	En poste
6	NDIFON Peter TEKE	Professeur	CT MINRESI/Chef de Département
7	NGOMO Horace MANGA	Professeur	Vice Chancelor/UB
8	NDIKONTAR Maurice KOR	Professeur	Vice-Doyen Univ. Bda
9	NENWA Justin	Professeur	En poste
10	NGAMENI Emmanuel	Professeur	Doyen FS UD
11	BABALE née DJAM DOUDOU	Maître de Conférences	Chargée Mission P.R.
12	DJOUFAC WOUMFO Emmanuel	Maître de Conférences	En poste
13	KAMGANG YOUNBI Georges	Maître de Conférences	En poste
14	KEMMEGNE MBOUGUEM Jean C.	Maître de Conférences	En poste
15	KONG SAKEO	Maître de Conférences	En poste
16	NDI NSAMI Julius	Maître de Conférences	En poste
17	NJIOMOU C. épouse DJANGANG	Maître de Conférences	En poste
18	NJOYA Dayirou	Maître de Conférences	En poste
19	YOUNANG Elie	Maître de Conférences	En poste
20	ACAYANKA Elie	Chargé de Cours	En poste
21	BELIBI BELIBI Placide Désiré	Chargé de Cours	CS/ENS Bertoua
22	CHEUMANI YONA Arnaud M.	Chargé de Cours	En poste
23	EMADACK Alphonse	Chargé de Cours	En poste
24	KENNE DEDZO GUSTAVE	Chargé de Cours	En poste
25	KOUOTOU DAOUDA	Chargé de Cours	En poste
26	MAKON Thomas Beauregard	Chargé de Cours	En poste
27	MBEY Jean Aime	Chargé de Cours	En poste
28	NCHIMI NONO KATIA	Chargée de Cours	En poste
29	NEBA née NDOIRI Bridget NDOYE	Chargée de Cours	CT/MINFEM
30	NYAMEN Linda Dyorisse	Chargée de Cours	En poste
31	PABOUDAM GBAMBIE A.	Chargée de Cours	En poste
32	TCHAKOUTE KOUAMO Hervé	Chargé de Cours	En poste

33	NJANKWA NJABONG N. Eric	Assistant	En poste
34	PATOUOSSA ISSOFA	Assistant	En poste
35	SIEWE Jean Mermoz	Assistant	En poste
5- DÉPARTEMENT DE CHIMIE ORGANIQUE (CO) (35)			
1	DONGO Etienne	Professeur	Vice-Doyen/FSE
2	GHOGOMU TIH Robert Ralph	Professeur	Dir. IBAF/UDS
3	NGOUELA Silvère Augustin	Professeur	Chef de Département UDS
4	NKENGFAK Augustin Ephreïm	Professeur	Chef de Département
5	NYASSE Barthélemy	Professeur	En poste
6	PEGNYEMB Dieudonné Emmanuel	Professeur	Directeur/ MINESUP
7	WANDJI Jean	Professeur	En poste
8	Alex de Théodore ATCHADE	Maître de Conférences	Vice-Doyen DPSAA
9	EYONG Kenneth OBEN	Maître de Conférences	Chef Service Programme & Diplômes
10	FOLEFOC Gabriel NGOSONG	Maître de Conférences	En poste
11	FOTSO WABO Ghislain	Maître de Conférences	En poste
12	KEUMEDJIO Félix	Maître de Conférences	En poste
13	KEUMOGNE Marguerite	Maître de Conférences	En poste
14	KOUAM Jacques	Maître de Conférences	En poste
15	MBAZOA née DJAMA Céline	Maître de Conférences	En poste
16	MKOUNGA Pierre	Maître de Conférences	En poste
17	NOTE LOUGBOT Olivier Placide	Maître de Conférences	Chef Service/MINESUP
18	NGO MBING Joséphine	Maître de Conférences	Sous/Direct. MINERESI
19	NGONO BIKOBO Dominique Serge	Maître de Conférences	En poste
20	NOUNGOUE TCHAMO Diderot	Maître de Conférences	En poste
21	TABOPDA KUATE Turibio	Maître de Conférences	En poste
22	TCHOUANKEU Jean-Claude	Maître de Conférences	Doyen/FS/UYI
23	TIH née NGO BILONG E. Anastasie	Maître de Conférences	En poste
24	YANKEP Emmanuel	Maître de Conférences	En poste
25	AMBASSA Pantaléon	Chargé de Cours	En poste
26	KAMTO Eutrophe Le Doux	Chargé de Cours	En poste
27	MVOT AKAK Carine	Chargée de Cours	En poste
28	NGNINTEDO Dominique	Chargé de Cours	En poste
29	NGOMO Orléans	Chargée de Cours	En poste
30	OUAHOUE WACHE Blandine M.	Chargée de Cours	En poste
31	SIELINOU TEDJON Valérie	Chargé de Cours	En poste
32	TAGATSING FOTSING Maurice	Chargé de Cours	En poste
33	ZONDENDEGOUMBA Ernestine	Chargée de Cours	En poste
34	MESSI Angélique Nicolas	Assistant	En poste
35	TSEMEUGNE Joseph	Assistant	En poste
6- DÉPARTEMENT D'INFORMATIQUE (IN) (26)			
1	ATSA ETOUNDI Roger	Professeur	Chef Div. MINESUP
2	FOUDA NDJODO Marcel Laurent	Professeur	Chef Dpt ENS/Chef IGA. MINESUP
3	NDOUNDAM René	Maître de Conférences	En poste

4	AMINOOU Halidou	Chargé de Cours	En poste
5	DJAM Xaviera YOUHEP KIMBI	Chargé de Cours	En Poste
6	EBELE Serge	Chargé de Cours	En poste
7	KOUOKAM KOUOKAM E. A.	Chargé de Cours	En poste
8	MELATAGIA YONTA Paulin	Chargé de Cours	En poste
9	MOTO MPONG Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
10	TAPAMO Hyppolite	Chargé de Cours	En poste
11	ABESSOLO ALO'O Gislain	Chargé de Cours	En poste
12	KAMGUEU Patrick Olivier	Chargé de Cours	En poste
13	MONTHÉ DJIADEU Valéry M.	Chargé de Cours	En poste
14	OLLE OLLE Daniel Claude Delort	Chargé de Cours	C/D Enset. Ebolowa
15	TINDO Gilbert	Chargé de Cours	En poste
16	TSOPZE Norbert	Chargé de Cours	En poste
17	WAKU KOUAMOU Jules	Chargé de Cours	En poste
18	BAYEM Jacques Narcisse	Assistant	En poste
19	DOMGA KOMGUEM Rodrigue	Assistant	En poste
20	EKODECK Stéphane Gaël Raymond	Assistant	En poste
21	HAMZA Adamou	Assistant	En poste
22	JIOMEKONG AZANZI Fidel	Assistant	En poste
23	MAKEMBE. S. Oswald	Assistant	En poste
24	MESSI NGUELE Thomas	Assistant	En poste
25	MEYEMDOU Nadège Sylvianne	Assistante	En poste
26	NKONDOCK. MI. BAHANACK.N.	Assistant	En poste
7- DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES (MA) (30)			
1	EMVUDU WONO Yves S.	Professeur	CD Info/ Chef division MINESUP
2	AYISSI Raoult Domingo	Maître de Conférences	Chef de Département
3	NKUIMI JUGNIA Célestin	Maître de Conférences	En poste
4	NOUNDJEU Pierre	Maître de Conférences	En poste
5	MBEHOU Mohamed	Maître de Conférences	En poste
6	TCHAPNDA NJABO Sophonie B.	Maître de Conférences	Directeur/AIMS Rwanda
7	AGHOUKENG JIOFACK Jean Gérard	Chargé de Cours	Chef Cell. MINPLAMAT
8	CHENDJOU Gilbert	Chargé de Cours	En poste
9	DJIADEU NGAHA Michel	Chargé de Cours	En poste
10	DOUANLA YONTA Herman	Chargé de Cours	En poste
11	FOMEKONG Christophe	Chargé de Cours	En poste
12	KIANPI Maurice	Chargé de Cours	En poste
13	KIKI Maxime Armand	Chargé de Cours	En poste
14	MBAKOP Guy Merlin	Chargé de Cours	En poste
15	MBANG Joseph	Chargé de Cours	En poste
16	MBELE BIDIMA Martin Ledoux	Chargé de Cours	En poste
17	MENGUE MENGUE David Joe	Chargé de Cours	En poste
18	NGUEFACK Bernard	Chargé de Cours	En poste
19	NIMPA PEFOUNKEU Romain	Chargée de Cours	En poste
20	POLA DOUNDOU Emmanuel	Chargé de Cours	En poste

21	TAKAM SOH Patrice	Chargé de Cours	En poste
22	TCHANGANG Roger Duclos	Chargé de Cours	En poste
23	TCHOUNDJA Edgar Landry	Chargé de Cours	En poste
24	TETSADJIO TCHILEPECK M. E.	Chargée de Cours	En poste
25	TIAYA TSAGUE N. Anne-Marie	Chargée de Cours	En poste
26	MBIAKOP Hilaire George	Assistant	En poste
27	BITYE MVONDO Esther Claudine	Assistante	En poste
28	MBATAKOU Salomon Joseph	Assistant	En poste
29	MEFENZA NOUNTU Thiery	Assistant	En poste
30	TCHEUTIA Daniel Duviol	Assistant	En poste
8- DÉPARTEMENT DE MICROBIOLOGIE (MIB) (18)			
1	ESSIA NGANG Jean Justin	Professeur	DRV/IMPM
2	BOYOMO ONANA	Maître de Conférences	En poste
3	NWAGA Dieudonné M.	Maître de Conférences	En poste
4	NYEGUE Maximilienne Ascension	Maître de Conférences	En poste
5	RIWOM Sara Honorine	Maître de Conférences	En poste
6	SADO KAMDEM Sylvain Leroy	Maître de Conférences	En poste
7	ASSAM ASSAM Jean Paul	Chargé de Cours	En poste
8	BODA Maurice	Chargé de Cours	En poste
9	BOUGNOM Blaise Pascal	Chargé de Cours	En poste
10	ESSONO OBOUGOU Germain G.	Chargé de Cours	En poste
11	NJIKI BIKOÏ Jacky	Chargée de Cours	En poste
12	TCHIKOUA Roger	Chargé de Cours	En poste
13	ESSONO Damien Marie	Assistant	En poste
14	LAMYE Glory MOH	Assistante	En poste
15	MEYIN A EBONG Solange	Assistant	En poste
16	NKOUDOU ZE Nardis	Assistant	En poste
17	SAKE NGANE Carole Stéphanie	Assistante	En poste
18	TOBOLBAÏ Richard	Assistant	En poste
9- DEPARTEMENT DE PHYSIQUE (PHY) (40)			
1	BEN- BOLIE Germain Hubert	Professeur	En poste
2	ESSIMBI ZOBO Bernard	Professeur	En poste
3	KOFANE Timoléon Crépin	Professeur	En poste
4	NANA ENGO Serge Guy	Professeur	En poste
5	NDJAKA Jean Marie Bienvenu	Professeur	Chef de Département
6	NOUAYOU Robert	Professeur	En poste
7	NJANDJOCK NOUCK Philippe	Professeur	Sous-Directeur/ MINRESI
8	PEMHA Elkana	Professeur	En poste
9	TABOD Charles TABOD	Professeur	Doyen Univ./Bda
10	TCHAWOUA Clément	Professeur	En poste
11	WOAFO Paul	Professeur	En poste
12	BIYA MOTTO Frédéric	Maître de Conférences	DG/HYDRO Mekin
13	BODO Bertrand	Maître de Conférences	En poste
14	DJUIDJE KENMOE épouse ALOYEM	Maître de Conférences	En poste
15	EKOBENA FOU DA Henri Paul	Maître de Conférences	Chef Division. UN

16	EYEBE FOU DA Jean sire	Maître de Conférences	En poste
17	FEWO Serge Ibraïd	Maître de Conférences	En poste
18	HONA Jacques	Maître de Conférences	En poste
19	MBANE BIOUELE César	Maître de Conférences	En poste
20	NANA NBENDJO Blaise	Maître de Conférences	En poste
21	NDOP Joseph	Maître de Conférences	En poste
22	SAIDOU	Maître de Conférences	Sous-Dir./MINRESI
23	SIEWE SIEWE Martin	Maître de Conférences	En poste
24	SIMO Elie	Maître de Conférences	En poste
25	VONDOU Derbetini Appolinaire	Maître de Conférences	En poste
26	WAKATA née BEYA Annie	Maître de Conférences	Sous-Dir./ MINESUP
27	ZEKENG Serge Sylvain	Maître de Conférences	En poste
28	ABDOURAHIMI	Chargé de Cours	En poste
29	EDONGUE HERVAIS	Chargé de Cours	En poste
30	ENYEGUE A NYAM épouse BELINGA	Chargée de Cours	En poste
31	FOUEDJIO David	Chargé de Cours	Chef Cell. MINADER
32	MBINACK Clément	Chargé de Cours	En poste
33	MBONO SAMBA Yves Christian U.	Chargé de Cours	En poste
34	MELI'I Joelle Larissa	Chargée de Cours	En poste
35	MVOGO ALAIN	Chargé de Cours	En poste
36	OBOUNOU Marcel	Chargé de Cours	DA/Univ. Inter Etat/Sangmalima
37	WOULACHE Rosalie Laure	Chargée de Cours	En poste
38	AYISSI EYEBE Guy François Valérie	Assistant	En poste
39	CHAMANI Roméo	Assistant	En poste
40	TEYOU NGOUPPO Ariel	Assistant	En poste
10- DÉPARTEMENT DE SCIENCES DE LA TERRE (ST) (43)			
1	BITOM Dieudonné	Professeur	Doyen/FASA/UDs
2	FOUATEU Rose épouse YONGUE	Professeur	En poste
3	KAMGANG Pierre	Professeur	En poste
4	NDAM NGOUPAYOU Jules-Remy	Professeur	En poste
5	NDJIGUI Paul Désiré	Professeur	Chef de Département
6	NGOS III Simon	Professeur	DAAC/UMa
7	NKOUMBOU Charles	Professeur	En poste
8	NZENTI Jean-Paul	Professeur	En poste
9	ABOSSOLO née ANGUE Monique	Maître de Conférences	Vice-Doyen/DRC
10	GHO GOMU Richard TANWI	Maître de Conférences	CD/UMa
11	MOUNDI Amidou	Maître de Conférences	CT/MINIMDT
12	NGUEUTCHOUA Gabriel	Maître de Conférences	CEA/MINRESI
13	NJILAH Isaac KONFOR	Maître de Conférences	En poste
14	ONANA Vincent Laurent	Maître de Conférences	En poste
15	BISSO Dieudonné	Maître de Conférences	Directeur/Projet Barrage Memve'ele
16	EKOMANE Emile	Maître de Conférences	En poste
17	GANNO Sylvestre	Maître de Conférences	En poste

18	NYECK Bruno	Maître de Conférences	En poste
19	TCHOUANKOUE Jean-Pierre	Maître de Conférences	En poste
20	TEMDJIM Robert	Maître de Conférences	En poste
21	YENE ATANGANA Joseph Q.	Maître de Conférences	Chef Div. /MINTP
22	ZO'O ZAME Philémon	Maître de Conférences	DG/ART
23	ANABA ONANA Achille Basile	Chargé de Cours	En poste
24	BEKOA Etienne	Chargé de Cours	En poste
25	ELISE SABABA	Chargé de Cours	En poste
26	ESSONO Jean	Chargé de Cours	En poste
27	EYONG JOHN TAKEM	Chargé de Cours	En poste
28	FUH Calistus Gentry	Chargé de Cours	Sec. D'Etat/MINMIDT
29	LAMILEN BILLA Daniel	Chargé de Cours	En poste
30	MBESSE CECILE OLIVE	Chargée de Cours	En poste
31	MBIDA YEM	Chargé de Cours	En poste
32	METANG Victor	Chargé de Cours	En poste
33	MINYEM Dieudonné-Lucien	Chargé de Cours	CD/Uma
34	NGO BELNOUN Rose Noël	Chargée de Cours	En poste
35	NGO BIDJECK Louise Marie	Chargée de Cours	En poste
36	NOMO NEGUE Emmanuel	Chargé de Cours	En poste
37	NTSAMA ATANGANA Jacqueline	Chargé de Cours	En poste
38	TCHAKOUNTE J. épouse NOUMBEM	Chargée de Cours	Chef. Cell./MINRESI
39	TCHAPTCHET TCHATO De P.	Chargé de Cours	En poste
40	TEHNA Nathanaël	Chargé de Cours	En poste
41	TEMGA Jean Pierre	Chargé de Cours	En poste
42	FEUMBA Roger	Assistant	En poste
43	MBANGA NYOBE Jules	Assistant	En poste

Répartition chiffrée des enseignants permanents par Département

Département	Nombre d'enseignants				
	Pr	MC	CC	ASS	Total
BCH	8 (1)	13 (9)	14 (5)	3 (2)	38 (17)
BPA	13 (1)	9 (6)	19 (5)	5 (2)	46 (14)
BPV	6 (0)	11 (2)	9 (7)	7 (1)	33 (10)
C.I.	10 (1)	9 (2)	13 (2)	3 (0)	35 (5)
C.O.	7 (0)	17 (4)	9 (3)	2 (0)	35 (7)
IN	2 (0)	1 (0)	14 (1)	9 (2)	26 (3)
MA	1 (0)	5 (0)	19 (1)	5 (1)	30 (2)
MB	1 (0)	5 (2)	6 (1)	6 (2)	18 (5)
PH	11 (0)	16 (1)	10 (3)	3 (0)	40 (4)
ST	8 (1)	14 (1)	19 (4)	2 (0)	43 (6)
Total	67 (4)	100 (27)	133 (32)	45 (10)	345 (73)

Soit un total de 345 (73) dont :

- Professeurs	67 (4)
- Maîtres de Conférences	100 (27)
- Chargés de Cours	132 (32)
- Assistants	45 (10)

- () = Nombre de femmes

DEDICACE

A

- Mon époux BEAUTHIBA Luc Patrick Noël

- Mes parents : M. MAFFO pierre de regretté mémoire
et Mme YFOU épouse MAFFO Henriette Thérèse

- Mon encadreur Pr. KENGNE NOUMSI Ives Magloire de regretté mémoire

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce travail n'aurait jamais été possible sans le concours d'un certain nombre de personnes physiques et morales. Il a bénéficié de l'appui de la Communauté Urbaine de Douala. Je tiens à remercier particulièrement :

- feu Pr. KENGNE NOUMSI Ives Magloire de regretté mémoire, Maître de Conférences, Université de Yaoundé I qui a accepté de diriger ce travail et n'a ménagé aucun effort par sa disponibilité, sa rigueur scientifique, ses conseils et ses supports didactiques pour le suivi et l'élaboration de ce document. Je tiens à lui exprimer toute ma gratitude ;
- Pr. YOUMBI Emmanuel, Chef de Département de Biologie et Physiologie Végétales qui ne ménage aucun effort pour le rayonnement dudit Département, et dont la contribution n'a pas été des moindres pour l'élaboration de ce travail ;
- Pr FOTSO, Maître de Conférences, Université de Bamenda qui malgré toutes ses occupations, a accepté de suivre et d'encadrer ce travail ;
- Dr. SOH KENGNE Ebenezer, Enseignant à l'Université de Bamenda, Dr. DJUMYOM WAFO Guy Valérie, enseignant à l'Université de Dschang, Dr. TEMEGNE NONO Carine, enseignante à l'Université de Yaoundé I, Dr. LETAH NZOUEBET Wilfred Arsène, Dr. CHIMI DJOMO Cédric, chercheur associé à l'IRAD de Bertoua pour l'assistance, le suivi constant dans l'évolution de ce travail et également pour les multiples conseils qu'ils m'ont fournis, qu'ils trouvent ici l'expression de ma profonde reconnaissance ;
- Pr. MOFOR née TEUGWA Clotilde, Maître de Conférences, Université de Yaoundé I, pour le soutien et ses conseils durant l'élaboration de ce travail ;
- tous les enseignants du Département de Biologie et Physiologie Végétales pour leur encadrement ;
- Dr. FOMETE Thimoté, Ingénieur économiste forestier, Directeur associé du cabinet REC Sarl pour le soutien et ses conseils durant l'élaboration de ce travail ;
- tous les membres du Laboratoire des Biotechnologies Végétales et Environnement, qui ont participé d'une manière ou d'une autre à la réalisation de ce travail. Je remercie particulièrement, M. WANDA Christian, M. NBENDAH Pierre, M. NGANDJUI Yvan, Mme AYO Anne, Mme NANA Annie, Mme ZOCPE Elisabeth M. NKEZE Charles, M. NANA Jean, M. NGUENANG Alex, Mme FOUEDJIO Armelle, Mme NOUNJA Michèle, Mme TSETCHOUA Rosine, Mme LIEGUI Ginette, M. NOUTADIE Pierre, M. TCHUENTE Roger, Mme NGOUKWA Guylène, Mme BAWOUA RIM Mélanie, Mme KEBASSA Christelle. ;

- mes parents ; M. AMBIANA Victor de regretté mémoire et Mme MAMAL épouse AMBIANA Pétronille Cécile pour leur conseil, leur soutien moral, matériel et financier, que ce travail soit pour eux un signe de gratitude et de considération sans pareil ;
- Patrice BOUQUET, Carla MARZOLA, Carlo DE LUCA, Gabriella TOGNON et Pierre Roberto BARBIERO pour le soutien moral, matériel et financier, que ce travail soit pour eux un signe de gratitude et de considération sans pareil ;
- Monsieur et Mme NOPOUDEM Fernand, dont l'aide, le soutien matériel et moral ont été très importants, qu'ils trouvent en ce travail un motif de satisfaction.
- les familles SONKOUÉ Robert, SONKWA Jean-Pierre, JOUNDA Jean pierre, FOFIE Honoré, TCHINDA Aubin, MINDEM Frédéric, NODEM MOKA Béline, trouvez en ce travail l'expression de ma profonde gratitude pour le soutien moral et matériel ;
- mes oncles et tantes Abbé MANFOUO Emmanuel, Mme NGOULA Anne, Mme KENNE épouse TALOM Olive, Mme MELI Laura, Mme DOUANLA épouse GAMBOU pascaline, pour le soutien tant moral que matériel ;
- mes frères et sœurs : Alvine, Danielle, Sonia, Michelle, Eliane, Edwige, Annick, Landrine, pour leur soutien et leur présence. Partagez avec moi cette joie ;
- mes camarades de promotion en particulier MATSODOUM épouse DJUMYOM Pulchérie, MANET Linda pour leurs soutiens et leurs conseils ;
- tous mes amis en particulier (Alix NKUATCHE, Amandine NTONMEN, Nathalie NGUEDIA, Ariane FOTSO) pour leur soutien et leur présence ;
- toutes les personnes, qui, de près ou de loin m'ont soutenu dans ce travail, et qui n'ont pas été nommés ci-dessus, qu'elles acceptent mes sincères remerciements.

Ce travail étant loin d'être parfait, j'adresse au jury qui aura la tâche de l'examiner, mes remerciements anticipés pour les remarques et suggestions qu'il apportera en vue de son amélioration.

SOMMAIRE

LISTE PROTOCOLAIRE.....	I
DEDICACE.....	X
REMERCIEMENTS	XI
SOMMAIRE	XIII
LISTE DES FIGURES	XVI
LISTE DES TABLEAUX	XVIII
LISTE DES ABREVIATIONS.....	XX
RESUME.....	XXI
ABSTRACT	XXIII
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I. REVUE DE LA LITTERATURE.....	5
I.1. DEFINITION DES CONCEPTS.....	5
I.2. GENERALITES SUR LES BOUES DE VIDANGE.....	5
I.2.1. Typologie des boues de vidange	5
I.2.2. Caractéristiques des boues de vidange.....	6
I.2.3. Facteurs affectant la qualité des boues de vidange	7
I.2.4. Maladies liées aux boues de vidange, durée de survie du pathogène et voies de transmissions.....	7
I.2.5. Cadre institutionnel législatif et réglementaire de la gestion des boues de vidange au Cameroun.....	8
I.2.5.1. Cadre institutionnel.....	8
I.2.5.2. Cadre législatif et réglementaire.....	9
I.2.6. Principaux acteurs impliqués dans la gestion des déchets liquides	10
I.3. CHAINE DE GESTION DES BOUES DE VIDANGE.....	12
I.3.1. Maillon amont de la chaîne de gestion des boues de vidange	12
I.3.1.1. Acteurs au niveau du maillon amont	13
I.3.1.2. Mode de gestion des boues au niveau des ménages	13
I.3.2. Maillon intermédiaire de la chaîne de gestion des boues de vidange.....	18
I.3.2.1. Acteurs impliqués dans la gestion des boues de vidanges au niveau du maillon intermédiaire	19
I.3.2.2. Mode de gestion des boues au niveau du maillon intermédiaire	19
I.3.3. Maillon aval de la chaîne de gestion des boues de vidange.....	20
I.3.3.1. Acteurs impliqués dans la gestion des boues de vidanges au niveau du maillon aval.....	21
I.4. RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES	21
I.4.1. Risques environnementaux ou écologiques.....	21
I.4.1.1. Risques sur la ressource en eau	21
I.4.1.2. Risques sur le sol	22
I.4.1.3. Risques sur la végétation	22
I.4.2. Risques sanitaires.....	23
I.4.3. Types de risques rencontrés dans la chaîne de gestion des boues de vidange	23
I.4.3.1. Risques liés au type d’ouvrage d’assainissement	23
I.4.3.2. Risques liés à la mauvaise manipulation des boues lors de la vidange	24

I.4.3.3. Risques liés aux lieux de déversement	25
I.4.4. Méthodologies d'évaluation des risques.....	26
I.4.5. Evaluation des risques écologiques ou environnementaux.....	27
I.4.6. Evaluation des risques sanitaires	28
I.4.6.1 Méthode directe	28
I.4.6.2. Méthode indirecte	29
I.5. QUELQUES OPTIONS DE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGES ET DES EAUX USEES.....	33
I.5.1. Lits de séchages plantés.....	34
I.5.2. Généralités sur lagunage.....	36
I.5.3. Autres mécanismes se déroulant dans les bassins de traitement.....	37
I.5.4. Chloration et désinfection des eaux usées	38
I.6. DIMENSIONNEMENT DES SYSTEMES DE TRAITEMENT.....	39
CHAPITRE II. MATERIEL ET METHODES.....	40
II.1. SITE DE L'ETUDE	40
II.2. METHODES.....	41
II.2.1. Réalisation du diagnostic de la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala	41
II.2.1.1. Enquêtes auprès des ménages	42
II.2.1.2. Entretien avec les vidangeurs	43
II.2.1.3. Enquêtes auprès des agents d'entretien du site de dépotage	44
II.2.1.4. Quantification des boues de vidange dépotés au Bois des singes	44
II.2.1.5. Inventaire floristique au niveau du site de dépotage des Bois des singes	45
II.2.2. Evaluation des risques environnementaux associés à la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala.....	46
II.2.2.1. Identification des dangers au niveau des différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange.....	47
II.2.2.2. Phase d'analyse	47
II.2.2.3. Caractérisation des risques environnementaux	55
II.2.3. Evaluation des risques sanitaires le long de la chaîne de gestion des boues de vidange	57
II.2.3.1. Méthode semi-quantitative.....	57
II.2.3.2. Méthode quantitative (QMRA)	58
II.2.4. Proposition du plan de gestion stratégique de gestion des boues de vidange.....	63
II.2.5. Analyse des données.....	64
CHAPITRE III. RESULTATS ET DISCUSSION.....	65
III.1. RESULTATS.....	65
III.1.1. Diagnostic de la chaîne de gestion des boues de vidange	65
III.1.1.1. Diagnostic au niveau du maillon amont (ménages)	65
III.1.1.2. Diagnostic au niveau du maillon intermédiaire (vidangeurs)	73
III.1.1.3. Diagnostic au niveau du maillon aval (site de dépotage).....	76
III.1.2. Risques environnementaux le long de la chaîne de gestion des boues de vidange.....	84
III.1.2.1. Dangers identifiés ou facteurs de risque	84
III.1.2.2. Problèmes analysés au niveau des différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange	90

III.1.2.2.1. Caractéristiques physico-chimiques des échantillons de boues de vidanges, sols, plantes, fruits, eaux de surface prélevées au site de dépotage des bois des singes et eaux souterraines prélevés dans la ville de Douala.....	90
III.1.2.3. Caractérisation des risques environnementaux.....	103
III.1.2.4. Risques environnementaux Hiérarchisés.....	109
III.1.3. Risques sanitaires le long de la chaîne de gestion des boues de vidange.....	110
III.1.3.1. Dangers où évènements dangereux.....	110
III.1.3.2. Exposition.....	126
III.1.3.3. Relation dose réponse.....	126
III.1.3.4. Caractéristiques des risques sanitaires.....	126
III.1.3.5. Risques sanitaires hiérarchisés.....	133
III.1.4. Plan de gestion stratégique de la chaîne de gestion des boues de vidange pour la ville de Douala.....	135
III.2. DISCUSSION.....	140
III.2.1. Etat des lieux de la chaîne de gestion des boues de vidange.....	140
III.2.1.1. Etat des lieux au niveau du maillon amont.....	140
III.2.1.2. Etat des lieux au niveau du maillon intermédiaire.....	141
III.2.1.3. Etat des lieux au niveau du maillon aval.....	142
III.2.2. Risques environnementaux le long de la chaîne de gestion des boues de vidange.....	144
III.2.2.1. Dénaturations des composantes de l'environnement.....	144
III.2.2.2. Nuisances recensées le long de la chaise de gestion des boues de vidange.....	144
III.2.2.3. Caractérisation physico-chimique des boues de vidange.....	145
III.2.2.4. Caractérisation physico-chimique des eaux souterraines.....	147
III.2.2.5. Caractérisation des risques environnementaux.....	150
III.2.3. Risques sanitaires le long de la chaîne de gestion des boues de vidange.....	150
III.2.3.1. Prévalence des maladies le long de la chaîne de gestion des boues de vidange.....	150
III.2.3.2. Teneur en ETM (plomb et cadmium) dans les boues de vidange, les eaux usées, les plantes et les fruits.....	148
III.2.3.3. Caractérisation bactériologique et parasitaire des boues de vidange.....	152
III.2.3.4. Caractérisation parasitaire des feuilles de <i>Talinum triangulare</i>	152
III.2.3.5. Caractérisation bactériologique des eaux souterraines.....	153
III.2.3.6. Caractérisation bactériologique des eaux de surface.....	154
CHAPITRE IV. CONCLUSION RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES.....	155
IV.1. CONCLUSION.....	155
IV.2. PERSPECTIVES.....	156
IV.3. RECOMMANDATIONS.....	157
BIBLIOGRAPHIE.....	158
ANNEXES.....	173

LISTE DES FIGURES

Fig. 1. Principaux maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange.....	12
Fig. 2. Schéma d'une latrine traditionnelle à fond perdu.....	14
Fig. 3. Latrine à canon.....	15
Fig. 4. Types de dispositifs fonctionnant à sec.....	16
Fig. 5. Toilette à chasse manuelle.....	17
Fig. 6. Schéma d'une fosse septique.....	18
Fig. 7. Vidangeurs en pleine activité sans matériels de protection.....	24
Fig. 8. Risques potentiels de diffusion des maladies liées à la contamination fécale.....	25
Fig. 9. Démarche d'analyse des risques.....	26
Fig. 10. Evolution du risque de contamination fécale.....	28
Fig. 11. Schéma général de l'évaluation du risque sanitaire.....	29
Fig. 12. Options de traitement des boues de vidange.....	33
Fig. 13. Schéma d'un lit de séchage planté.....	34
Fig. 14. Plantes utilisées dans les lits de séchages plantés.....	35
Fig. 15. Mécanismes mis en jeu dans les bassins de lagunage naturel.....	36
Fig. 16. Localisation de la zone d'étude.....	40
Fig. 17. Site de dépotage des Bois des singes montrant les espaces réservés.....	46
Fig. 18. Typologie des dispositifs d'assainissement autonomes dans les ménages enquêtés de la ville de Douala et matériaux de construction de leurs dalles.....	67
Fig. 19. Pourcentage de personnes utilisant les latrines dans les ménages.....	68
Fig. 20. Etat de finition des latrines en fonction du type de dispositif d'assainissement autonome dans les ménages de la zone d'étude.....	68
Fig. 21. Relation entre le mode et la fréquence de nettoyage des latrines dans les ménages.....	69
Fig. 22. Solution adoptée par les ménages en cas de remplissage des latrines.....	70
Fig. 23. Variation de la fréquence de vidange en fonction des dispositifs d'assainissement autonome.....	71
Fig. 24. Distribution des types d'ouvrages d'approvisionnement en eau dans les ménages de la zone d'étude et distance entre les points d'eau souterraines et les dispositifs d'assainissement autonome.....	72
Fig. 25. Matériel utilisé lors du dépotage des boues au Bois des singes à Douala.....	74
Fig. 26. Origine des boues vidangées par arrondissement dans la ville de Douala.....	75
Fig. 27. Variation du coût de la vidange mécanique dans la ville de Douala.....	75
Fig. 28. Port des équipements de protection pendant l'activité de vidange par les vidangeurs.....	76
Fig. 29. Etat de la route d'accès au site de dépotage.....	77
Fig. 30. Typologie des déchets présents au site de dépotage du Bois des singes.....	78
Fig. 31. Capacité en volume des camions de vidange dans la zone d'étude et leur fréquence d'apparition pendant la période d'étude.....	79
Fig. 32. Sensation des vidangeurs après la vidange.....	80
Fig. 33. Espèces végétales les plus représentées au Bois des singes.....	82
Fig. 34. Genres et familles les plus représentées au Bois des singes.....	83
Fig. 35. Acceptabilité des boues de vidanges comme fertilisants par les riverains du Bois des singes.....	84
Fig. 36. Aspect visuel de l'environnement après déversement des boues.....	85

Fig. 37. Relation entre les nuisances rencontrées dans les latrines et l'état de finition des latrines au niveau des ménages de la zone d'étude	86
Fig. 38. Relation entre les nuisances des latrines et la fréquence de nettoyage des latrines au niveau des ménages de la zone d'étude.....	87
Fig. 39. Relation entre le mode de nettoyage et les nuisances dans les latrines des ménages enquêtés	87
Fig. 40. Relation entre les nuisances rencontrées au niveau des latrines et la fréquence de vidange des dispositifs d'assainissement autonomes au niveau des ménages enquêtés.	88
Fig. 41. Nuisances rencontrées au niveau des vidangeurs de la ville de Douala	89
Fig. 42. Relation entre les nuisances rencontrées chez les vidangeurs et le port des EPI.....	89
Fig. 43. Paramètres physico-chimiques dans les échantillons de sols des Bois des singes.	91
Fig. 44. Paramètres physico-chimiques des fruits de <i>Carica papaya</i> et des feuilles de <i>Talinum triangulare</i> récoltés au Bois des singes.	92
Fig. 45. Caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines en fonction du type d'ouvrage d'approvisionnement en eaux dans les ménages de la zone d'étude.	94
Fig. 46. Matrice de corrélation entre les caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines et les sources potentielles de pollution.	97
Fig. 47. Teneurs en plomb et en cadmium dans les échantillons de boues de vidange.....	99
Fig. 48. Teneurs en plomb et en cadmium dans les échantillons de sol.....	100
Fig. 49. Teneurs en plomb et en cadmium dans les échantillons de plantes.	101
Fig. 50. Teneurs en plomb et cadmium dans les échantillons d'eau de surface.....	101
Fig. 51. Hiérarchisation des risques environnementaux le long de la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala.	109
Fig. 52. Maladies recensées au sein des ménages enquêtées de la zone d'étude.....	111
Fig. 53. Relation entre la fréquence, le mode de nettoyage des latrines, le mode d'approvisionnement en eau dans les ménages enquêtés et les maladies.	112
Fig. 54. Impact de la distance point d'eau latrine sur la recrudescence des maladies.	114
Fig. 55. Proportion des personnes affectées par les maladies au niveau des ménages.	114
Fig. 56. Proportion des personnes affectées par les maladies au niveau des vidangeurs et des gestionnaires du site de dépotage.	115
Fig. 57. Relation entre les blessures, les maladies recensées et le port des équipements de protection individuelle chez les vidangeurs.....	116
Fig. 58. Quelques types d'œufs d'helminthes identifiées.....	118
Fig. 59. Qualité bactériologique des plantes et des fruits au Bois des singes.	120
Fig. 60. Caractéristiques bactériologiques des eaux souterraines en fonction du type d'ouvrage d'assainissement dans les ménages enquêtés de la ville de Douala.....	121
Fig. 61. Représentation des variables dans les plans factoriels.	123
Fig. 62. Représentation des individus dans le premier plan factoriel:.....	124
Fig. 63. Représentation des individus (points d'eau) dans le premier plan factoriel.	125
Fig. 64. Hiérarchisation des risques sanitaires.....	134
Fig. 65. Modèle de gestion au niveau des différents maillons et modèle de station de traitement des boues.....	139

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I. Caractéristiques générales des boues de vidange et comparaison avec les eaux usées des pays tropicaux.....	6
Tableau II. Classification environnementale des infections liées aux excréta	7
Tableau III. Institutions impliquées dans l'assainissement au Cameroun	8
Tableau IV. Normes de rejets des effluents dans le milieu naturel et les milieux spécialement protégés au Cameroun.	10
Tableau V. Récapitulatif des différents acteurs de la gestion des déchets liquides au Cameroun	11
Tableau VI. Principaux types de dangers dans les systèmes d'assainissement.	30
Tableau VII. Noms des différents quartiers enquêtés dans la zone d'étude.	42
Tableau VIII. Distribution des points de prélèvement d'eau dans la zone d'étude.	49
Tableau IX. Grille de criticité d'évaluation des risques.	55
Tableau X. Echelle de probabilité pour les risques environnementaux et sanitaires.....	56
Tableau XI. Echelle de gravité pour les risques environnementaux.....	56
Tableau XII. Echelle de gravité pour les risques sanitaires.....	57
Tableau XIII. Caractéristiques sociodémographiques des ménages enquêtés dans la ville de Douala.....	65
Tableau XIV. Entreprises de vidanges recensées dans la zone d'étude.	73
Tableau XV. Rotation hebdomadaire des camions sur le site de dépôtage du Bois des singes.	80
Tableau XVI. Indices de diversité floristique au Bois des singes.	81
Tableau XVII. Types des problèmes rencontrés avec les latrines dans les ménages.....	85
Tableau XVIII. Caractéristiques physico-chimiques des boues de vidange issues du site de dépôtage des Bois des singes dans la ville de Douala.	90
Tableau XIX. Description générale de l'environnement des points d'eau analysés dans les ménages de la zone d'étude.	96
Tableau XX. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface prélevés au bois des singes.	98
Tableau XXI. Corrélation entre les teneurs en plomb des boues de vidange, du sol, des plantes et des eaux de surface.....	102

Tableau XXII. Matrice de corrélation entre les teneurs en cadmium des boues de vidange, du sol, des plantes et des eaux de surface.....	103
Tableau XXIII. Analyse préliminaire des risques environnementaux liés à la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala.....	105
Tableau XXIV. Données sanitaires dans les districts de santé de la zone d'étude.	110
Tableau XXV. Qualité bactériologique des boues de vidange au site de dépotage des Bois des singes.....	117
Tableau XXVI. Caractéristiques parasitaires des boues de vidange au site de dépotage des Bois des singes	119
Tableau XXVII. Qualité parasitaire des sols au site de dépotage des Bois des singes.....	119
Tableau XXVIII. Qualité parasitaire des plantes et des fruits au Bois des singes.....	120
Tableau XXIX. Caractérisation bactériologique du point d'eau de surface situé au Bois des singes.	121
Tableau XXX. Matrice de corrélation entre les caractéristiques bactériologiques des eaux souterraines et les sources potentielles de pollutions.	122
Tableau XXXI. Analyse préliminaire des risques sanitaires	128

LISTE DES ABREVIATIONS

APR	: Analyse Préliminaire des Risques
CF	: Coliformes Fécaux
CND	Conductivité Electrique
CUD	: Communauté Urbaine de Douala
DAA	: Dispositif d'Assainissement Autonome
DBO5	: Demande biochimique en Oxygène pendant cinq jours
DCO	: Demande Chimique en Oxygène
DJA	: Dose Journalière Admissible
ETM	: Elément Trace Métallique
EPI	: Equipement de Protection Individuel
ERI	: Excès de risque
ERU	: Excès de risque unitaire
ERC	: Excès de risque collectif
FAO	: Food and Agriculture Organisation
MINEPDED	: Ministère de l'Environnement et la Protection de la nature et du Développement Durable
MES	: Matière en suspension
MS	: Matière Sèche
MVS	: Matières Volatiles Sèches
OMD	: Objectifs du Millénaire pour le Développement
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
ONG	: Organisation Non Gouvernementale
PED	: Pays en voie de développement
QD	Quotient de danger
QMRA	: Quantitative Microbiological Risk Assessment
SF	: Streptocoques Fécaux
UNICEF	: United Nations of International Children's Emergency Fund
VTR	: Valeur Toxicologique de Référence

RESUME

La gestion des boues de vidange s'accompagne d'une importante pollution environnementale. Les chercheurs de l'assainissement se sont toujours concentrés sur la préservation de l'environnement à travers le contrôle des rejets polluants dans la nature en oubliant que le circuit de gestion peut engendrer les mêmes effets. Le présent travail vise à évaluer les risques environnementaux et socio - sanitaires associés à la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala. La méthodologie adoptée a consisté à établir un diagnostic au niveau des différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange notamment les ménages, les vidangeurs et les gestionnaires du site de dépotage. Sur la base d'un échantillonnage aléatoire stratifié, 640 ménages ont été choisis dans la ville de Douala. Toutes les entreprises opérant dans le périmètre urbain de la ville et les agents d'entretien du site de dépotage des boues de vidange ont été également enquêtés. Des questionnaires semi-structurés leur ont été administrés dans le but de collecter des informations sur le mode de gestion des dispositifs d'excreta, les nuisances rencontrées et les suggestions d'amélioration de la gestion des boues. Au niveau des vidangeurs et des agents d'entretien du site de dépotage, les informations sur les nuisances pendant leur activité quotidienne et les mesures de protection adoptées ont été relevées. Des évaluations semi quantitative et quantitative ont été effectuées afin d'identifier et de caractériser les risques environnementaux et sanitaires potentiels. La méthode semi quantitative s'est faite par des enquêtes socio anthropiques couplées à une caractérisation physico-chimique, bactériologique, parasitaire et analyse des Eléments Traces Métalliques (ETM) dans les échantillons de boues de vidange, de sol, de plante et d'eaux de surface au Bois des singes. Par la suite, une caractérisation bactériologique des eaux souterraines dans quelques quartiers de Douala a été faite. Cette approche a consisté à attribuer une probabilité et une gravité à chaque risque identifié au niveau des différents maillons en utilisant une matrice de risques pour arriver à une notation. La méthode d'analyse des risques microbiens (QMRA) a été appliquée pour le cas de l'analyse quantitative. A l'issue des principaux risques recensés, un plan de gestion stratégique a été proposé afin de mieux appréhender la gestion des boues et minimiser les risques liés à cette chaîne d'assainissement. Les résultats obtenus révèlent qu'il existe une variabilité de dispositifs de collecte d'excréta, cependant certains ménages (1,8 % sur un échantillon de 633) pratiquent la défécation à l'air libre. (7,05 % sur un échantillon de 613) des dispositifs d'assainissement sont construits en matériaux provisoires ; (12,6 % sur un échantillon de 637) de fosses ne sont pas vidangés lorsqu'elles sont pleines (81 % sur un échantillon de 639) des latrines ne sont pas nettoyés convenablement. Les eaux souterraines représentent (51,12 % sur un échantillon de 626) des modes d'approvisionnement en eaux dans l'ensemble des ménages. Au niveau des maillons intermédiaires et aval, (51 % sur un échantillon de 39) des vidangeurs et les agents d'entretien du site de dépotage n'arborent pas toujours les EPI et présentent généralement des signes de fatigue (15,38), des vertiges (2,56 %), des nausées (20,51 %), et des céphalées (12,82 %) après la manipulation des boues.

14,34 % des riverains du site de dépotage utilisent les engrais à base de boues de vidange pour leurs plantations familiales. Les boues de vidange ont présenté des valeurs moyennes très élevées pour les paramètres physico-chimiques, bactériologiques, parasitaires et ETM (plomb et cadmium). Les feuilles de *Talinum triangulare* ont révélé des teneurs en plomb ($0,80 \pm 0,02$; $0,73 \pm 0,49$ et $0,07 \pm 0,01$ $\mu\text{g/g}$) supérieures aux normes du MINEPDED, ainsi que la présence des œufs *Paragonium westermanni* et de *Strongyloides stercoralis*. La qualité des eaux souterraines est acceptable du point de vue physico-chimique à l'exception de l'ammonium qui a présenté des concentrations supérieures aux valeurs guides de l'OMS ($0,73 \pm 0,52$ mg/L) pour les sources et ($0,53 \pm 0,34$ mg/L) pour les puits. Du point de vue bactériologique, ces eaux contiennent des germes témoins de la pollution fécale avec des valeurs médianes de *Escherichia coli* (*E. coli*) (16 UFC/100mL ; 76 UFC/100 mL; 180 UFC/100mL) et streptocoques fécaux (SF) (6 UFC/100 mL ; 24,5 UFC/100 mL ; 83 UFC/100mL) pour les forages, sources et puits respectivement. Des corrélations négatives de Pearson ont été observées entre *Escherichia coli* et l'état d'aménagement des dispositifs d'assainissement ($r = -0,47$) ainsi que la distance point d'eau et dispositifs d'assainissement ($r = -0,47$). De même, les SF étaient corrélées à l'état d'aménagement des dispositifs d'assainissement ($r = -0,41$) et la distance point d'eau et dispositifs d'assainissement ($r = -0,43$). L'analyse préliminaire des risques a permis de ressortir les principaux risques avec des scores variant de 15 à 80. Les risques les plus élevés ont été enregistrés au niveau du maillon aval c'est à dire au site de dépotage du Bois des singes. Sur le plan environnemental, ces risques étaient principalement la propagation des mauvaises odeurs avec un score de 80, la contamination du sol, des eaux souterraines et la contamination des plantes avec des scores de 40 chacun, la pollution des eaux de surface avec un score de 16. Sur le plan sanitaire, les risques étaient l'ingestion des boues brutes, les chutes dans le lit filtrant, la consommation des eaux et des aliments contaminés avec des scores de 40 chacun, l'inhalation des mauvaises odeurs avec des scores de 16. Diverses maladies hydriques ont été enregistrées dans les ménages notamment les amibiases (14 %), la diarrhée (8 %), la fièvre typhoïde (16,3 %) et le choléra (2,7 %). Les probabilités d'infection étaient de 0,63 ; 0,77 et 0,78, pour les ménages utilisant les forages, les sources et les puits respectivement. Le nombre probable de personnes infectées étaient de 64 (n=102) pour les ménages utilisant de l'eau des forages, de 46 (n=60) pour les ménages utilisant les sources et de 94 (n= 120) pour les ménages utilisant les puits.

À la suite des risques observés le long de la chaîne de gestion des boues de vidange, la mise en application du plan de gestion stratégique devrait être effective avec une attention particulière au maillon aval qui a eu les scores de risque les plus élevés le long de la chaîne d'assainissement.

Mots clés : Boues de vidange, chaîne de gestion, Douala, risques environnementaux, risques socio- sanitaires.

ABSTRACT

The current management of faecal sludge is a major source of environmental pollution. Sanitation researchers have always focused on the preservation of the environment through the control of polluting discharges into the nature, forgetting that the management circuit can generate the same effects. The present work aims to assess the environmental social and health risks along the chain of management of faecal sludge in the city of Douala. The methodology adopted consisted to establish a diagnosis at the level of the different actors involved in the faecal sludge management chain. Based on stratified random sampling, 640 households were selected in the different urban sectors of the city of Douala, all the emptyers operators within the urban perimeter of the city (40) and the maintenance agents of the faecal sludge disposal site were also surveyed. Based on the heterogeneous stratified sampling method, questionnaires were administered to them in order to collect informations on the management of the sanitation systems, the nuisances encountered, and suggestions for improving sludge management. At the level of the emptyers and maintenance agents of the disposal site, informations on the nuisances encountered during their works, and the protection measures adopted were noted. A semi-quantitative assessment and a quantitative evaluation were carried out in order to identify and characterize the potential environmental and health risks. The semi-quantitative method involved socio-anthropic surveys coupled with a physicochemical, bacteriological, parasitic characterization and analysis of trace elements in the samples of faecal sludge, soil, plant and water at “Bois des Singes” and a bacteriological characterization of groundwater in some districts of Douala. This approach consisted of assigning a probability and severity to each risk identified at the level of the various links using a risk matrix leading a rating. The Microbial Risk Analysis Method (QMRA) was applied for the quantitative analysis. At the end of the main risks identification, a strategic management plan was proposed in order to better understand sludge management and minimise the risks linked to the sanitation chain. The results obtained revealed that there is a variability in the sanitation systems, although some households (1.8%; n = 633) still practice open defecation. About (7,05 %, n = 613) of the sanitation systems are made of temporary materials, (12,6 %, n= 637) are not emptied regularly and (81 %, n = 639) of latrines are not cleaned properly. Groundwater accounts for (51,12 %, n= 626) of water supply in all households. At the intermediate and downstream links, (51 %, n = 39) of the emptyers and maintenance workers at the disposal site do not always wear PPE and generally show signs of fatigue (15,38), dizziness (2,56 %), nausea (31.11%), (20.51%) and headaches

(12.82 %) after handling the sludge. About 14.34% of the people living near the monkey wood removal site use faecal sludge as manure for their family plantation. The mean values of physicochemical, bacteriological and trace elements (lead and cadmium) was very high for the faecal sludge analyzed. The leaves of *Talinum triangulare* analyzed showed concentrations of lead and cadmium superior to the MINEPDED standards ($0,80 \pm 0,02$; $0,73 \pm 0,49$ et $0,07 \pm 0,01$ $\mu\text{g/g}$) and revealed the presence of *Ascaris lumbricoides* and *Strongyloides stercoralis*. The quality of the groundwater is acceptable from a physico-chemical point of view, except for ammonium, which presented concentrations higher than the WHO and MINEPDED guide values (0.73 ± 0.52 mg/L for springs and 0.53 ± 0.34 mg/L for wells). From a bacteriological point of view, these waters were loaded with fecal pollution control germs with median values of *Escherichia coli* (16 UFC/100mL; 76 UFC/100 mL; 180 UFC/100mL) and fecal streptococci (6 UFC/100mL; 24,5 UFC/100mL; 83 UFC/100mL) for boreholes, springs and wells respectively. Negative correlations of Pearson were observed between *E coli* and the state of sanitation facilities ($r = -0.47$) as well as the distance between water points and sanitation facilities ($r = -0.47$). Likewise, the fecal streptococci were correlated with the state of sanitation facilities ($r = -0.41$) and the distance between the water point and the sanitation facilities ($r = -0.43$).

The preliminary risk analysis highlighted the main risks with scores ranging from 15 to 80. The highest risks were recorded at the downstream link (disposal site). From an environmental point of view, these risks were the spread of bad smells with a score of 80, soil and groundwater pollution and plant contamination with scores of 40 each respectively, mainly surface water pollution with a score of 16. The health risks were ingestion of raw sludge, falling into the filter bed, consumption of contaminated water and consumption of contaminated food with scores of 40 each respectively, inhalation of malodorous with a score of 16. Various water-borne diseases were recorded in the households, including amoebiasis (14 %), diarrhea (8 %), typhoid fever (16.3 %) and cholera (2.7 %). The probabilities of infection were 0.63, 0.77 and 0.78, for households using boreholes, springs and wells respectively. The likely number of people infected was 64 (n=102) for households using boreholes water, 46 (n=60) for households using springs and 94 (n=120) for households using wells.

In view of the different risks observed along the faecal sludge management chain, the implementation of the strategic management plan should be effective with particular attention to the downstream link that presented the highest risk score along the sanitation chain.

Keywords: Faecal sludge, management chain, environmental risks, socio-health risks, Douala.

INTRODUCTION

D'après l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et le Fonds des Nations Unis pour l'Enfance (UNICEF), plus d'un milliard de la population mondiale en milieu urbain, péri-urbain, et rural de l'Afrique, de l'Asie et d'Amérique latine souffrent d'un manque criard d'infrastructures pour l'assainissement des matières fécales (Anonyme 1, 2012 ; Oekers et *al.*, 2011 ; Peal et *al.*, 2014 ; Schoebitz et *al.*, 2017).

En effet, l'explosion démographique, due à l'accroissement démographique en milieux urbains ou péri-urbains, entraîne la naissance de nouveaux quartiers dit spontanés qui ne bénéficient véritablement pas d'un plan d'aménagement préalable ; ce qui défavorise les possibilités d'installation de réseaux d'assainissement. Cette situation a contribué à la mise en place d'une variété de systèmes d'assainissement autonome, notamment, les fosses septiques, les latrines traditionnelles et les toilettes publiques (Blunier, 2004 ; Koné et Strauss., 2005 ; Letah Nzouebet et *al.*, 2019).

S'agissant de l'Afrique, notamment les pays situés au Sud du Sahara, depuis l'an 2000, l'assainissement se trouvait inscrit parmi les secteurs devant faire objet d'évaluation pour les post Objectifs du Millénaire pour le Développement (OMD). Cette évaluation concernait la cible N° 10 de l'objectif 7 de ces post OMD. Alors que l'échéance fixée pour l'atteinte de ces objectifs a expiré en 2015, le constat relevé est que l'Afrique subsaharienne n'a pas atteint ses objectifs en matière d'assainissement et plus grave encore, reste une région du monde où l'écart entre le niveau actuel atteint en matière d'assainissement et celui qui était fixé comme cible est important. Les statistiques montrent que de 1990 (ligne de base pour les post OMD) à 2011, ces pays, en matière d'accomplissement des OMD pour l'assainissement, sont passés de 19 à 24 % en milieu rural et de 43 à 42 % en milieu urbain (Anonyme 2, 2013). Les raisons qui sont à la base de ce retard sont entre autres: la croissance démographique non maîtrisée, l'absence de politiques claires en matière d'assainissement plus particulièrement en assainissement collectif, le manque de moyens financiers, le manque de personnel qualifié pour la mise en place et la maintenance des technologies d'assainissement adaptées aux PED en général et aux pays d'Afrique en particulier, et le manque d'initiatives locales destinées à trouver des solutions spécifiques aux problèmes particuliers (Mara et *al.*, 2010; Bassam et *al* 2013 ; Wang et *al.*, 2014). Le constat fort qui se dégage est que depuis longtemps, dans les pays africains, la gestion des excréta et des eaux usées a été une photographie des solutions adoptées ailleurs, surtout importées des pays développés alors que les contextes ne sont pas les mêmes.

Ainsi donc, le mauvais fonctionnement des ouvrages d'assainissement autonomes et l'absence de station de traitement favorisent le déversement des boues de vidange dans la nature sans traitement préalable au mépris des principes de prudence écologique et sanitaire (Koné et Strauss, 2004 ; Talla et *al.*, 2017). Cette situation est à la base de la dégradation de l'environnement et de l'émergence des maladies hydriques (Hutton et *al.*, 2007 ; Tsama et *al.*, 2015 ; Letah Nzouebet et *al.*, 2016). Les quantités énormes de boues produites par ces ouvrages d'assainissement impliquent donc la nécessité de relever le défi d'une gestion saine et durable, dans une perspective de préservation des ressources naturelles et de la santé des populations. Malgré les efforts entrepris dans ce sens, l'Afrique manque aujourd'hui d'opérateurs publics et/ou privés performants ainsi que de système de régulation efficace (Bassan et *al.*, 2013 ; Strande et *al.*, 2018).

Le Cameroun, pays de l'Afrique subsaharienne n'est pas en marge de cette situation malgré des efforts entrepris dans le domaine (Ambassa, 2005 ; Kengne 2008, Berteigne et *al.*, 2012 ; Talla et *al.*, 2017 ; Nya 2020). Ce pays dispose d'une Stratégie Nationale d'assainissement liquide et de Plans Stratégiques d'Assainissement élaborés par les Ministères Camerounais de Mines, de l'Eau et de l'Energie (Anonyme 3, 2007a). Malgré ces avancées, le secteur de la vidange reste caractérisé par un manque de concertation entre les nombreux acteurs concernés, un cadre institutionnel lacunaire, une faible reconnaissance des opérateurs de vidange, particulièrement des petits opérateurs privés. Par ailleurs, il est à relever la faible implication des ONG (Organisation Non Gouvernementale) et des opérateurs privés de vidange dans les processus décisionnels (Kengne et *al.*, 2008 ; Berteigne et *al.*, 2012 ; Talla et *al.*, 2017 ; Letah Nzouebet et *al.*, 2019). Plus encore sur le terrain, il a été noté d'autre part, l'absence de normalisation dans la construction des dispositifs de collecte des boues de vidange, ce qui rend vulnérable les ressources en eaux souterraines et d'autre part une manipulation inconsciente des boues par les opérateurs de vidange (Anonyme 4, 2017a). Tout ceci accroît le risque d'exposition aux maladies hydriques et de pollution de l'environnement.

A l'instar de toutes les villes principales du Cameroun, la ville de Douala fait face à un important problème d'assainissement, notamment celui de la gestion des boues de vidange. D'une population actuelle estimée à près de 3 500 000 habitants, elle intègre tous les problèmes liés à l'urbanisation rapide et peu contrôlée, notamment ceux liés à la gestion des boues vidange. En effet, cette ville produit en moyenne 600 m³ de boues de vidange par jour et ne dispose que d'une dépositrice anarchique des boues de vidange située au Bois des singes à proximité des habitations et de la zone estuarienne du fleuve Wouri (Berteigne, 2012). L'insuffisance de moyens matériels et financiers et le manque d'outils d'aide à la décision au niveau de la

Communauté Urbaine de Douala (CUD), réduisent malheureusement à l'impuissance les responsables des municipalités face à la dégradation continue du cadre de vie des populations. Ceci malgré l'existence d'un site formel de déversement des boues au lieu-dit « Bois des singes » qui semble ne plus répondre favorablement aux attentes des décideurs et des populations. En effet ce site se trouve aujourd'hui tout proche de l'aéroport international de Douala, il a été rattrapé par les populations qui ont construit leurs habitations et plus encore est à proximité du fleuve Wouri qui est le principal point de chute des boues de vidange lorsqu'elles sont déversées.

La gestion actuelle des boues de vidange tels que présentée, s'accompagne donc d'importants risques environnementaux et socio-sanitaires car ces boues contiennent des éléments pathogènes (œufs d'helminthes, protozoaires, virus et bactéries), des minéraux (Cu, Zn, Pb, Cd, ...) susceptibles de s'avérer dangereux en cas de contamination. Mara et *al.* (2010) mentionnent qu'un (01) gramme de fèces d'une personne contaminée contient jusqu'à 10^6 virus pathogènes, 10^6 - 10^8 bactéries pathogènes, 10^4 protozoaires et 10 à 10^4 œufs d'helminthes. Les maladies diarrhéiques sont responsables du décès d'environ 1,6 à 2,5 millions de personnes, la plupart étant des enfants de moins de 5 ans (Kosek et Geurrant, 2003 ; Sall et Sy, 2015 ; Gomis et *al* 2019). Les chercheurs de l'assainissement se sont toujours concentrés sur la préservation de l'environnement à travers le contrôle des rejets polluants dans la nature en oubliant que le circuit de gestion peut engendrer les mêmes effets. En effet, on peut pendant le stockage, la collecte le transport, le traitement et même la réutilisation où la valorisation avoir des risques de contamination. Les risques associés aux dispositifs de stockage, à la collecte, au transport et au dépotage des boues au lieu-dit « Bois des singes » viennent donc exacerber cette situation sanitaire déjà très précaire, caractérisée par la mauvaise organisation des systèmes de santé qui ne facilite pas l'accès aux soins des couches défavorisées du fait entre autres de l'insuffisance des infrastructures, de leur mauvaise répartition spatiale et de la corruption. Il apparaît donc très urgent de proposer les moyens visant l'amélioration de la santé des populations de cette ville en mettant un accent particulier sur la chaîne de gestion des boues de vidange et leur cadre de vie, les ménages, producteurs des boues de vidange, les vidangeurs, responsables de la collecte du transport et de l'évacuation, les gestionnaires des dépositaires et les composantes environnementales). L'acquisition des données sur les risques sanitaires et environnementaux, prenant pour référence la chaîne de gestion des boues de vidanges, permettra non seulement d'enrichir la littérature sur les études en gestion des boues de vidange mais surtout d'élaborer un plan stratégique de gestion des boues de vidange qui permettra de minimiser des risques

sanitaires et environnementaux associés aux différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange.

Plusieurs questions de recherche ont en effet été formulées dans le cadre de ce travail :

- quelles sont les pratiques actuelles au sein des différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala ?
- quels sont les risques environnementaux associés à cette chaîne de gestion des boues de vidange ?
- quels sont les risques socio-sanitaires associés à cette chaîne de gestion des boues de vidange ?
- quelles solutions proposées pour une meilleure protection des ressources naturelles et la préservation de la santé des populations dans le contexte actuel de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala ?

Les hypothèses de recherche suivantes sont donc formulées :

- les habitudes socio-économiques et culturelles des populations influenceraient le mode actuel de gestion des boues de vidange au sein des différents maillons de la chaîne dans la ville de Douala ;
- il existerait des risques environnementaux associés à cette chaîne de gestion des boues de vidange;
- il existerait aussi des risques socio-sanitaires associés à cette chaîne de gestion des boues de vidange ;
- des solutions concrètes pour la protection des ressources naturelles et la préservation de la santé des populations dans le contexte actuel de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala pourraient être proposées.

L'objectif global de ce travail est d'évaluer les risques environnementaux et socio-sanitaires associés à la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala.

Plus spécifiquement il était question de :

- établir un diagnostic des différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala ;
- évaluer les risques environnementaux associés à la gestion actuelle des boues de vidange ;
- évaluer les risques socio- sanitaires associés à la gestion actuelle des boues de vidange ;
- élaborer un plan de gestion stratégique des boues de vidange.

CHAPITRE I. REVUE DE LA LITTÉRATURE

I.1. Définition des concepts

Les boues de vidange : désignent un mélange constitué de matières fécales et d'urine de consistance et composition variable, collecté des systèmes d'assainissement non raccordés au réseau d'égout (latrines traditionnelles, fosses septiques, toilettes publiques) (Montangero et Strauss, 2002). Les boues de vidange désignent des boues solides ou liquides issues de la vidange de fosses de stockage d'eaux usées et excréta (maillon amont). Elles peuvent avoir ou non subi un traitement partiel pendant la période de stockage (Gabert et *al.*, 2018).

Risques : désignent la probabilité d'apparition d'effets toxiques après l'exposition des organismes à un élément dangereux (Riviere, 1998 ; Anonyme 5, 2019). Pour Covello et Merkhofer (1993), le risque est un concept « au minimum bi-dimensionnel, impliquant (a) la possibilité d'une issue négative et (b) une incertitude sur l'apparition, la chronologie et la gravité de cet effet négatif. Si l'une de ces caractéristiques n'existe pas, il n'y a pas de risque...

Risques environnementaux : désignent tout risque immédiat ou sur le long terme pouvant avoir des répercussions nuisibles sur l'environnement (Evens, 2004).

Risques sanitaires : désignent tout risque immédiat ou sur le long terme qui représente une menace pour la santé des personnes (Anonyme 6, 2016 a).

Danger : la notion du danger est liée à la possibilité pour une substance, du fait de ses caractéristiques ou de ses propriétés intrinsèques, de provoquer des dommages aux personnes, aux biens, à l'environnement, dans des conditions déterminées d'exposition (Razafindradrandra et Seveque, 1998).

Événement dangereux : désigne tout incident ou situation qui introduit ou libère le danger dans l'environnement (agents pathogènes fécaux, par exemple) dans lequel des hommes vivent ou travaillent, ou amplifie la concentration du danger dans l'environnement dans lequel des hommes vivent ou travaillent, ou ne parvient pas à éliminer le danger de l'environnement humain. (Anonyme 5, 2019).

Exposition : désigne la quantité de substance entrant en contact avec les barrières d'échange de l'organisme et disponible pour une éventuelle absorption (Anonyme 10, 2016 b)

I.2. Généralités sur les boues de vidange

I.2.1. Typologie des boues de vidange

En fonction de leur origine et de la durée de stockage, Heinss et *al.* (1998) Strande et *al.* (2018) subdivisent les boues de vidange en deux types :

- les boues de type A qui sont habituellement les plus concentrées, proviennent généralement des toilettes publiques ou de grandes surfaces (hôtel, hôpitaux, ...). Elles sont stockées durant quelques jours ou quelques semaines et sont biochimiquement instables ;
- les boues de type B qui sont des boues faiblement concentrées, provenant des dispositifs d'assainissement individuels (latrines, fosses septiques, ...). Elles sont stockées pendant plusieurs années et sont partiellement stables (car minéralisées par digestion anaérobie partielle).

I.2.2. Caractéristiques des boues de vidange

Les boues de vidange présentent des concentrations très élevées de l'ordre de 10 à 100 fois supérieures à celles des eaux usées domestiques (Tableau I).

Les teneurs en matières sèches et en matières organiques ainsi que les concentrations en ammonium et en œufs d'helminthes mesurées dans les boues de vidange sont 10 à 100 fois plus élevées que dans les eaux usées. De plus, les boues de vidange diffèrent des eaux usées par le fait qu'elles sont soumises à d'importantes variations (température ambiante, infiltration des eaux souterraines dans les fosses, performance des fosses septiques ainsi que mode de vidange) (Montangero et Stauss, 2002 ; Strande et *al.*, 2018).

Tableau I. Caractéristiques générales des boues de vidange et comparaison avec les eaux usées des pays tropicaux (Strande et *al.*, 2018 modifié).

Caractéristiques	Types		
	Boues de type A (instable)	Boues de type B (partiellement stable)	Eaux usées domestiques
Provenance	Grandes surfaces	Dispositifs d'assainissement individuels	Ménages
DCO (mg/l)	20-50 000	< 10 000	500-2 500
DCO/DBO	2 : 1...5 :1	5 : 1...10 :1	2 :1
NH ₄ -N (mg/l)	2-5 000	< 1 000	30-70
MS	≥ 3,5 %	< 3 %	< 1 %
Phosphore total(mg/l)	450	150	9-63
Coliformes fécaux	1 x 10 ⁵	1 x 10 ⁵	6,3×10 ⁴ -6,6×10 ⁵
MES (mg/l)	≥ 30 000	= 7 000 (sensiblement)	200-700
Œufs d'helminthes (nombre/litre)	20-60 000	= 4 000 (sensiblement)	300-2 000

I.2.3. Facteurs affectant la qualité des boues de vidange

La qualité des boues de vidange est affectée par les facteurs tels que la durée de stockage, la température ambiante, l'intrusion des eaux souterraines, le dimensionnement des installations, et les techniques de vidange des fosses (Strauss et *al.*, 1997 ; Schoebitz et *al.*, 2014). En général, les boues sont stabilisées quand elles sont stockées pendant de longues périodes dans les fosses septiques. Néanmoins elles forment des croûtes solides difficiles à évacuer des fosses.

1.2.4. Maladies liées aux boues de vidange, durée de survie du pathogène et voies de transmissions

Les boues de vidange contiennent des concentrations élevées en germes pathogènes (Balomey, 2003) (Tableau II).

Tableau II. Classification environnementale des infections liées aux excréta (Feachem et *al.*, 1983 *cit.* Klingel et *al.*, 2002).

Catégories d'infections	Caractéristiques épidémiologiques de l'agent pathogène	Infections typiques	Voies principales de transmission
I-Fécal-oral (virus et Protozoaire)	Pas de latence ; dose infectieuse faible	- Amibiase - Hépatite A - Infections virales et gastro-intestinal	- Contact personnel -Transmission domestique (ex : la vaisselle)
II-Fécal-oral (bactéries)	Pas de latence ; persistance considérable ; dose infectieuse moyenne ou élevée ; capacité de prolifération chez quelques agents pathogènes	- Choléra -Fièvre typhoïde -Shigelle dysentérique	-Contact personnel -Transmission domestique -Aliments, eau
III-Helminthiases (nématodes) sans hôtes intermédiaire	Période de latence et persistance considérable ; dose infectieuse faible	-Ascaridiose -Unciraniose -Trichuriose	-Milieu domestique -Aliments fertilisés avec boues fécales -Champs
IV- Helminthiases (cestodes) avec comme hôtes intermédiaires le bovin ou le porc	Période de latence et persistance considérable ; dose infectieuse faible	Téniase	-Milieu domestique -Champs -Fourrage
V-Helminthiases (trématodes) avec comme hôtes intermédiaires des organismes aquatiques	Période de latence et persistance considérable ; hôtes aquatiques intermédiaire ; dose infectieuse faible	Bilharziose (schistosomiase)	-Excrétion des selles, urines dans les eaux -Mollusques comme hôtes intermédiaires
VI- Transmission par des insectes	Transmission par les insectes (moustiques, cafards)	-Filariose, éléphantiasis - Infections transmises par les agents pathogènes excrétés	Foyers d'incubation d'insectes contaminés par des excréta (ex : les latrines)

Le manque d'assainissement favorise la transmission de maladies pouvant être causées par des virus, des bactéries, des protozoaires ou des vers parasites (helminthes) présents dans les boues de vidange. Dans le cadre du génie sanitaire, ces maladies sont classées en fonction de leur voie de transmission principale (Klingel et *al.*, 2002) (Tableau II).

I.2.5. Cadre institutionnel législatif et règlementaire de la gestion des boues de vidange au Cameroun

I.2.5.1. Cadre institutionnel

Plusieurs institutions sont impliquées dans le domaine de l'assainissement au Cameroun (Tableau III). Cependant ce cadre n'est pas structuré de manière opérationnelle. Quelques Départements Ministériels sont directement concernés par le problème de gestion des déchets liquides et solides, en vue de la protection de la santé et de l'environnement.

Tableau III. Institutions impliquées dans l'assainissement au Cameroun (loi n°98/005 du 14 avril 1998 ; loi n°2004/017 du 22 Juillet 2004).

Institutions	Missions
Ministère de l'Energie et de l'Eau	<ul style="list-style-type: none"> - Protection de l'environnement et de la santé contre les effets de la pollution par la maîtrise de la gestion des eaux usées et des déchets solides en milieu urbain ; - Elaboration des normes de réglementation et de législation.
Collectivités locales décentralisées (CUD par exemple)	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en œuvre du Plan d'Urbanisme ; - Enlèvement et traitement des déchets, - Epuration des eaux usées.
Ministère de la Santé Publique	Mise en œuvre de la politique gouvernementale en matière de protection, de la santé publique et du milieu naturel contre les pollutions d'origines diverses.
Ministère de l'Industrie, des Mines et du Développement Technologique	<ul style="list-style-type: none"> - Elaboration et mise en œuvre du plan d'industrialisation ; - Gestion des ressources naturelles, minières et gazières
Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et du Développement Durable	<ul style="list-style-type: none"> - Elaboration de la politique nationale en matière d'environnement ; - Elaboration et rassemblement des textes relatifs à la gestion et à la protection de l'environnement.
Ministère de l'Habitat et du Développement urbain	<ul style="list-style-type: none"> - Elaboration des plans directeurs d'assainissement et de drainage ; - Suivi et coordination des opérations de collecte ; - Enlèvement et de traitement des déchets ; - Contrôle de la conformité des normes en matière de vidange.

I.2.5.2. Cadre législatif et réglementaire

Dans la plupart des pays en voie de développement, une législation relative au déversement des effluents de station d'épuration est en vigueur. La législation comprend généralement des normes de qualité qui s'appliquent indifféremment au traitement des eaux usées et des boues de vidange (Montangero et *al.*, 2000).

Au Cameroun, il n'existe pas de textes spécifiques réglementant la gestion des boues de vidange ; cependant quelques textes régissent la gestion de l'assainissement :

- la loi N° 96/12 du 5 août 1996 portant loi-cadre relatif à la gestion de l'environnement fixant le cadre juridique général de la gestion de l'environnement au Cameroun, définit des termes liés à l'environnement, précise les obligations générales et les principes fondamentaux, développe des stratégies de l'élaboration des politiques de la coordination et du financement des politiques de l'environnement, et ainsi que de sa gestion . Cette loi prend également des mesures relatives aux installations classées dangereuses, insalubres ou incommodes et aux activités polluantes (déchets, substances chimiques nocives et/ou dangereuses, nuisances sonores et olfactives, etc.) ;
- la loi portant Régime de l'eau (Loi 98/005 du 14 avril 1998) qui définit le cadre de gestion de l'eau et de la protection de la ressource ;
- la loi régissant l'Urbanisme au Cameroun (Loi n°2004/003 du 21 avril 2004) qui fixe les grandes orientations en matière de planification urbaine au Cameroun et définit les principaux outils d'urbanisme opérationnel.

En 2004, un ensemble de lois sur l'orientation de la décentralisation est adopté ; ces lois organisent le transfert des compétences aux Collectivités Territoriales Décentralisées (CTD) dont les communes, les Communautés Urbaines et les Communes d'Arrondissement :

- la loi 2004/017 du 22 juillet 2004 portant sur l'orientation de la décentralisation précise le cadre et les principes directeurs de la décentralisation au Cameroun ;
- la loi 2004/018 du 22 juillet 2004 fixant les règles applicables aux Communes, précise les rôles et responsabilités des communes en matière de service rendu aux populations. L'assainissement liquide fait partie des services transférés ;
- la loi 2004/019 du 22 juillet 2004 fixant les règles applicables aux régions. Pour le moment les régions ne sont pas encore des entités territoriales décentralisées;
- le décret N° 99/820/PM du 09 novembre 1999 concernant le contrôle de la pollution de l'environnement et fixant les conditions d'agrément des personnes physiques ou morales à

l'exploitation des laboratoires de contrôle de la qualité et de la quantité des effluents solides, liquides ou gazeux rejetés par les établissements classés dangereux, insalubres ou incommodes ;

- le décret N° 2001/165/PM du 08 mai 2001 précise les modalités de protection des eaux de surface et des eaux souterraines contre la pollution d'origines diverses.

Du fait de l'absence de texte spécifique pour la gestion des boues de vidange, les textes relatifs aux eaux usées et excréta servent de référence. A cet effet, les normes de rejet arrêtées par le Ministère de l'Environnement et de la Protection de la Nature en mars 2007 peuvent être considérées. (Tableau IV).

Tableau IV. Normes de rejets des effluents dans le milieu naturel et les milieux spécialement protégés au Cameroun (Anonyme 7, 2008).

Paramètres	Teneurs dans les différents milieux de rejets	Teneurs dans les milieux spécialement protégés
DCO (sur effluent non décanté)	200 mg/L	90 mg/L
Matières en suspension totales	40 mg/L	30 mg/L
DBO ₅ (sur effluent non décanté)	50 mg/L	20 mg/L
Azote total	20 mg/L	10 mg/L
Phosphore total	10 mg/L	5 mg/L
pH	6-9	6-9
Température	30 °C	30 °C
Hydrocarbures totaux	50 mg/L	20 mg/L
Plomb	0,3 mg/L	0,3 mg/L
Cadmium	0,2 mg/L	0,2 mg/L
Fluor et composés (en F)	100 mg/L	20 mg/L
Chrome et composés (en Cr)	1 mg/L	0,50 mg/L
Cuivre et composés (en Cu)	1 mg/L	0,50 mg/L
Arsenic et composés (en As)	1 mg/L	0,50 mg/L
Chrome hexavalent	0,20 mg/L	0,20 mg/L
Cyanures	1 mg/L	0,50 mg/L

I.2.6. Principaux acteurs impliqués dans la gestion des déchets liquides au Cameroun

La collecte des déchets concerne plusieurs acteurs (Tableau V) dont le chevauchement des compétences représente une source de conflits. De plus, le poids de la tutelle administrative, financière et technique de l'Etat sur les autres acteurs de ce secteur, et plus particulièrement sur

les Communes, ne permet pas d'exploiter toutes les potentialités disponibles dans le secteur (Anonyme 3, 2007 a).

Tableau V. Récapitulatif des différents acteurs de la gestion des déchets liquides au Cameroun (Anonyme 3, 2007 a).

Domaine d'intervention	ACTEURS INTERVENANTS DANS LA GESTION DES DECHETS														
	MINEE	MINDUH	MINATD	MINDAF	MINSANTE	MINEPDED	Partenaires Internationaux	MINFI	MINIMDT	COMMUNES	MAGZI	ENTREPRISES	Autorités Administratives	Acteurs non Gouvernementaux	Ménages
Coordination des interventions et définition des responsabilités en matière de gestion des déchets	X	X	X		X	X		X	X						
Définition des objectifs	X	X			X		X	X							
Capitalisation des informations	X	X													
Elaboration de la réglementation et des normes	X	X			X	X	X								
Conception des dispositifs	X				X		X								
Implantation des sites de traitement		X			X						X				
Contrôle technique du projet	X	X			X		X			X					
Financement des investissements						X	X	X							
Recyclage et valorisation des déchets														X	
Réalisation des travaux				X								X			
Contrôle des chantiers et des équipements	X	X				X	X			X			X		
Réception et transfert éventuel des équipements	X									X					
Sensibilisation des populations	X	X			X	X	X								
Contrôle et surveillance de la population	X				X	X									
Pré-collecte et collecte															X

I.3. Chaîne de gestion des boues de vidange

La chaîne de gestion des boues de vidange représente les différentes étapes de la gestion des boues de vidange allant du stockage au traitement ou à la revalorisation de ces boues. Les principaux maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange sont le maillon amont, le maillon intermédiaire et le maillon aval. (Fig. 1).

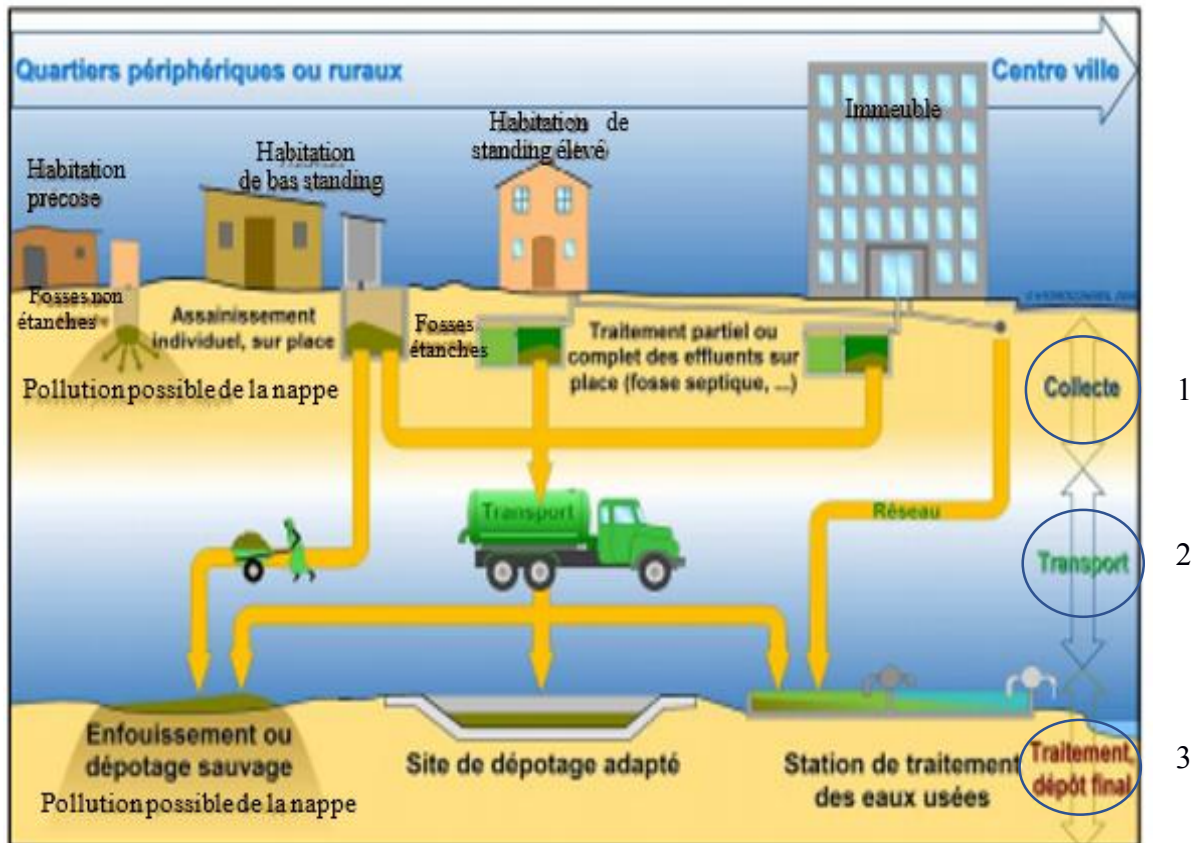


Fig. 1. Principaux maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange (Rochery et Gabert, 2012).

I.3.1. Maillon amont de la chaîne de gestion des boues de vidange

Ce maillon comprend les technologies permettant de recueillir la totalité des eaux usées domestiques générées au niveau du ménage, de les stocker temporairement et éventuellement de les traiter partiellement (Monvois et *al.*, 2010). Son rôle principal est d'améliorer les conditions sanitaires dans les domiciles des ménages en confinant les eaux usées et les excréta. Les technologies de ce maillon se caractérisent par une interface utilisateur et un dispositif de collecte et de stockage des eaux usées et ou des excréta. Selon que le système d'assainissement utilisé par le ménage est humide ou sec, les technologies pour le maillon amont diffèrent aussi. Pour les systèmes humides, la toilette à chasse mécanique ou manuelle constitue l'interface

utilisateur dans la plupart des cas et la fosse septique (qui reçoit les excréta et les eaux usées domestiques) est utilisée pour stocker et traiter partiellement les matières décantées. Pour les systèmes secs donc ne nécessitant pas d'eau pour fonctionner, l'interface utilisateur fait d'office l'ouvrage destiné à stocker les excréta. Les eaux usées ménagères quant à elles devraient être acheminées dans une mini fosse septique qui les traite partiellement (Monvois et *al.*, 2010).

I.3.1.1. Acteurs au niveau du maillon amont

Plusieurs catégories d'utilisateurs sont impliquées dans la gestion de l'assainissement en général et des boues de vidange en particulier au niveau du maillon amont. En premier lieu, il y a les usagers domestiques, aussi appelés « ménages ». Il y a également des usagers « spéciaux », ou usagers non domestiques : les établissements publics tels que les administrations ou les écoles, les industries et certains artisans, comme les ateliers de mécanique ou les teintureries, les hôpitaux et centres de santé. Le ménage est le principal financeur de l'assainissement. Dans la grande majorité des cas, il investit lui-même dans ses équipements sanitaires (maillon « accès »). En outre, il finance, au travers des impôts, taxes et redevances, le maillon « évacuation » camion de vidange, réseau d'égouts, ainsi que le traitement des eaux usées et des boues de vidange (Gabert, 2018).

I.3.1.2. Mode de gestion des boues au niveau des ménages

Au niveau des ménages les boues sont généralement stockées au niveau des fosses septiques et les latrines. Lorsque ces ouvrages sont pleins, les boues sont pompées et transportées par des camions citernes de vidange vers les décharges où elles sont traitées ou déversées sans traitement préalable. L'évacuation des boues de vidange des systèmes sanitaires et leur transport vers le site de traitement ou d'élimination (site de dépotage) constituent le premier élément important de la gestion des matières fécales (Klingel et *al.*, 2002). La collecte et l'évacuation des boues de vidange se font généralement de deux façons ; la vidange manuelle et la vidange mécanique. Les ouvrages d'assainissement autonomes sont des dispositifs mis en place pour effectuer la collecte, le prétraitement, l'épuration, l'infiltration ou le rejet des eaux usées domestiques et excréta des immeubles non raccordés aux réseaux d'égouts collectifs (Bemmo et *al.*, 1998). L'assainissement autonome se fait au moyen d'ouvrages individuels (latrines) situés à l'intérieur de chaque ménage et la responsabilité en matière de construction, d'utilisation et d'entretien relève du propriétaire (Bemmo et *al.*, 1998). Il existe deux groupes de dispositifs d'évacuation des excréta au niveau des ménages : les dispositifs fonctionnant à sec et les dispositifs exigeant de l'eau pour évacuer les excréta (Anonyme 3, 2007a ; Bigumandodera, 2014).

- **Dispositifs fonctionnant à sec**

Les dispositifs fonctionnant à sec sont ceux qui ne nécessitent pas d'eau pour fonctionner, ils ne recueillent que les excréta ainsi qu'une faible quantité d'eau. Ces dispositifs sont le plus souvent utilisés quand le ménage n'est pas approvisionné en eau (Tilley et *al.*, 2014). Les dispositifs traditionnels d'évacuation des excréta fonctionnant à sec les plus couramment rencontrés sont constitués des latrines traditionnelles à fond perdu, des latrines conventionnelles à fosse sèche, des latrines à fosse forée, des latrines sur pilotis et des latrines à fosses ventilées (Bemmo et *al.*, 1998).

- **Latrines traditionnelles à fond perdu**

Les latrines traditionnelles à fond perdu comprenant une simple fosse recouverte d'une dalle en béton ou en bois munie d'un trou de défécation et d'une cabine (superstructure) assurant une certaine intimité aux usagers (Tilley et *al.*, 2014). Les cabines sont construites en ciment, en bois, en planche ou en tôle. Ce type d'ouvrage reste prépondérant en raison de son coût abordable et de sa facilité de construction (constructible par un membre de la famille) Ces ouvrages sont répandus en Afrique subsaharienne (Katukiza et *al.*, 2012). Les principaux inconvénients pour cette latrine sont les odeurs et la prolifération des mouches et elle est sujette à des risques sanitaires et environnementaux élevés. Il y a également un risque élevé de pollution de la nappe phréatique du fait qu'elle est profonde et n'est pas étanche (Fig. 2).

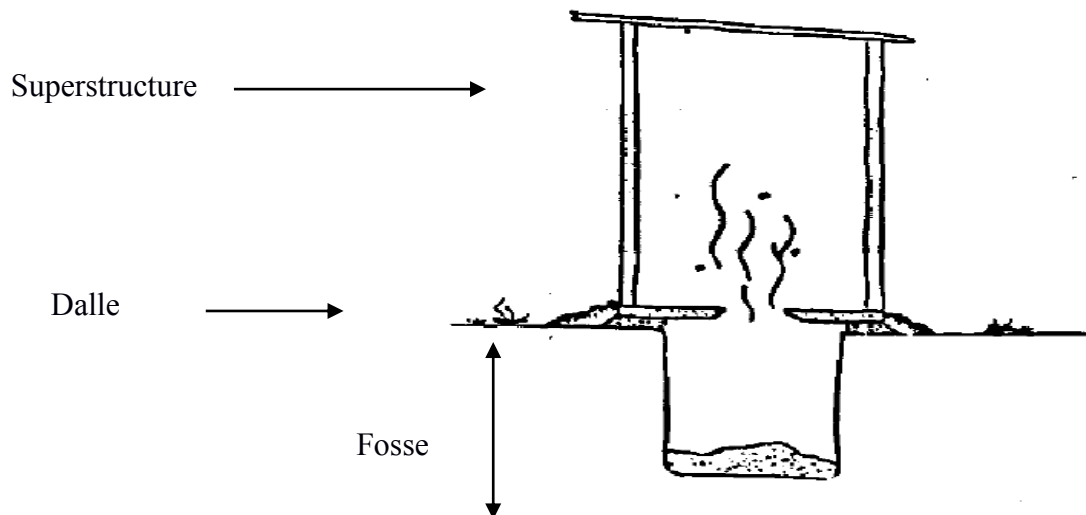


Fig. 2. Schéma d'une latrine traditionnelle à fond perdu (Bemmo et *al.*, 1998).

- **Latrines à canon**

Les latrines à canon sont des latrines traditionnelles à fond perdu, munies de tuyau de « trop plein » permettant de déverser les excréta soit dans les caniveaux, dans les cours d'eau ou

dans des dispositifs construits plus spécifiquement aux abords des cours d'eau ou rigoles (fréquents dans les bas-fonds) (Fig. 3). Elles sont munies des tuyaux en Polychlorure de Vinyle (PVC) permettant d'acheminer les excréta et les eaux usées directement dans le cours d'eau le plus proche, elles sont aussi munies d'un siphon qui permet de vider le contenu lors des pluies (Anonyme 8, 2004).



Fig. 3. Latrine à canon (Kouam Kenmogne et *al.*, 2010).

- **Latrines conventionnelles à fosse sèche**

Ce type de latrine est composé de trois éléments principaux : une fosse, une plate-forme ou dalle munie d'un orifice ou d'un siège et posée sur une fondation, et une superstructure (Fig. 4a). Les excréta se déposent dans la fosse et quand celle-ci est pleine, on enlève la superstructure et la dalle et on remplit de terre. Une nouvelle fosse est creusée dans le voisinage. Cependant, l'espace très réduit dans les quartiers à habitat spontané, conduit à leur vidange. Sur le plan sanitaire, ces latrines ne présentent que des inconvénients (mauvaises odeurs, insectes, mouches, accidents fréquents d'effondrement de la superstructure, pollution de la nappe phréatique) (Bemmo et *al.*, 1998).

- **Latrines à fosse forée**

La latrine à fosse forée est analogue à celle à fosse sèche classique (Fig. 4b), sauf que la fosse est forée à l'aide d'une tarière. Plus profondes que les latrines conventionnelles à fosse sèche, les latrines à fosse forée présentent les mêmes inconvénients que les latrines conventionnelles à fosse sèche. Elles sont de faible diamètre. Leur durée de vie est de 1 à 2 ans (Bemmo et *al.*, 1998).

- Latrines sur pilotis

Ce type d'ouvrage est très utilisé à proximité des ruisseaux. La latrine consiste en une plate-forme percée d'un trou, située au-dessus d'un plan d'eau et abritée par une superstructure. Les excréta sont ainsi évacués directement dans les cours d'eau, des canaux ou des zones soumises aux marées ou par temps de pluies (Fig. 4c). De ce fait, ces latrines posent de graves problèmes sanitaires et risquent de réduire les efforts d'assainissement entrepris par la ville de Douala (Bemmo *et al.*, 1998).

- Cabinets à fosse ventilée

Ces cabinets se distinguent de tous les autres types traditionnels de latrines à fosse par les points suivants :

- ils sont conçus pour être utilisés pendant longtemps et sans danger pour les usagers ;
- ils comprennent une superstructure qui est légèrement décalée par rapport à la fosse et un grand tuyau de ventilation vertical fixé à l'extérieur de la superstructure du cabinet, et dont l'extrémité est munie d'un grillage anti-mouche (Fig. 4d). Ce dispositif de ventilation avec grillage permet d'éliminer les mouches et les mauvaises odeurs.

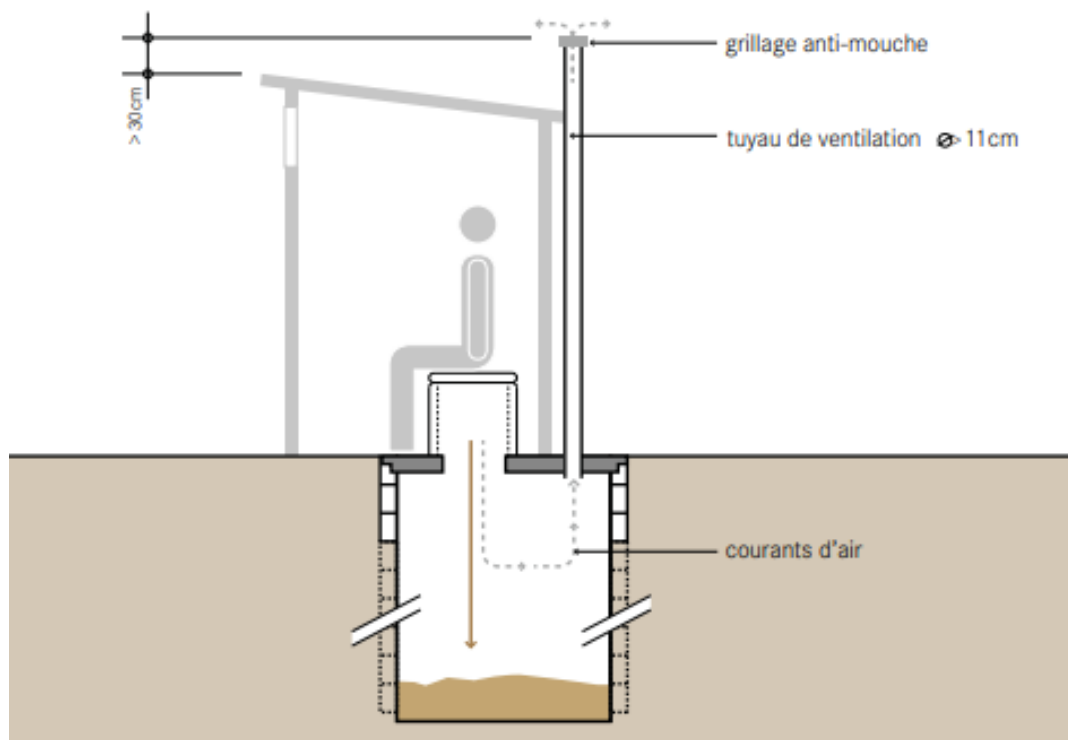


Fig. 4. Types de dispositifs fonctionnant à sec (Tilley *et al.*, 2014).

Les cabinets retrouvés dans les villes sont à fosse unique, à doubles fosses ou à fosses multiples lorsqu'il s'agit des concessions abritant plusieurs ménages. Ces cabinets présentent

des avantages partout où il est difficile de creuser des fosses profondes et où la place ne suffit pas pour construire une autre fosse lorsque la première est pleine. Ils sont construits soit en deux fosses séparées, soit en une fosse divisée en deux par un mur de séparation.

- **Dispositifs individuels d'évacuation des excréta fonctionnant à eau**

- **Toilettes à chasse manuelle**

La toilette à chasse manuelle (TCM) est une latrine moderne nécessitant une quantité suffisante d'eau de l'utilisateur pour l'évacuation des excréta (Blunier, 2004). Il s'agit ici des dispositifs d'évacuation traditionnelle des excréta améliorés à orifice (Fig. 5a) où à tuyau de ventilation (Fig. 5b). Les toilettes à chasse manuelle sont très rarement utilisées dans les quartiers à habitat spontané et périurbains souvent enclavés où le réseau d'eau potable est inexistant. Le système de fermeture à siphon empêche la remontée des odeurs et le passage d'insectes dans la fosse et la toilette et vice versa. Il a donc une fonction hygiénique. Son fonctionnement s'apparente à celui des fosses septiques (Bemmo et *al.*, 1998).

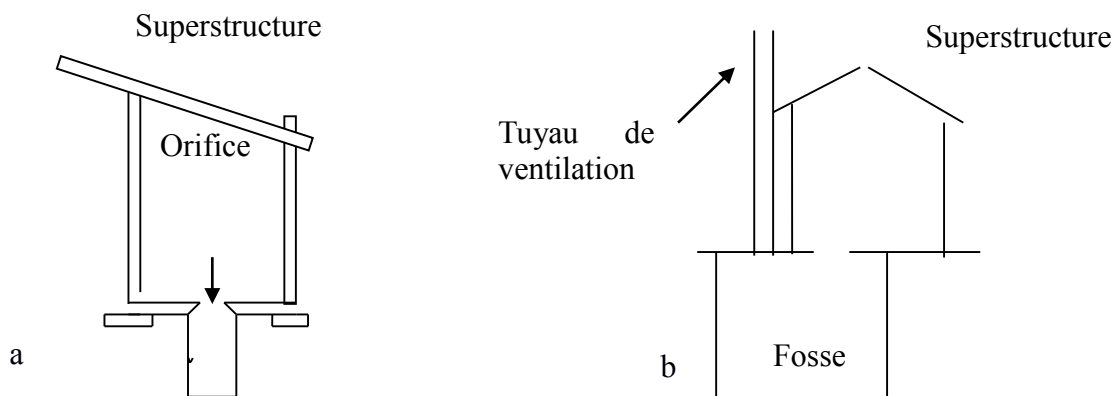


Fig. 5. Toilette à chasse manuelle. a) Toilette à chasse manuelle avec orifice, b) Toilette à chasse avec tuyau de ventilation (Bemmo et *al.*, 1998).

- **Fosses septiques**

Une fosse septique est un volume rectangulaire ou cylindrique, généralement située juste en dessous du niveau du sol, qui reçoit les excréments et l'eau de la chasse des toilettes, ainsi que d'autres eaux usées (Fig. 6). Les fosses sont généralement constituées de trois (3) fosses, bien que dans la plupart des cas leur construction n'obéit à aucune norme. Le principal avantage des fosses septiques tient à leur flexibilité et à leur capacité d'adaptation à une grande variété de besoins concernant l'évacuation des déchets liquides ménagers (Bemmo et *al.*, 1998).

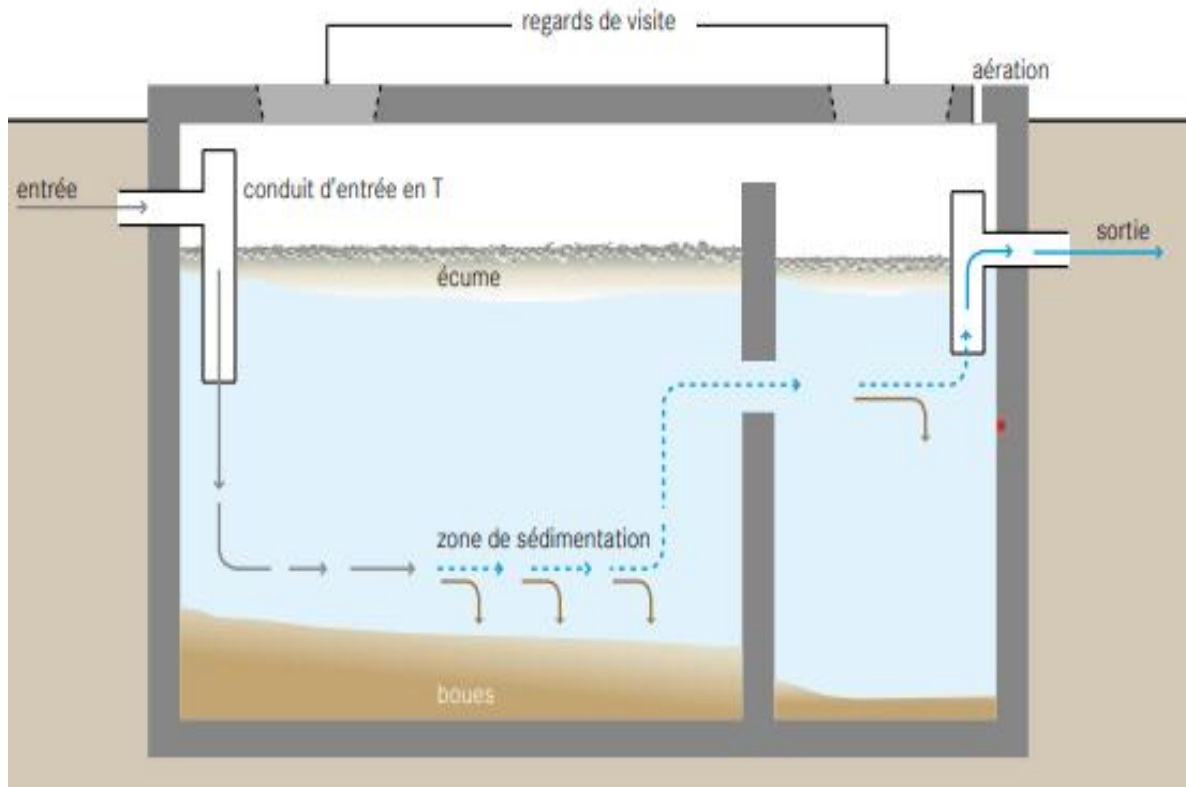


Fig. 6. Schéma d'une fosse septique (Tilley et *al.*, 2014).

I.3.2. Maillon intermédiaire de la chaîne de gestion des boues de vidange

Le maillon intermédiaire de la chaîne de gestion des boues de vidange consiste à répondre à la question suivante : que faire une fois que l'ouvrage d'assainissement est plein ? Deux principales options se présentent, soit le ménage peut combler la fosse et creuser une nouvelle fosse, soit il peut procéder à la vidange des boues. La première option, s'il y a assez d'espace, reste avantageuse du moment qu'elle limite le contact avec les excréta et que ces derniers pourront rester définitivement enterrés dans le sol mais présente toutefois des inconvénients notamment : le risque de contamination des eaux souterraines dans le cas d'une nappe peu profonde ou d'un sol très perméable ainsi que le manque à gagner en enterrant un produit ayant des potentialités d'être converti en une ressource qu'on pourrait valoriser en produisant de l'énergie et du compost (Bigumandondera, 2014). Quant à la vidange, trois options technologiques sont actuellement utilisées dans les pays en développement : la vidange mécanique, la vidange semi-mécanique et la vidange manuelle. L'objectif principal de toute vidange est de préserver la salubrité du quartier (Monvois et *al.*, 2010).

I.3.2.1. Acteurs impliqués dans la gestion des boues de vidanges au niveau du maillon intermédiaire

Les acteurs impliqués dans la gestion des boues de vidange au maillon intermédiaires sont appelés généralement « opérateurs », « exploitants », « gestionnaires » ou encore « fournisseurs » de services : leur rôle est de proposer, sur la base d'un cahier des charges et à la demande du maître d'ouvrage, un service d'assainissement aux usagers. Petits ou gros, en réseaux ou en services de vidange, de traitement... en assainissement, on trouve des opérateurs très différents. Ils peuvent être publics ou privés, formels ou informels (Gabert et *al.*, 2018). Dans ce dernier cas, ils ne disposent pas de statuts légaux, ne sont pas officiellement enregistrés, ne paient pas d'impôts et ne sont pas reconnus par les pouvoirs publics. Dans les villes en développement, ce secteur informel est très présent, notamment à travers de petits opérateurs privés de vidange manuelle ou mécanique. Ceux-ci sont bien souvent les principaux fournisseurs de services d'évacuation des eaux usées et des boues, voire les seuls. Plutôt que de l'ignorer, il est préférable de s'appuyer sur cette offre existante, la soutenir, la développer, l'encadrer, la régulariser et la former, tout en évitant de l'étouffer sous des lourdeurs bureaucratiques. Il est plus rare de rencontrer des opérateurs privés de réseaux d'égouts et de stations de traitement, car la rentabilité de ces services, s'ils sont gérés isolément, est délicate à assurer dans un cadre commercial (Gabert et *al.*, 2018).

I.3.2.2. Mode de gestion des boues au niveau du maillon intermédiaire

- Modes d'évacuation des boues de vidange

Les boues de vidange peuvent être extraites des fosses uniques ou septiques par des techniques manuelles ou mécanisées, en utilisant de simples outils, des camions de vidange, des pompes ou des tarières motorisées. En pratique, la méthode employée dépendra du type de dispositif à vidanger, des contraintes d'accès au site ainsi que du matériel et de l'expertise technique dont dispose le vidangeur (Strande et *al.*, 2018). Plusieurs moyens de collecte sont généralement utilisés :

- Vidange manuelle

La vidange manuelle se fait le plus souvent pour les ménages à faibles revenus et surtout pour des installations traditionnelles ou encore pour des dispositifs dont le contenu est trop compact, les boues sont enlevées puis enfouies dans une fosse aménagée derrière la concession, d'où elles seront transportées vers les champs ou les sites de maraîchage pour être utilisées comme fertilisants (Kaonda, 2006 ; Bigumandondera, 2014). Ce type de vidange s'effectue généralement à l'aide de matériels rudimentaires. Dans le cas de certaines villes telles que

Niono au Mali, on rencontre des pompes manuelles montées sur des fûts de 200 litres et tirées par des ânes (Montangero et *al.*, 1999). Des systèmes intermédiaires existent en Afrique de l'Est et du Sud où des « mini tankers » de 1-3 m³ assurent la vidange et la collecte des boues jusqu'à un site de dépotage temporaire, les camions de plus grande capacité se chargent d'acheminer les boues au site final. Ils travaillent le plus fréquemment pieds et torse nus. En absence de tout matériel de transport, ils déversent les boues au plus près du lieu de collecte, le plus souvent dans la rue ou dans les caniveaux. (Blunier, 2004 ; Koanda, 2006).

- **Vidange mécanique**

La vidange mécanique se rapporte à un camion vidangeur ou à un autre véhicule équipé d'une pompe motorisée et d'un réservoir de stockage pour la vidange et transporter les boues, les eaux usées et l'urine. La pompe est reliée à un tuyau et est plongé dans un réservoir construit (par exemple fosse septique) ou non, et les boues sont pompées dans la citerne montée sur le camion. Généralement, la capacité d'un camion-citerne de vidange est entre 3.000 et 10.000 litres (Tilley et *al.*, 2008).

- **Transport des boues de vidange**

La vidange mécanique est généralement assurée par des entreprises privées la plupart du temps. La vidange manuelle quant à elle, est réalisée à l'aide de matériels rudimentaires. En absence de tout matériel de transport, ils déversent les boues au plus près du lieu de collecte, le plus souvent dans la rue ou dans les caniveaux. Cette pratique est illégale et peut être sanctionnée par la police. Ils opèrent dans la clandestinité (Blunier, 2004 ; Koanda, 2006).

- **Coût déployé pour la vidange des boues de vidange**

Les tarifs de vidange ne sont pas régulés. Il est généralement négocié par les clients et dépend de la taille de la fosse, de l'éloignement au site de dépotage ou encore des relations personnelles avec l'opérateur. Le coût réel de l'opération pour le vidangeur n'est pas connu, il varie généralement entre 15 000 et 50 000 FCFA pour l'ensemble des villes Africaines (Anonyme 4, 2017a).

I.3.3. Maillon aval de la chaîne de gestion des boues de vidange

Une fois que les boues ont été vidangées, elles doivent subir un traitement afin de diminuer les risques de transmission des maladies liées aux excréta ou de pollution des eaux souterraines et de surface. Dans les pays en développement et plus spécialement en Afrique subsaharienne, les problèmes liés à la gestion des boues de vidange restent à ce jour non résolus, ces problèmes se rencontrent à plusieurs niveaux : les technologies permettant un transport hygiénique des boues jusqu'au site de dépotage font défaut surtout pour les localités non

accessibles en voiture ; les sites de dépotage sont peu nombreux et se trouvent dans les grandes villes seulement, ce qui laisse penser que les boues des zones rurales et des villes moyennes ne sont pas traitées ; le dépotage dans une station d'épuration de la ville (pour les pays qui en disposent) qui traite les eaux usées et boues de vidange qui proviennent de l'assainissement collectif est l'option privilégiée sans qu'il y'ait une étude préalable de faisabilité de cette option. En effet les boues de vidange ne devraient être admises en Station d'épuration (STEP) que moyennant quelques conditions : la STEP doit être en bon état de fonctionnement, (Koné et Strauss, 2004).

I.3.3.1. Acteurs impliqués dans la gestion des boues de vidanges au niveau du maillon aval

Au niveau du maillon aval de la chaîne de gestion des boues de vidange, les principaux acteurs intervenants sont les vidangeurs pour le dépotage des boues vidangés, les agents d'entretien du site de dépotage, la communauté urbaine au travers des gestionnaire et le maître d'ouvrage. Le maître d'ouvrage est la personne morale responsable du service (développement et fonctionnement). Il a pour rôle de planifier et de faire financer le développement des services d'assainissement sur son territoire de compétence et d'assurer la bonne coordination entre les acteurs, en accord avec les réglementations et la stratégie nationale. De la même façon, il répartit les missions, fixe les cadres de fonctionnement des différents services dont il a la charge, veille au respect des « règles du jeu » qu'il a fixées et à la satisfaction de tous les acteurs (Gabert et *al.*, 2018).

I.4. Risques environnementaux et sanitaires

I.4.1. Risques environnementaux ou écologiques

Un environnement de vie sain dépend d'une hygiène appropriée. Les fèces accumulées dans les fosses, vidangées et déversées anarchiquement constituent un risque très important environnemental (Kengne, 2000). Sans systèmes d'assainissement adéquat, la gestion des boues de vidange constitue un facteur de risque important pour les principales composantes de l'environnement.

I.4.1.1. Risques sur la ressource en eau

Lorsque les systèmes d'assainissement inadéquats sont utilisés, il existe des risques microbiologiques et chimiques potentiels de pollution des eaux de surface et des eaux souterraines. Ces risques sont particulièrement élevés pour les eaux peu profondes dont la nappe est située à quelques mètres seulement des strates perméables. Il est pratiquement de zéro pour les eaux souterraines entrant dans les couches aquifères plus profondes, qui sont habituellement protégées par les strates imperméables (Anonyme, 2001). En effet, le mouvement des coliformes fécaux se fait à une distance variant de 1 à 450 m dans différents types de sol. Cette

migration des bactéries entraîne une contamination des eaux de surface et souterraines provoquant l'apparition des maladies hydriques (Gerba et *al.*, 1975). Dès les années 50, une distance de sûreté de 15-30 mètres entre les latrines et les puits a été stipulée par le Conseil de Lutte contre la pollution de l'Eau d'État de la Californie (Wagner et Lanoix, 1958). Cette règle ne tient cependant, pas compte du fait que la pollution réelle des eaux souterraines et les implications concourantes de santé publique dépendent de beaucoup de facteurs et de conditions. Elle peut être très stricte dans certains cas et très indulgente dans d'autres. Dans les pays en voies de développement, notamment dans les zones densément peuplées et à faibles revenus, même la distance de 15 m recommandée est impraticable (Anonyme 9, 2001). La décomposition incomplète de la matière organique contenue dans les boues de vidange augmente la couleur de l'eau, sa turbidité et les odeurs désagréables. Le déversement anarchique des boues de vidange est également à l'origine d'un enrichissement incontrôlé des milieux récepteurs en polluants. L'eutrophisation des étangs, des lacs et des ruisseaux sont des conséquences écologiques causées par un enrichissement incontrôlé des eaux en nitrates et phosphates qui sont présentes dans les boues en très fortes concentrations (Agendia, 1995 ; Kengne, 2008).

I.4.1.2. Risques sur le sol

Le déversement direct des matières fécales fraîches sur le sol provoque le dégagement de mauvaises odeurs, les nuisances esthétiques, le noircissement du sol et la surcharge du sol en polluants organiques (micro-organismes pathogènes) et inorganiques (métaux lourds telles que le Plomb, le Cadmium, le cuivre, le zinc, le Chrome...), (Kengne, 2000 ; Fonkou, 2007). Les boues de vidange constituent également un bon engrais organique et sont de ce fait souvent utilisées pour amender les sols agricoles (Djumyom, 2018). Toutefois, si les boues ne sont pas correctement traitées, ces organismes pathogènes et métaux qu'ils contiennent sont alors dispersés et constituent une source de pollution pour le sol.

I.4.1.3. Risques sur la végétation

Les bactéries, les œufs et les métaux contenus dans les boues peuvent aussi infecter les végétaux lorsque ces boues sont utilisées comme amendement en agriculture et entraîner la pollution des cultures et les risques de contamination pour les personnes qui les consomment crus ou mal lavés (Klingel et *al.*, 2002). La réduction de la concentration d'oxygène dissous dans le milieu peut avoir des incidences écologiques, comme un appauvrissement de la diversité biologique et la perte d'espèces végétales. Les éléments nutritifs tels que les nitrates et les phosphates qui sont présents dans les boues de vidange favorisent également l'eutrophisation des milieux humides (Corcoran et *al.*, 2010).

I.4.2. Risques sanitaires

De nombreuses maladies se propagent à cause de l'absence d'élimination hygiénique des eaux usées et excréta contaminés, qui transmettent les micro-organismes pathogènes vecteurs de ces maladies d'une personne à une autre. Les maladies transmises par les matières fécales humaines sont appelées maladies oro-fécales ou féco-orales (Gabert et *al.*, 2018). Les risques sanitaires liées à la gestion des boues de vidange ont des effets dramatiques spécialement dans les pays en voie de développement qui manquent des systèmes adéquats de traitement des excréta ou des eaux usées contaminées. Les risques potentiels d'augmentation du niveau de prévalence des maladies sont attribués à l'élimination des boues de vidange non-traitées et des niveaux élevés de pathogènes « flottant » dans l'environnement urbain (Kootatep, 2014). Gerba et *al.* (1975) ont noté que le mouvement des coliformes fécaux se fait à une distance variant de 1 à 450 m suivant les types de sol. Cette migration des bactéries entraîne une contamination des sols, des eaux de surface et souterraines provoquant l'apparition des maladies hydriques et des maladies du péril fécal. Ces maladies se propagent d'une personne à une autre par différentes voies, les mains non lavées, les mouches, les eaux de surfaces, les aliments souillés et le contact direct avec les excréments. Les micro-organismes pathogènes peuvent survivre en dehors de leurs hôtes humains pendant plusieurs mois, voire une année entière, si les conditions sont favorables (dans les eaux usées par exemple). Durant cette période, ils continuent à représenter un risque de contamination (Gabert et *al.*, 2018). Une réduction de la diffusion des excréta dans la nature par des systèmes d'assainissement appropriés permettrait une réduction de plus de 30 % des risques sanitaires liés à la pollution fécale. L'utilisation des systèmes d'épuration des eaux usées et excréta avant leur usage à des fins divers peut constituer une barrière primaire à la diffusion des maladies hydriques. Cette première barrière doit être associée aux respects des règles d'hygiène.

I.4.3. Types de risques rencontrés dans la chaîne de gestion des boues de vidange

I.4.3.1. Risques liés au type d'ouvrage d'assainissement

La plupart des installations sanitaires, à l'exception des fosses septiques, si elles sont bien construites, ne sont pas étanches. Leur utilisation extensive peut entraîner une pollution biologique (germes pathogènes), chimique (nitrate par exemple) et même physique (Strande et *al.*, 2014). Les systèmes d'assainissement autonome avec les fosses non étanches représentent un risque potentiel de pollution microbiologique et chimique des eaux souterraines. Ce risque est particulièrement haut pour les eaux souterraines peu profondes couvertes par seulement quelques mètres de strates perméables. Les populations qui utilisent ces installations sanitaires

ne disposent pas toujours de système d'approvisionnement en eau potable. Elles s'alimentent souvent à partir des puits captant l'eau de la nappe et peuvent donc être exposées à des maladies d'origine hydrique. Pour cela, tout programme d'assainissement individuel devrait nécessiter la prise de disposition adéquate devant minimiser les risques de contamination (Anonyme 8, 2004).

I.4.3.2. Risques liés à la mauvaise manipulation des boues lors de la vidange

Les boues de vidange sont manipulées lors de la vidange, du transport et du traitement. Les personnes les plus susceptibles d'entrer en contact direct avec ces matières fécales sont les ouvriers en charge de ces travaux (les vidangeurs). Ils sont donc exposés à un très haut risque d'infection par les pathogènes et par les substances chimiques contenus dans les boues (Klingel et al., 2002 ; Strange et al., 2014). Lors de la vidange mécanique, les raccords d'aspiration sont manipulés à la main parfois sans aucune protection particulière. Pendant le déversement, les vidangeurs, par la manipulation de la vanne d'évacuation s'exposent à d'énormes risques de contamination (Fig.7a). Cependant, les risques sont relativement plus élevés chez les vidangeurs manuels. Dans ce cas de figure, la vidange, se fait à la main avec des seaux, des pelles et des pioches. Le vidangeur peut descendre dans la fosse pieds nus sans gants ni masque respiratoire (Fig. 7b).



Fig. 7. Vidangeurs en pleine activité sans matériels de protection a : vidange mécanique, b : vidange manuelle (Anonyme 8, 2004).

Une étude menée par Kaonda (2006) révèle que les vidangeurs manuels signalent parfois des cas de blessures par des objets piquants ou tranchants lors des opérations de vidange. Des cas d'effondrement de la structure ou d'éboulement des latrines sont aussi enregistrés. Dans

la même étude, lorsque les vidangeurs (mécaniques et manuels) sont interrogés sur la connaissance des risques de maladies liées à leur activité, certains mentionnent, le tétanos, la dysenterie et l'asthme. Malgré cela plusieurs d'entre eux ne font aucune vaccination contre des maladies spécifiques qui pourrait être liées à l'activité de vidange. La voie de transmission des maladies la plus répandue dans ce cas est la voie oro-fécale qui implique une ingestion de ces pathogènes (Klingel *et al.*, 2002).

I.4.3.3. Risques liés aux lieux de déversement

Lorsque les boues de vidange sont extraites des dispositifs d'assainissement autonome, elles sont souvent déversées dans l'environnement (décharges d'ordures, eaux de surface, canaux d'évacuation ou sur les routes) (Klingel *et al.*, 2002. Ainsi dispersés dans le milieu urbain, les organismes pathogènes peuvent alors entrer facilement en contact avec les êtres humains. Les enfants jouant avec de l'eau contaminée sont particulièrement exposés. Certains vers parasites (les géo-helminthes) ont un stade infectieux dans la terre humide, les larves pouvant alors pénétrer dans la peau humaine. Toutes les personnes marchant pieds nus dans les zones de dispersion des boues ou des fèces sont en danger (Fig. 8). (Klingel *et al.*, 2002). Par ailleurs, l'infiltration continue de la partie liquide polluée peut, à la longue, entraîner la contamination de la nappe phréatique et diminuer la capacité de filtration du sol (Anonyme 8, 2004).

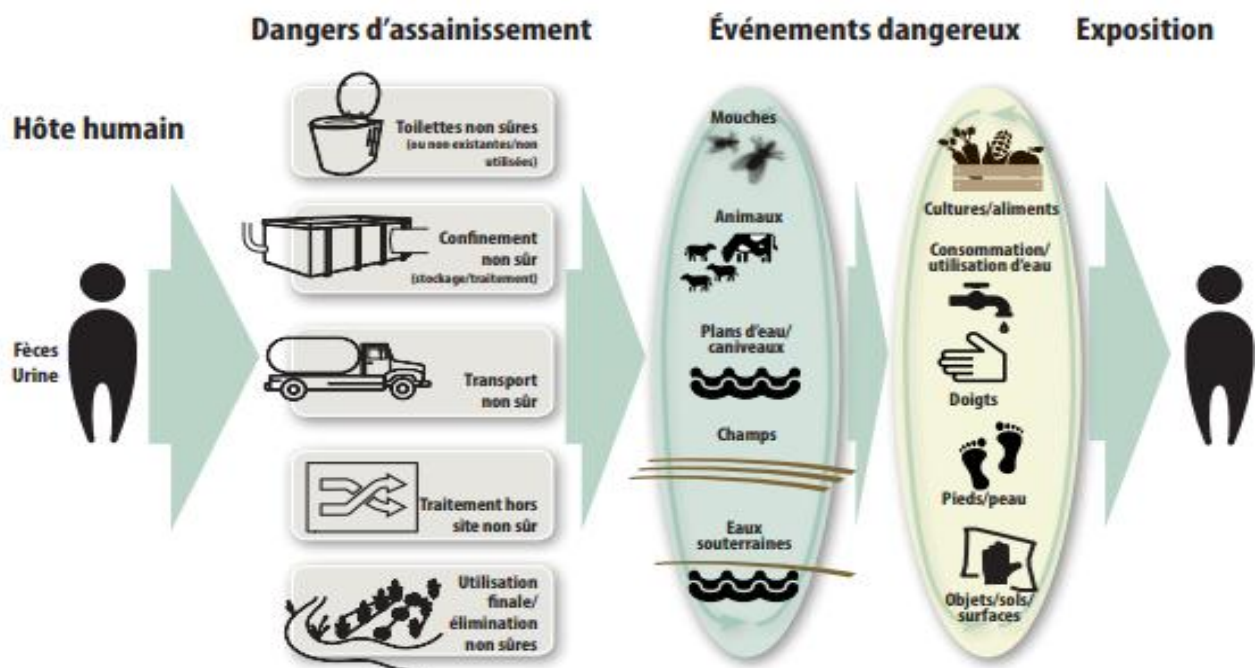


Fig. 8. Risques potentiels de diffusion des maladies liées à la contamination fécale (Anonyme 5, 2019).

I.4.4. Méthodologies d'évaluation des risques

Il existe plusieurs méthodes d'évaluation des risques qui peuvent être rassemblées en deux grands groupes. La méthode déductive (des effets vers les causes) et la méthode inductive (des causes vers les effets) (Doumgoumai, 2018). La méthode déductive regroupe l'arbre et les causes tandis que la méthode inductive comprend des méthodes telles que l'analyse préliminaire des risques (APR), l'arbre à conséquence, l'analyse des modes de défaillances et de leurs effets et criticité (AMDE/AMDEC), HaZard and Opérability (HAZOP) et la méthode organisée systémique d'analyse des risques (MADS-MOSAR méthode) (Bounie, 2004). Selon le guide des méthodes d'analyse des risques, les méthodes d'Analyse Préliminaire des Risques (APR) dérivée de la méthode HAZOP est celle couramment utilisée pour les programmes de recherche et développement ainsi qu'en ingénierie (Doumgoumai, 2018). En plus de ces méthodes appropriées pour l'évaluation des risques chimiques, il existe d'autres approches, élaborées pour l'analyse des risques biologiques. Il s'agit de l'ERM (évaluation du risque microbien). De façon générale l'ensemble des méthodes d'analyse des risques se fonde sur la méthodologie d'analyse présentée par la figure 9.

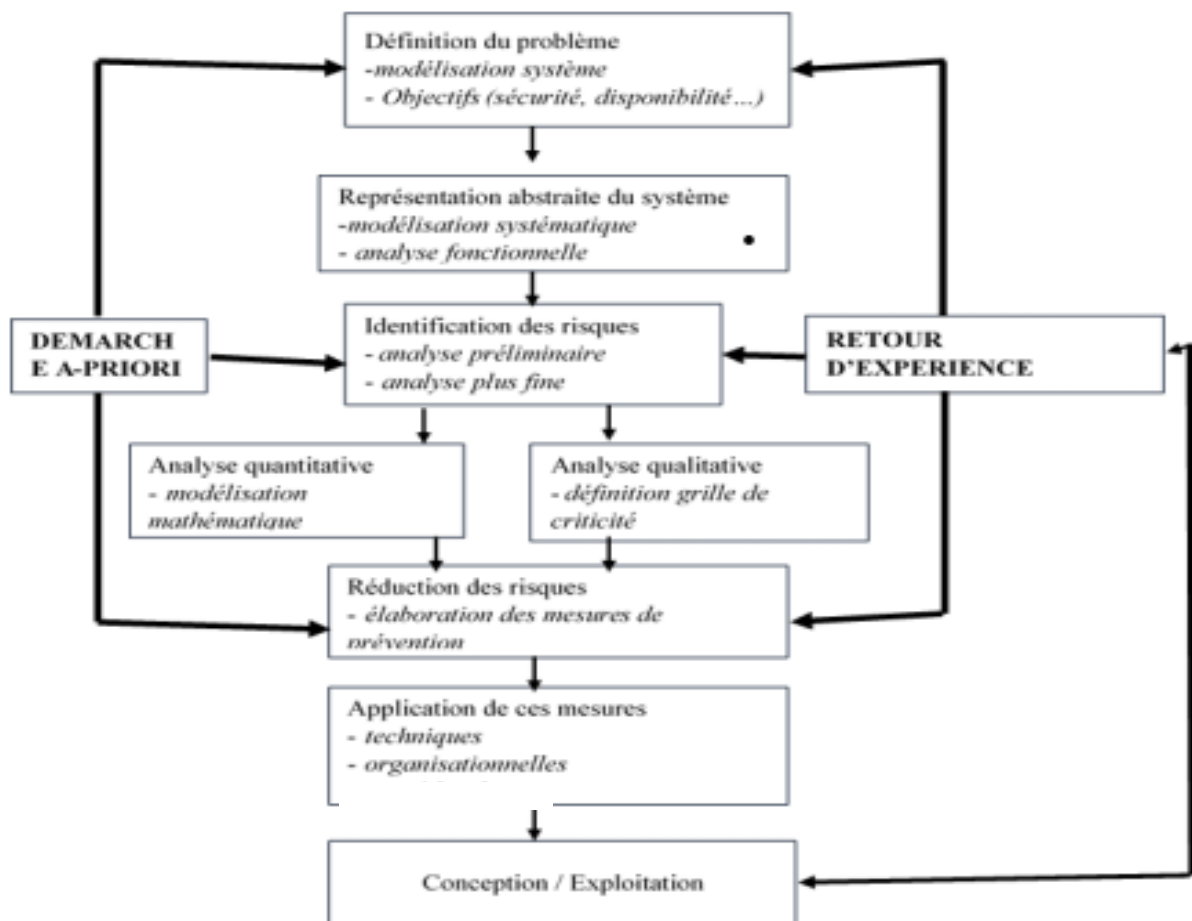


Fig. 9. Démarche d'analyse des risques (Froquet, 2005).

I.4.5. Evaluation des risques écologiques ou environnementaux

L'évaluation des risques écologiques se fait dans le but de traiter les changements causés par l'homme sur son environnement, Ces changements modifient généralement les particularités importantes de son écosystème. Cette évaluation se fait généralement grâce à L'analyse préliminaire des risques (APR) et consiste à identifier les divers éléments dangereux présents dans le système étudié. Elle examine pour chacun d'eux comment il pourrait conduire à un accident plus ou moins grave, à la suite d'un évènement initiant une situation potentiellement dangereuse (Bounie, 2004). Son principe méthodologique est constitué de trois phases de notamment la formulation du problème, la phase d'analyse et la phase de caractérisation des risques (Even, 2004).

- Formulation du problème (identification du danger)

Le problème est présenté par le gestionnaire du risque, qui peut être une instance réglementaire, le responsable d'une activité polluante par ses rejets (effluents liquides) ou la victime d'une pollution. Au cours de cette étape de planification et de délimitation, l'unité d'évaluation du risque écologique, représentée par l'évaluateur du risque.

- Phase d'analyse

Cette phase comprend deux opérations parallèles : La caractérisation de l'exposition et la caractérisation des effets écologiques » La caractérisation de l'exposition consiste à déterminer les possibilités de contact spatio-temporel entre le stresser et le récepteur. Cette détermination se fait à partir des résultats des analyses chimiques ou de la modélisation des concentrations des stressers dans l'environnement. Il faudra également définir les populations exposées et leurs points de contact avec le polluant. La caractérisation des effets écologiques se base sur les essais de toxicité et d'écotoxicité réalisés sur différentes espèces animales ou végétales.

- Caractérisation du risque

Des méthodes analytiques sont utilisées pour combiner les résultats des deux phases précédentes : la comparaison de valeurs uniques pour l'exposition et les effets ; la comparaison de distributions des expositions et des effets ; l'utilisation de modèles de simulations. Le risque écologique peut être exprimé de différentes manières : qualitatives (absence ou non de risque), semi-quantitatives (risque faible, moyen, élevé), en termes probabilistes (le risque est de (en %)) (Suter, 1993). Le risque d'infection par exposition à une contamination fécale est une combinaison entre la probabilité d'exposition au danger

et l'impact de l'agent pathogène sur la personne exposée. Le danger, en lui-même, ne présente pas de risque s'il n'y a exposition (Anonyme 5, 2019). Cette relation est illustrée à la figure 10.

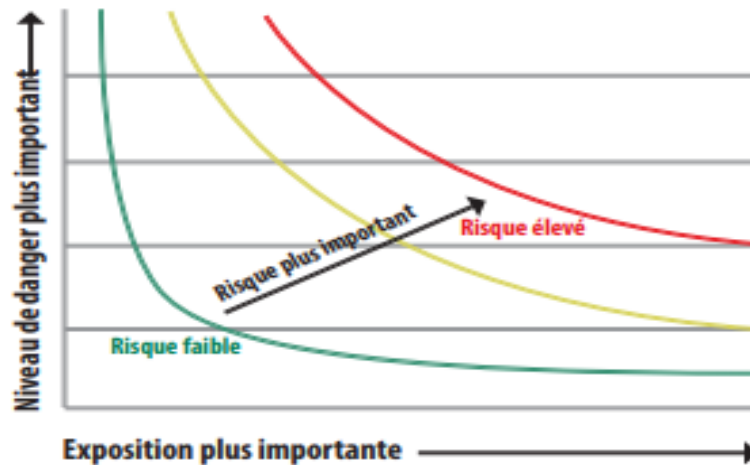


Fig. 10. Evolution du risque de contamination fécale (Anonyme 5, 2019).

Réduire le risque de contamination fécale consiste donc à réduire le niveau de danger dû à l'agent pathogène fécal (c.-à-d. la concentration ou le nombre d'agents pathogènes) et/ou à réduire l'exposition d'un hôte humain potentiel au danger (Robb et *al.*, 2017 ; Mills et *al.*, 2018 cit. Anonyme 5, 2019).

I.4.6. Evaluation des risques sanitaires

L'évaluation du risque microbien est une technique développée à la base pour évaluer la sécurité sanitaire de l'eau de boisson et des aliments. L'OMS définit deux méthodes d'évaluation du risque sanitaire : la méthode directe, basée sur les études épidémiologiques de la zone et la méthode indirecte appelé l'évaluation du risque microbien (ERM) où QMRA (Anonyme 10, 2016 b ; Doumgoumai, 2018).

I.4.6.1 Méthode directe

Les études épidémiologiques d'évaluation des risques sur la santé se fait en comparant le niveau d'impact des maladies sur la population vulnérable avec celle de la population dont le niveau d'assainissement est acceptable. Elle nécessite des informations liées à la prévalence de certaines maladies dans la zone. La différence d'impact de ces maladies peut être appréciée à travers des pratiques hygiéniques, à l'utilisation des boues de vidange et des eaux usées, ainsi qu'à travers des considérations du niveau de vie socio-économique des deux populations.

I.4.6.2. Méthode indirecte

L'ERM compte trois types d'évaluation des risques : l'ERM qualitative, l'ERM semi-quantitative et l'ERM quantitative. L'ERM qualitative peut être utilisée lorsque des données numériques sont inadéquates, indisponibles ou lorsque les ressources disponibles et le temps (expertise et budget) sont limités (Radu, 2009). Elle présente les résultats sous forme descriptive ou catégorielle en utilisant les termes de risque de niveau élevé, moyen, modéré, négligeable ou encore dans une classification acceptable ou inacceptable du risque. Cette méthode (Fig. 11) donne une appréciation subjective du risque. Lorsqu'un risque est identifié comme étant élevé ou inacceptable, des mesures de réduction doivent être proposées et peuvent faire l'objet d'amples examinations à travers les méthodes semi-quantitative ou quantitative. L'ERM semi-quantitative est utilisée dans la description du risque à une échelle relative. Elle permet la hiérarchisation d'un risque sans passer par les calculs numériques fastidieux d'une évaluation quantitative du risque microbien (EQRM). Différentes échelles peuvent être utilisées pour caractériser ces risques. L'objectif étant de développer une hiérarchisation des risques au lieu d'une estimation numérique, en reflétant l'ordre du risque sans considérer la relation existante entre un risque et un autre (Radu, 2009). La combinaison de l'ERM semi-quantitative et qualitative applicable dans plusieurs domaines, combine les avantages de chacun et réduit leurs inconvénients. Elle décrit le risque suivant une échelle de probabilité et une échelle de gravité (Anonyme 10, 2016 b).

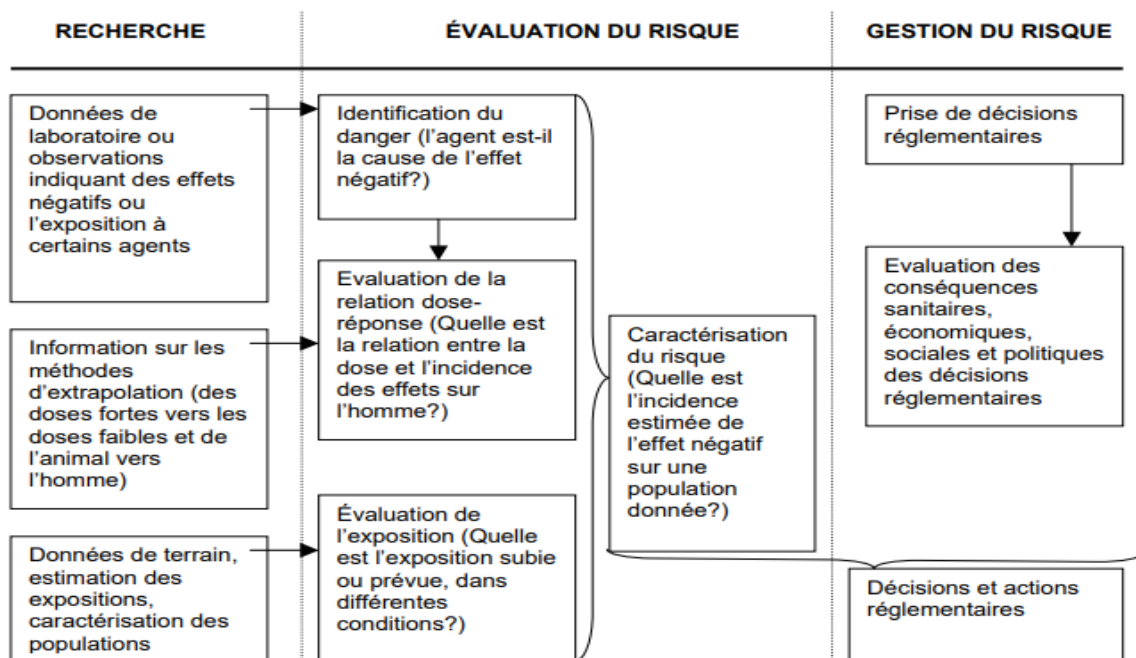


Fig. 11. Schéma général de l'évaluation du risque sanitaire : le modèle de l'Académie National des Sciences (Anonyme 11, 1983).

L'ERM quantitative permet d'évaluer le risque d'atteinte d'une maladie ou d'une infection sur la santé humaine sur la base de la densité des certains pathogènes précis, l'estimation ou la mesure du taux d'ingestion et des modèles appropriés de dose-réponse de la population exposée. Cette méthodologie est inspirée de l'évaluation des risques chimiques, et se fait en quatre principales étapes à savoir : l'identification du danger, l'étude de la relation dose/réponse, l'estimation de l'exposition et la caractérisation du risque (Even, 2004 ; Doumgoumai, 2018).

A chacune de ces étapes correspond en parallèle une phase de recherche qui rassemble les données existantes, provenant d'études antérieures ou les données spécifiquement générées pour l'étude. Ce sont les résultats des tests de toxicité sur les agents pathogène, les mesures de concentrations de polluants dans les milieux et les données épidémiologiques sur des populations exposées aux polluants, si elles existent. Les résultats de trois opérations précédentes sont combinés pour caractériser le risque, c'est-à-dire décrire la nature et le niveau de risque pour l'individu d'une population humaine donnée (Even, 2004).

- Identification du danger

L'évaluateur de risques sanitaires se base sur des études facilitant l'établissement d'une relation causale entre l'apparition d'un ou de plusieurs effets indésirables sur un organisme vivant après son exposition à une substance dangereuse selon le scénario (voie, intensité, durée) considéré dans le cadre de l'évaluation (Bonvallet et Dor, 2002) Tableau VI. Cette étape est essentiellement qualitative et consiste à identifier et à recenser l'ensemble des substances potentiellement nocives telle que les substances chimiques, les agents pathogènes (Tableau VI) dans le milieu.

Tableau VI. Principaux types de dangers dans les systèmes d'assainissement (Anonyme 6, 2016 a.).

Type de Danger	Exemples
Agents pathogènes microbiens	-Bactéries, protozoaires, parasites et virus dans les eaux usées provenant de sources fécales (exemple : <i>Vibrio cholerae</i> , <i>Giardia intestinalis</i> , ...) -Helminthes (par exemple : <i>Ascaris lumbricoides</i> , Ankylostome), agents pathogènes vectoriels (exemple : Virus de la dengue, <i>Schistosoma</i> spp.).
Produits chimiques	-Métaux lourds dans les boues ou biosolides provenant des sources industrielles (par exemple Plomb, arsénic, cadmium, mercure) -Herbicides et pesticides. Dans certains cas, les substances chimiques ont des conséquences sur le rendement agricole (par exemple le bore).
Dangers physiques	-Objets tranchants (par exemple aiguilles) -Blessure physique chez les travailleurs provoquée par le matériel -Irritants cutanés (il s'agit de dangers à la fois microbiens et chimiques).

- Etude de la relation dose-réponse

La relation dose-réponse spécifique, établit la relation existante entre la dose d'une substance mise en contact avec un organisme et l'apparition d'un effet toxique jugé critique. Pour une exposition orale ou cutanée, la VTR est appelée dose journalière admissible (DJA), exprimée en mg de substance chimique par kilogramme de poids corporel et par jour, et correspond à la quantité de toxique rapportée au poids corporel qui peut être administrée quotidiennement à un individu sans provoquer d'effet nuisible en l'état actuel des connaissances. (Even, 2004).

Les organisations internationales telles que l'OMS, la FAO, etc.... Ont la charge d'établir les VTR. Dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires liés à l'eau destinée à la consommation humaine, les normes de qualité de l'eau peuvent aisément être utilisées pour des VTR. Lors de l'identification des fonctions dose-réponse, de nombreux modèles peuvent être utilisés, ces modèles permettent d'évaluer la probabilité d'infection à partir d'un niveau d'exposition. Et peuvent également permettre d'estimer le degré d'exposition à partir du taux d'attaque. Les modèles généralement utilisés sont :

- les modèles empiriques : Ces modèles reposent sur l'hypothèse d'un seuil de tolérance ou d'une dose minimale infectante pour chaque individu vis-à-vis d'un germe infectieux. Pour une exposition à une dose supérieure à ce seuil de tolérance, l'infection va se déclencher. Pour une exposition à une quantité inférieure de germes, il n'y aura pas d'infection chez l'individu considéré. La distribution des seuils de tolérance est représentée par une fonction de densité de probabilité (Hass et *al.*, 1999) :

- les modèles mécanistiques : Ces modèles considèrent que la probabilité de développer une infection dépend d'une part de la quantité de germes avec laquelle l'hôte entre en contact et de la fraction de ces germes qui va effectivement atteindre un site d'infection. L'infection est alors le résultat de deux processus séquentiels

- le modèle exponentiel : Ce modèle se base sur l'hypothèse de l'interdépendance d'action des microorganismes. La quantité de microorganismes ingérée n'affecte pas la probabilité d'infection. Deux états seulement sont possibles : infecté ou non infecté. En revanche, le niveau de contamination dans l'eau conditionne la probabilité d'ingérer un microorganisme et par conséquent de développer ou non une infection. C'est un modèle stochastique.

-le modèle Bêta-Poisson : Il dérive du modèle exponentiel, à la différence que la probabilité de survie du germe n'est pas considérée comme une constante mais par une distribution de

probabilité, et ce pour tenir compte du caractère variable de ce paramètre (Furumoto et Mickey 1967 ; Haas 1983b ; Haas et Eisenberg, 2001)

Les modèles exponentiels et de bêta-Poisson sont deux outils très utilisés et permettent de développer des relations dose-réponse à partir d'hypothèses biologiquement plausibles au sujet du processus d'infection. (Haas et Eisenberg, 2001).

- Evaluation de l'exposition

L'évaluation de l'exposition est une étape qui fournit des données descriptives sur les personnes exposées (âge, sexe, caractéristiques physiologiques, éventuelles pathologies et sensibilité ...) et les voies de pénétration des agents toxiques ou pathogènes. Cette étape qui consiste à une quantification de la fréquence, de la durée et de l'intensité est la plus complexe de l'évaluation du risque sanitaire). L'évaluation de l'exposition comporte classiquement trois phases ; la première juge le niveau de contamination des milieux en rapport avec la source de pollution étudiée, la seconde se rapporte à la définition des populations exposées via l'étude des voies d'exposition possibles, la troisième concerne l'estimation quantitative de l'exposition humaine (calcul des doses moyennes journalières ou DMJ).

- Caractérisation du risque

Cette étape comprend deux parties : l'estimation des risques et l'analyse des incertitudes, dont une partie est assimilable à la discussion qui s'organise autour de toute étude scientifique (Anonyme 12, 2000) Les risques pour la santé humaine sont déterminés de manière différente selon que le danger est considéré comme survenant, ou non, au-delà d'une limite de dose, on parle alors d'un quotient de danger (QD) pour les effets toxiques répétés à seuil, qui n'est autre que le rapport entre la dose moyenne journalière totale, ou la concentration moyenne dans l'air pour la voie respiratoire, et la valeur toxicologique de référence pour la voie d'exposition considérée. Cette évaluation de risque est purement qualitative (Even, 2004).

Pour les effets toxiques répétés sans seuil l'évaluation du risque sanitaire est quantitative. La probabilité d'occurrence pour la vie entière des sujets exposés est appelée excès de risque individuel (ERI), lequel se calcule en multipliant l'excès de risque unitaire (ERU) par la dose moyenne journalière totale ou la concentration moyenne dans l'air. Le produit de ce risque par l'effectif (n) de la population exposée donne l'excès de risque collectif (ERC) appelé également « impact » (Even, 2004). L'incertitude globale entourant les estimations d'une évaluation résulte de la variabilité de certains paramètres de calcul et des défauts de connaissance. Compte tenu de la grande amplitude des valeurs numériques d'une partie

importante des données d'entrée, et des manques d'information qui affectent d'autres termes de calcul, il est utile de pouvoir fournir des estimations basses, moyennes et hautes des risques calculés. Pour les composés agissant avec un seuil d'effet, un quotient de danger est calculé en faisant le rapport entre la DMJ et la DJA pour la voie d'exposition considérée. Cette valeur numérique n'est pas un risque à proprement parlé et l'évaluation est ici de nature qualitative : un rapport inférieur à 1 signifie que la population est exposée est théoriquement hors de danger, alors qu'un quotient supérieur à 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer sans qu'il soit possible de prédire la probabilité de survenue de cet événement (Anonyme 12, 2000).

1.5. Quelques options de traitement des boues de vidanges et des eaux usées

Juste quelques pays en voie de développement ont jusqu'à présent ont vu l'investissement de traitement des boues de vidange comme étant une nécessité. Cette négligence est causée par le manque d'options de traitement appropriés aux contextes économiques et institutionnelles existant dans ces pays. Néanmoins, de nombreuses options de base en fonction du but du traitement, du type de produits collecté, des conditions économiques et climatiques peuvent être favorables dans certains cas (Montangero et Strauss, 2000 ; Strauss et al., 2000). La grande variabilité de fonctionnement des divers systèmes d'assainissement a un effet sur la composition des boues récoltées. De ce fait, en fonction des caractéristiques des boues à traiter les procédés de traitement sont différents. Ces options (Fig. 12) comprennent :

- l'épuration par boues activées ;
- les lits de séchages (plantés ou non plantés) ;

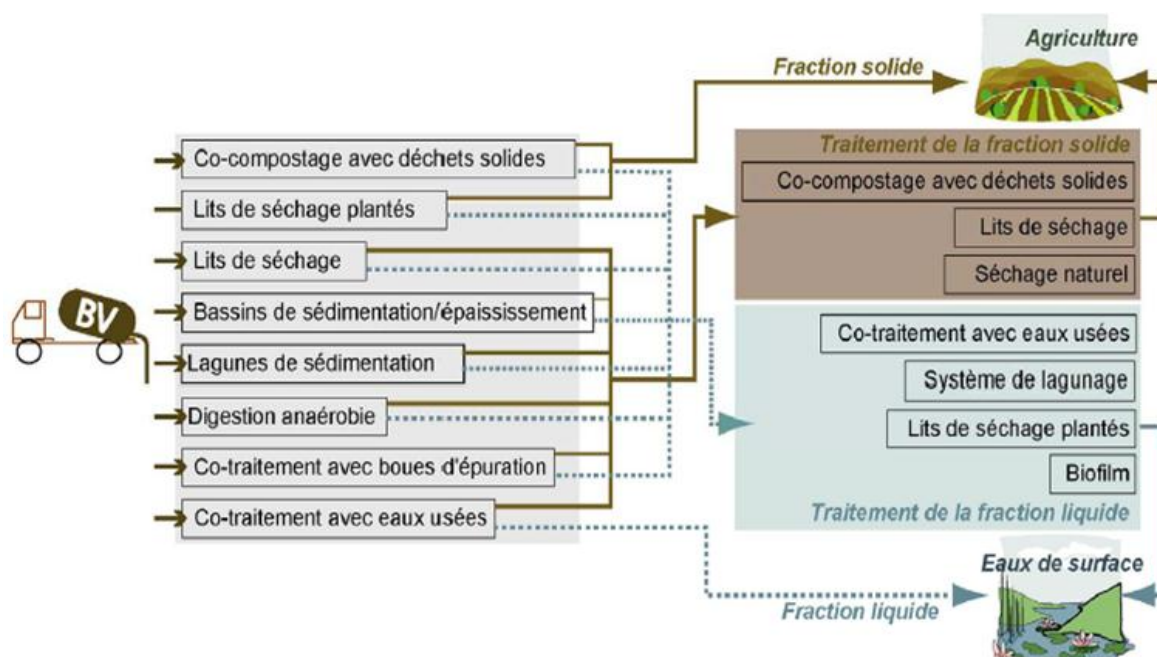


Fig. 12. Options de traitement des boues de vidange (Montangero et Strauss, 2002).

- le co-compostage avec les déchets solides et bien d'autres matières organiques ;
- les digestions anaérobiques avec production des biogaz ;
- un co-traitement des boues avec les eaux usées municipales ;
- le système de lagunage, et ;
- les bassins de sédimentation.

I.5.1. Lits de séchages plantés

Un lit de séchage planté est un procédé de traitement dans lequel les eaux usées brutes ou les boues fécales infiltrent un milieu granulaire constitué de couches successives de sable et de gravier sur lesquelles sont plantés les macrophytes (Liénard et *al.*, 2004). Les lits (Fig. 13) contiennent des graviers de granulométrie différente pour supporter les végétaux, filtrer et drainer les effluents. Des cheminées d'aération sont reliées au système de drainage contribuant ainsi aux conditions aérobies dans le filtre. La maquette classique du lit planté est la suivante : 250 mm de gravier grossier, 100 mm de gravier moyen et 200 mm de gravillon (diamètre de grain de 2-6 mm), sur lesquelles est disposée une couche de 50 mm de terreau ou de sable grossier (Tilley et *al.*, 2014). Un espace de plus d'1 m doit être réservée pour permettre une accumulation sur plusieurs années. Les boues doivent être appliquées tous les 3 à 7 jours, en fonctions de leurs caractéristiques et du climat de la zone d'étude.

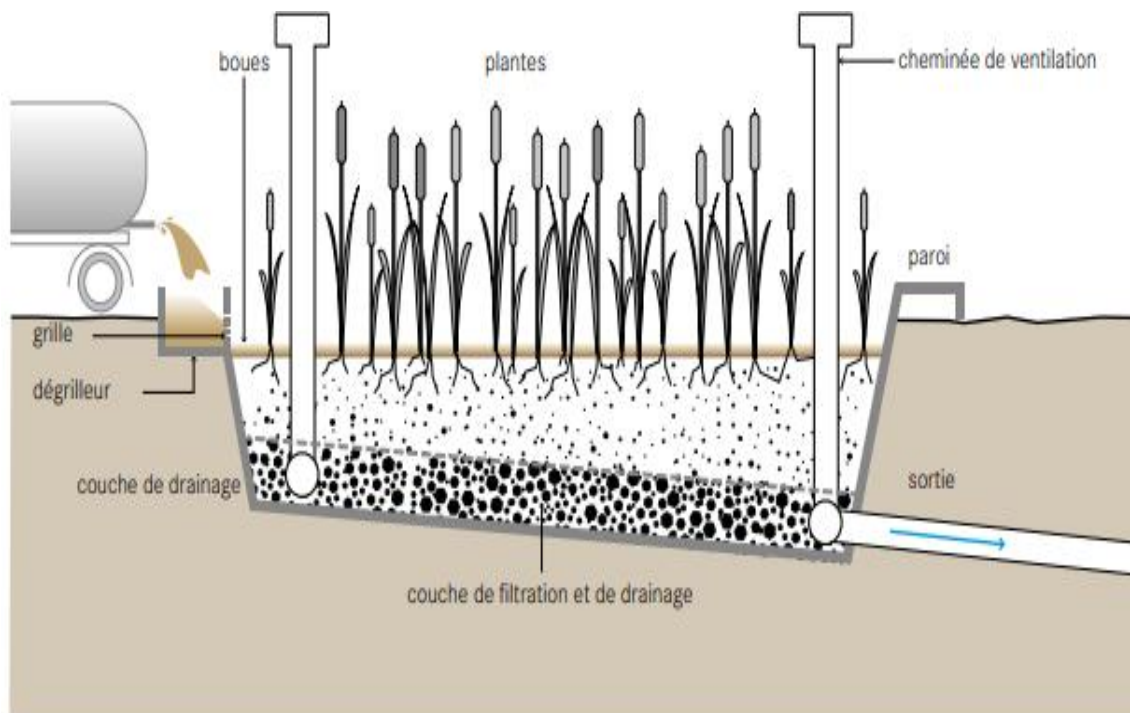


Fig. 13. Schéma d'un lit de séchage planté (Tilley et *al.*, 2014).

Des taux de charge admissibles de 100 à 200 kg MS/m²/an ont été testées en zones tropicales chaudes. Cependant, en zones tempérées, ce sont plutôt des charges de 50 à 70 kg MS/m²/an qui sont appliquées. Plusieurs lits en alternance peuvent être utilisés pour assurer la continuité du traitement tout en permettant des périodes de repos (Tilley et *al.*, 2014). Le percolat obtenu à l'issue du traitement peut requérir un traitement supplémentaire en fonction des besoins, des contraintes et des réglementations des pays. Les plantes utilisées doivent se développer dans des milieux humides et supporter les charges organiques et salines élevées (Tilley et *al.*, 2014).

De nombreuses espèces végétales émergentes (Fig. 14) peuvent être utilisées pour le traitement des boues de vidange. Ces espèces sont celles qui peuvent pousser dans des conditions aqueuses, boueuses et anaérobies. Certaines espèces sont très résistantes aux pH bas et élevés, et à la salinité (Kengne, 2008). *Phragmites australis* (quenouilles) est l'espèce la plus fréquemment utilisée dans les zones humides artificielles pour l'assèchement et la minéralisation des boues (Kadlec et Knight, 1996 ; Hardej et Ozimek, 2002). Cette espèce n'est malheureusement pas répandue. Les espèces alternatives généralement utilisées au Cameroun sont *Echinochloa pyramidalis* (Poaceae) (Kengne, 2008 ; Soh, 2016 ; Letah Nzouebet, 2018), *Cyperus papyrus* (Cyperaceae) (Kengne, 2008) et *Typha* sp. Ces espèces remplissent la plupart de ces critères (croissance rapide dans des conditions diverses, capacité de transpiration élevée, tolérance aux différents niveaux d'eau ainsi qu'à la sécheresse, tolérance aux pH bas et élevés et à la salinité, rhizome et système racinaire à croissance profonde, construction de nouvelles racines sur les nœuds lorsque ceux-ci s'enveloppent de nouveau matériel colonisable, disponibilité commerciale immédiate, plantation facile (Kengne, 2008).

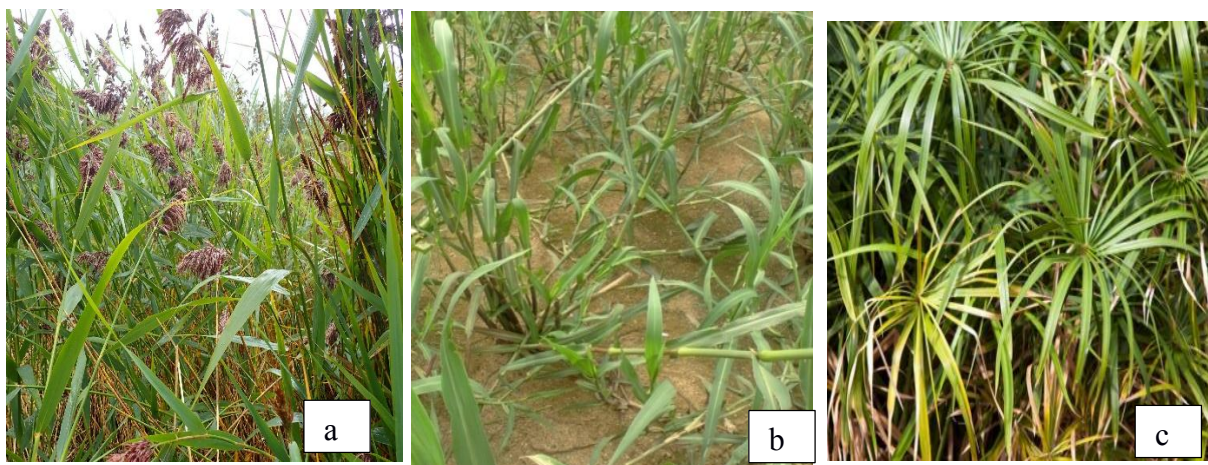


Fig. 14. Plantes utilisées dans les lits de séchages plantés. a) *Phragmites* (photo de Sjef Heijnen, Metsähallitus), b) *Echinochloa pyramidalis* (Djumyom, 2018), c) *Cyperus papyrus*.

I.5.2. Généralités sur lagunage

Le principe du lagunage repose essentiellement sur la dégradation de la matière organique contenue dans les eaux usées, par une chaîne alimentaire de micro-organismes colonisant successivement les différents bassins et se livrant à des phénomènes de compétition, de prédation, etc... Les espèces varient en quantité et en nature selon les caractéristiques du milieu (nature des effluents à traiter, charge organique, conditions climatiques, profondeur d'eau). (Anonyme 13, 2008). Il s'agit donc, dans cette technique, d'une part de favoriser le lent écoulement de l'eau dans des bassins successifs (bassin de sédimentation et de maturation), et d'autre part de s'appuyer sur une association biologique couvrant toute une chaîne alimentaire, à savoir les bactéries aérobies vivant en présence d'oxygène dissous, les bactéries anaérobies, les algues ou phytoplancton. Dans ces conditions, il est possible d'obtenir une excellente dépollution organique, une très bonne décontamination microbienne, ce que ne permettent pas les stations d'épuration de type classiques (Anonyme 13, 2008).

Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière. Ceci permet le développement des algues qui produisent l'oxygène nécessaire à la croissance et au maintien des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier. Il y a ainsi prolifération de deux populations interdépendantes. Ce cycle s'auto-entretient tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique. En fond de bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. L'ensemble des processus épuratoires est résumé à la figure 15.

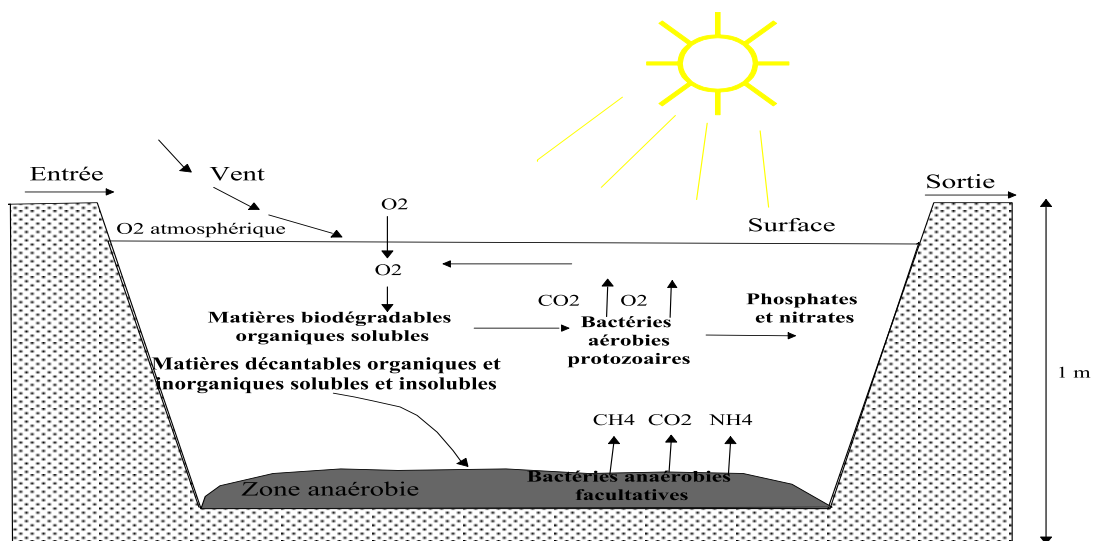


Fig. 15. Mécanismes mis en jeu dans les bassins de lagunage naturel (Anonyme 9, 2001).

I.5.3. Autres mécanismes se déroulant dans les bassins de traitement

Les mécanismes utilisés pour réduire la charge polluante contenue dans les eaux usées et les boues de vidange peuvent être physiques ou thermiques, chimiques ou encore biologiques (Strande et *al.*, 2018).

- Filtration

La filtration lors du traitement des boues de vidange est un procédé physique qui permet la séparation de la phase liquide et de la phase solide au travers d'un milieu poreux ou d'un massif filtrant. Ce procédé est utilisé à travers le lit filtrant pour piéger les solides à la surface du lit filtrant, tandis que le liquide percole (Strande et *al.*, 2018).

- Sédimentation

Au cours de la sédimentation, de nombreux polluants sont dégradés sous forme de particules en suspension, ces polluants se réunissent en couches et se déposent au fond sur un massif filtrant (Soh, 2016).

- Volatilisation

De nombreuses réactions chimiques dans les bassins de traitement entraînent la production de gaz (N_2 , CO_2 , CH_4 ...) qui sont par la suite volatilisés dans l'atmosphère. La volatilisation est donc un processus dominant pour l'élimination de l'azote (Pearson et *al.*, 1996).

- Adsorption

L'adsorption est le processus de surface au cours duquel les molécules se fixent sur les surfaces solides des adsorbants. Une substance peut être adsorbée ou absorbée par un adsorbant sur ou dans une autre substance (Heinss et *al.*, 1998). Ce phénomène est différent de l'absorption où les espèces adsorbées restent à la surface. L'absorption est donc la rétention d'une espèce par une substance.

- Evapotranspiration

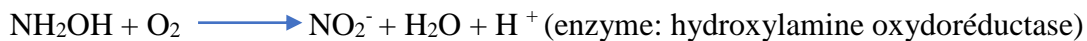
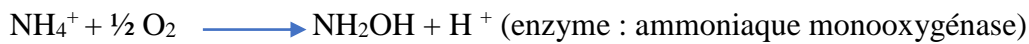
L'évapotranspiration est la combinaison de deux mécanismes (évaporation et transpiration). L'évaporation se produit lorsque l'eau est libérée dans l'air sous forme de vapeur, et la transpiration est le processus par lequel les plantes libèrent de la vapeur d'eau dans l'air dans le cadre de leurs processus métaboliques (Beebe et *al.*, 2014 ; Tuttolomondo et *al.*, 2016).

- **Minéralisation**

La minéralisation est le processus par lequel les nutriments inorganiques biologiquement disponibles sont libérés lors de la dégradation de la matière organique. Le processus de minéralisation conduit à la libération de nutriments inorganiques, qui sont des nutriments végétaux et microbiens essentiels, contribuant ainsi à l'amélioration de la croissance des macrophytes (Strande et *al.*, 2018).

- **Nitrification**

La nitrification est un procédé biologique au cours duquel, en conditions aérobies, l'azote ammoniacal est oxydé par les bactéries (*Nitrosomonas* sp et *Nitrospira* sp) en nitrite et nitrate en suivant l'équation (Soh, 2016) :



La nitrification nécessite de l'oxygène (environ 4,6 g O₂/g NH₄-N) et réduit l'alcalinité (14 g CaCO₃/g NH₄-N). Les conditions optimales pour la nitrification sont : 1 g.m⁻³ ; T° > 8 °C et pH de 6,0-9,0 (Baskaran et Farago, 2007).

• **Dénitrification**

La dénitrification est un processus de respiration anaérobie au cours duquel les bactéries dénitrifiantes (*Pseudomonas* sp, *Bacillus* sp) oxydent la matière organique en réduisant le nitrate en protoxyde d'azote (N₂O) et de l'azote gazeux (N₂) (Soh, 2016). Les conditions optimales pour la dénitrification sont DO < 1 g.m⁻³ ; pH de 7,0 à 8,5, T° > 10 °C et suffisamment de matière organique :



I.5.4. Chloration et désinfection des eaux usées

Des produits chimiques peuvent être ajoutés dans les systèmes de traitement des eaux usées afin de réduire la charge polluante où dans le but d'inactiver les germes pathogènes. Cependant, l'ajout de réactifs chimiques est susceptible d'engendrer une augmentation significative des coûts de traitement. Les produits chimiques généralement ajoutés sont : le chlore, la soude, l'ozone, le chlorure de sodium, etc... (Strande et *al.*, 2018).

- Chloration

La chloration est la méthode de désinfection couramment utilisée pour les eaux usées. Des réactifs solides ou liquides peuvent être employés. Les principaux paramètres à prendre en compte pour la chloration sont le temps de contact, la concentration en chlore, la charge en germes pathogènes, la température et les teneurs de l'effluent en autres composants (telle que la charge organique résiduelle) (Strande et *al.*, 2018). Le chlore est toxique pour les microorganismes du fait de son pouvoir oxydant élevé qui attaque les membranes cellulaires. Le processus d'oxydation ne se limitant pas aux microbes, il est important de considérer la charge organique totale. La désinfection vise une réduction des germes pathogènes et non pas leur élimination totale appelée « stérilisation » (Strande et *al.*, 2018).

I.6. Dimensionnement des systèmes de traitement

Plusieurs paramètres sont à considérer pour le dimensionnement des stations de traitement des eaux usées et des boues de vidange notamment :

- le type de boues (boues de fosse septique) ;
- la production annuelle de boues à traiter ;
- la quantité de boues apportée sur les lits qui est la charge surfacique exprimée en kg MS/m²/an ;
- le nombre de lits à mettre en place (la surface totale une fois définie est divisée en plusieurs unités de traitement pour la simple raison que le principe de fonctionnement des lits de séchage repose sur l'alternance entre phases d'alimentation et de repos) ;
- la fréquence d'alimentation définie par la quantité de boues à traiter et le nombre de lits.

Connaissant le type de boues à traiter, le dimensionnement des lits de séchage plantés peut se réaliser en trois étapes dont l'estimation du flux à traiter, le choix de la charge surfacique annuelle et le choix du nombre de lits (Koffi, 2016). Il tient compte d'un certains nombres de facteurs dépendants de la charge polluante notamment le volume de boues à traiter, les matières sèches et les matières en suspension (Koné, 2002).

Le dimensionnement des systèmes de lagunage tient compte d'un certain nombre de facteurs dépendants de la charge polluante, du volume des eaux usées à traiter et des options de réutilisation (Koné, 2002). Ce sont (Nya, 2001 ; Koné, 2002) :

- le débit d'écoulement de l'effluent dans le système ;
- la charge organique et/ou hydraulique journalière admissible ;
- le temps de rétention hydraulique.

CHAPITRE II. MATERIEL ET METHODES

II.1. Site de l'étude

Le présent travail a été mené dans la ville de Douala, capitale économique du Cameroun (Fig. 16). Elle a une superficie d'environ 210 km² ; se situe entre 04°01' et 04°06' Nord et 09°40' et 09°45' Est. Sa population a été estimée à 3,793,000 d'habitants en 2021 (Anonyme 14, 2019), Sa densité est estimée à 2 093 habitants / km² (Anonyme 15, 2012). Selon l'ENSP / L3E (2014), 30 à 40 % du territoire est occupé par les bidonvilles (Habitats spontanés). 50 % des logements à Douala peuvent être considérés comme accessibles par une route pavée et des camions vidangeurs (Toukap, 2012).

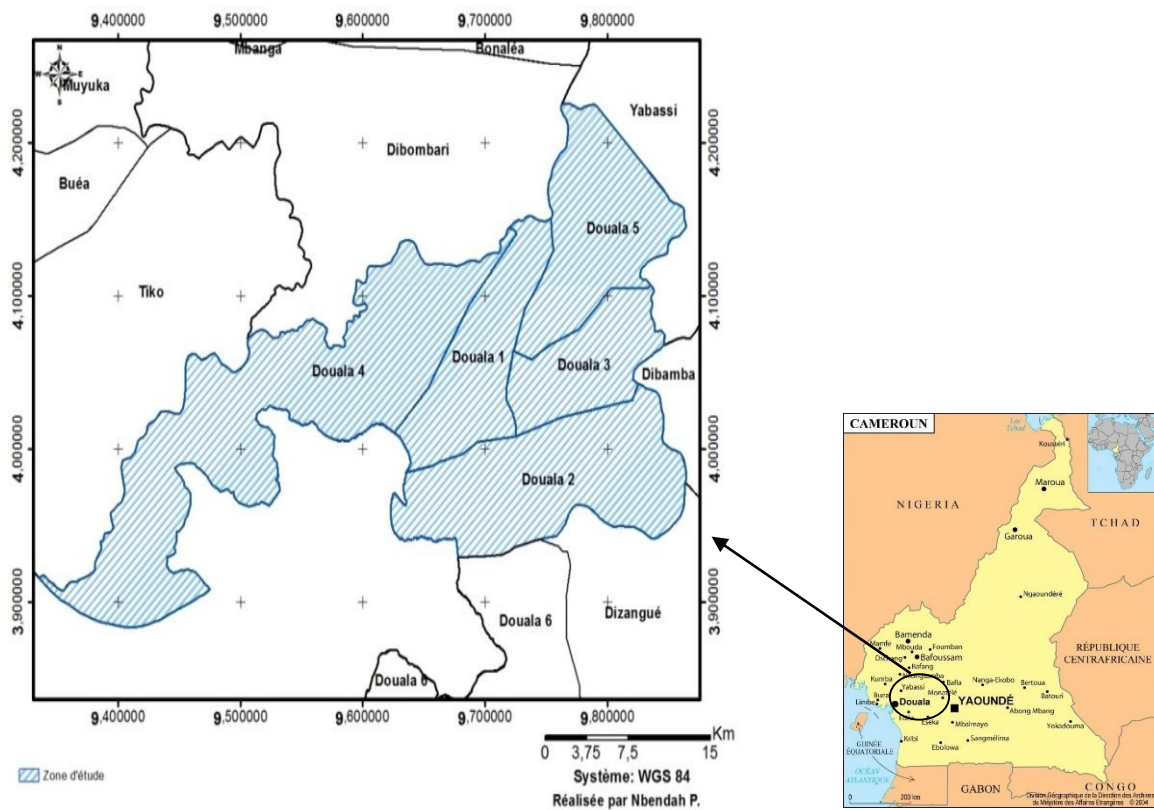


Fig. 16. Localisation de la zone d'étude.

La ville de Douala capitale économique du Cameroun est soumise à un climat de type côtier équatorial et présente deux grandes saisons, notamment une saison sèche de mi-novembre à fin février et une saison de pluie allant de début mars à mi-novembre. La température moyenne varie légèrement tout au long de l'année, le maximum en février (27,6 °C) et le minimum en juillet (24,8 °C). Les précipitations annuelles sont de 3 600 mm, avec environ 180 jours de pluies par an (Feumba et al., 2011). Le réseau hydrographique de la ville de Douala est constitué

d'un fleuve principal, le Wouri. La ville est divisée en plusieurs bassins versants : Bonnes-courses, Epolo, Mbanya, Mbopi Bologo, Ngoua, Lonmayagui, Kambo, Tongo Bassa et Beseke et présente une diversité marquée par la dominance des sols ferrallitiques (qui occupent une grande partie de la ville et ont une texture sableuse à sablo argileuse et un pH est acide) et les sols hydromorphes localisés en bordure côtière (Hieng, 2003).

A Douala, l'assainissement des ménages est principalement autonome, la majorité des ménages utilisent des latrines pour l'évacuation des excréta et des eaux usées. On estime que seulement 16 % des boues de vidange et des eaux usées y sont traitées et gérées en toute sécurité. Une partie des 84 % restants est déchargée soit directement dans un plan d'eau ou dans le sol, soit dans le site de dépotage de boues autorisé connu sous le nom de « Bois des Singes » (Feumba et *al.*, 2018). Ces boues dépotées au Bois des Singes se jettent par la suite dans la rivière Wouri sans traitement préalable (Mougoué et *al.*, 2013). Pour leur besoin en eau, environ 60 % des ménages de la ville de Douala dépendent des eaux souterraines (Feumba et *al.*, 2011), cependant, la ville n'est pas adaptée pour les installations sanitaires traditionnelles en raison du niveau élevé de la nappe phréatique et des conditions du sol (principalement sableux, limoneux sableux, limoneux, argileux ou argileux). La municipalité est la seule entité autorisée à délivrer des permis de fosses septiques ou de latrines aux ménages ou à tout tiers pour s'assurer qu'il n'y a pas de risque d'eaux souterraines provenant des installations d'assainissement sur place (Feumba et *al.*, 2018). Toutefois, en raison de l'expansion rapide des bidonvilles, l'application de ces règlements est très faible. Les installations sanitaires non hermétiques augmentent donc le risque de pollution des eaux souterraines (Bilogue, 2011).

II.2. Méthodes

II.2.1. Réalisation du diagnostic de la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala

Afin de réaliser cet état des lieux quantitatif et qualitatif de manière professionnelle, une méthodologie est proposée. De nombreux outils opérationnels notamment les fiches d'enquête, des méthodes de calcul des volumes de boues produites et d'inventaire floristique ont été produits et utilisés. Ces outils ont été élaborés grâce à la recherche documentaire et à des observations visuelles faites sur le terrain. Ainsi, des enquêtes auprès des ménages ont été effectuées dans toute la ville de Douala, suivies des entretiens avec les opérateurs de vidange et des responsables de l'assainissement de la ville.

II.2.1.1. Enquêtes auprès des ménages

Pour la réalisation de l'enquête auprès des ménages, une stratification hétérogène a été effectuée dans les différents arrondissements identifiés dans la zone d'étude notamment, Douala 1^{er}, Douala 2^{eme}, Douala 3^{eme}, Douala 4^{eme} et Douala 5^{eme} (Tableau VII). La base de sondage était constituée de l'ensemble des ménages des cinq arrondissements de la ville. L'unité statistique étant un ménage ordinaire de la zone d'étude. Le critère de stratification tient compte du type d'habitat dominant et/ou de la situation par rapport au centre-ville (Anonyme 16, 2011). Un total de 30 quartiers a été ainsi choisi dans la ville de Douala (Tableau VII).

Tableau VII. Noms des différents quartiers enquêtés dans la zone d'étude.

Arrondissements	Noms des quartiers enquêtés dans la zone d'étude
Douala 1 ^{er}	Akwa, Bali, Bonanjo, Bonapriso, Nkongmondo,
Douala 2 ^{eme}	Aéroport, Bois des singes, Congo, New-Bell, Nkololoum,
Douala 3 ^{eme}	Brazaville, Japoma, Logbessou, Madagascar, Ndogsibi, Ndogpassi, Nyalla, Oyak, Yassa,
Douala 4 ^{eme}	Bonassama, Bonabéri rail, Bonabéri sodiko, Bonabéri zone industrielle,
Douala 5 ^{eme}	Bépanda, Bonamoussadi, Cite sic, Cité des palmiers, Kotto, Makepe, Ndogbong,

II.2.1.1.1. Conception du questionnaire d'enquête ménage

A la suite des recherches documentaires, et des consultations des questionnaires d'enquête d'autres études menées dans le domaine de la gestion des boues de vidange. Des fiches d'enquêtes sémi-structurés ont été élaborées dans le but de collecter les informations visant à mieux appréhender la gestion des boues de vidanges dans la ville de Douala. La fiche consolidée (Confère Annexe 1) comportait six sections dont les principales sont (i) Statut socio-économique du ménage. (ii) Caractéristiques des dispositifs d'assainissement (iii) Mode de gestion des dispositifs d'assainissement, (iv) Nuisances rencontrées dans les ménages, (v) Amélioration de la gestion des boues de vidange et réutilisation des bio solides en agriculture.

II.2.1.1.2. Taille de l'échantillon

D'après le 3^{eme} recensement général de la population réalisé par le BUCREP, les cinq (5) arrondissements de la ville de Douala (Douala 1 ; Douala 2 ; Douala 3 ; Douala 4 ; Douala 5) qui font l'objet de cette étude présente une population estimée à 1 926 517 en 2010 (Anonyme 15, 2012). En admettant que le nombre moyen de personnes par ménage est de « 6 » dans la

ville de Douala, la taille de l'échantillon, est déterminée suivant la formule de Barlett et al. (2001) :

$$n = \frac{N}{1+Ne^2}$$

Avec : n = taille de l'échantillon, e = précision (5 %), N = taille de la population.

Calcul de la taille de la population N

$$N = \frac{\text{Population totale}}{6}$$

Avec : Constance 6 représentant le nombre moyen de personne par ménage.

$$N = \frac{1926517}{6}$$

$$N = 321087$$

- Calcul de la taille de l'échantillon n

$$AN : n = \frac{321087}{1+(321087 \times 0.05^2)}$$

$$n = 400$$

Afin de limiter les erreurs et d'accroître la viabilité des résultats, la taille de l'échantillon a été ajustée de la façon suivante : 640 ménages qui ont été choisis comme unité d'échantillonnage et d'analyse.

II.2.1.1.3. Méthodologie de l'enquête

La base de sondage a été constituée de l'ensemble des ménages des cinq arrondissements de la ville de Douala, l'unité statistique étant un ménage ordinaire résidant dans la zone d'étude. Chaque arrondissement a été divisé en quartiers ou Zone de Dénombrement (ZD).

Le plan de sondage appliqué est de type aléatoire stratifié à trois degrés :

- au premier niveau on commence par le tirage des communes ;
- ensuite on tire des ZD dans chacune des communes ;
- enfin on tire les 640 ménages dans ces différentes ZD.

II.2.1.2. Entretien avec les vidangeurs

II.2.1.2.1. Conception du guide d'entretien auprès des opérateurs de vidange

La recherche documentaire et la consultation des questionnaires d'enquête des autres études menées dans le domaine de la gestion des boues de vidange ont permis de concevoir un guide d'entretien auprès des opérateurs de vidange qui avait pour but de fournir des informations sur, l'opérateur de vidange, la rentabilité du service de vidange, les difficultés

rencontrées pendant l'exercice de leurs fonctions, l'utilisation des équipements de protection individuels et des mesures de protection sanitaire (vaccins,...), etc.

II.2.1.2.2. Entretien proprement dit

Les entretiens avec les vidangeurs ont été effectués par des interviews et le remplissage du guide d'entretien. Toutes les entreprises opérant dans le périmètre urbain de la ville ont été recensées. Quarante (40) fiches d'entretien leur ont été adressées dans le but de recueillir les informations relatives aux généralités sur les vidangeurs et les entreprises de vidange, aux caractéristiques des systèmes d'assainissement vidangés, à l'état des véhicules utilisés pour la collecte et le transport des boues, à la rentabilité du service de la vidange, et aux difficultés pouvant être rencontrées dans l'exercice de la vidange. Ces entretiens ont été complétés par des enregistrements des informations portant notamment sur la caractérisation des entreprises de vidange à travers un recensement systématique de tous les camions ayant déposé au 'Bois des singes' pendant une semaine d'une part, et par l'exploitation du rapport d'activité remis par le Département de Salubrité Publique et du Paysagement de la Communauté Urbaine de Douala, en charge de la gestion du site de dépotage du « Bois des singes » d'autre part. Ces données ont été complétées par l'exploitation des rapports des précédentes études menées sur le site (Anonyme 17, 2007 b ; Berteigne, 2012).

II.2.1.3. Enquêtes auprès des agents d'entretien du site de dépotage

Pour mener à bien les enquêtes auprès des 2 agents d'entretien du site de dépotage des boues de vidange, des discussions directes et des interviews ont été effectuées avec les employés de la CUD chargés de l'entretien du site d'une part et les riverains utilisant les boues de vidange comme fertilisant agricole d'autre part. Cette activité a été menée dans le but de connaître leurs méthodes et conditions de travail, les pratiques de valorisation et de réutilisation en champs des biosolides issus des boues brutes.

II.2.1.4. Quantification des boues de vidange dépotés au Bois des singes

Afin de quantifier les boues de vidange rejetées dans la ville de Douala, des prélèvements ont été effectués au site de dépotage des boues de vidange du Bois des singes au mois d'août. Au cours de cette période, le nombre et la capacité de chaque camion passant par le point de contrôle et déversant les boues de vidange sur le site ont été enregistrés de façon journalière. Cette action a été menée tous les jours de 6 h 00 à 19 h 00 pendant une semaine. À la fin de cette période, le volume total de boues de vidange rejetées a été évalué en utilisant la formule suivante :

$$Q_{\text{méc}} = V_1 \times n_x + V_2 \times n_y + \dots V_n \times n_n \text{ (.Berteigne, 2012)}$$

$Q_{\text{méc}}$ [m^3/an] : quantité de boues vidangées mécaniquement au Bois des singes ;

V_1, V_2 [m^3/an] : volume effectivement vidangé au “Bois des singes” ;

$n_x, n_y \dots n_n$ [tour]: Nombre de tours effectués.

Les quantités de boues de vidange ont été estimées en suivant les rotations des camions à une période donnée à l'entrée du dépotoir (décompte systématique). L'estimation se fait en se référant aux informations provenant des vidangeurs basés sur le volume de l'ouvrage vidangé et du volume du camion, donc les données obtenues sont maximalisées. La quantité totale de boues sera obtenue en faisant la somme des quantités de boues produites par jour ou par semaine et extrapolée sur une année.

II.2.1.5. Inventaire floristique au niveau du site de dépotage des Bois des singes

Afin d'identifier les espèces présentes au Bois des singes, la méthode d'échantillonnage par quadrat (Gillet, 2000) a été utilisée. Elle a consisté à la délimitation d'un transect de 150 m allant du site de dépotage au cours d'eau situé à contre bas du site de dépotage (Fig. 17). Un total de six (06) quadrats a été installé au hasard tout au long du transect. Des quadrats de dimension 1 m x 1 m et équidistants de 50 m ont ainsi été placés. Au niveau chaque quadrat, la diversité des espèces présentes, leur taux de couverture, leur abondance et leur dominance ont été déterminés. La liste des différentes espèces de macrophytes a été établie. Leurs noms scientifiques ont été relevés et consignés dans les fiches de collecte des données préalablement établies. Pour chaque espèce de macrophytes enregistrée, il a été attribué un coefficient exprimant son abondance dominante. Ceci en utilisant le mélange Braun Blanquet (1964) et l'indice de Massens largement utilisés dans le domaine de l'écologie végétale (Dufrêne, 2003).

Des échantillons d'herbier de tous les spécimens d'espèces macrophytes identifiées ou non ont été collectés, pressés dans des papiers journaux puis conservés dans de l'alcool éthylique 70°. Ils ont été ensuite séchés à l'étuve une fois de retour au laboratoire de Botanique et Ecologie à l'Université de Yaoundé I. Leur identification a été faite à l'herbier national de Yaoundé par comparaison avec les spécimens disponibles.

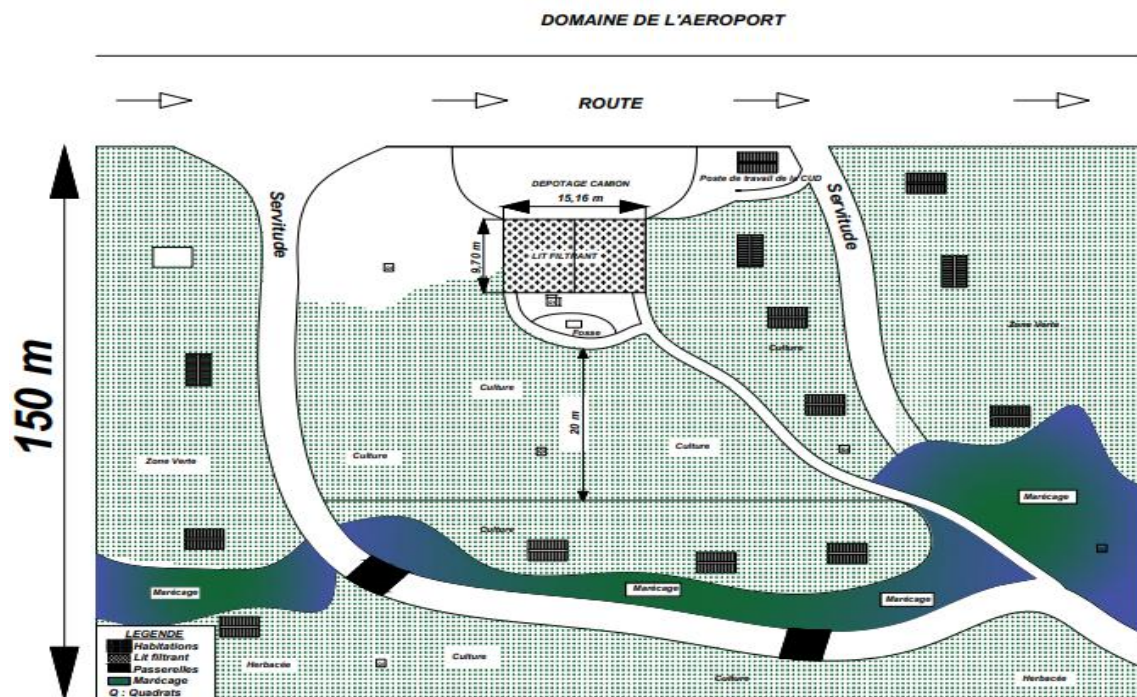


Fig. 17. Site de dépotage des Bois des singes montrant les espaces réservés aux cultures et aux habitations.

II.2.2. Evaluation des risques environnementaux associés à la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala

Les différents ouvrages d'assainissement autonomes principalement les latrines traditionnelles, les fosses septiques, les latrines à canon mal construites et le site de dépotage des boues des Bois des singes constituent des sources de pollution potentielles dans la ville de Douala. Ainsi, leur mode de gestion peut entraîner des risques environnementaux au niveau des différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange. Une évaluation semi quantitative des risques a été effectuée dans le but d'identifier de manière systématique les risques potentiels le long de cette chaîne d'assainissement. Cette évaluation s'est faite par une enquête socio anthropique couplée à une caractérisation physico-chimique des boues de vidange et des eaux (de surface et souterraines). Cette approche semi-quantitative requiert d'attribuer une probabilité et une gravité à chaque événement dangereux identifié en utilisant une matrice de risques pour arriver à une catégorie de risque ou à une notation.

L'évaluation des risques environnementaux le long de la chaîne de gestion des boues de vidange s'est déroulée en trois grandes phases à savoir :

- l'identification des dangers ;
- la phase d'analyse et ;
- la phase de caractérisation des risques (Evens, 2004 ; Froquet, 2005).

II.2.2.1. Identification des dangers au niveau des différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange

L'identification des dangers s'est faite suite à des enquêtes et des observations directes auprès des ménages, des vidangeurs et des gestionnaires du site de dépotage. Ces enquêtes se sont déroulées dans cinq arrondissements de la ville de Douala (Douala 1^{er}, Douala 2^{em}, Douala 3^{eme}, Douala 4^{eme} et Douala 5^{eme}) et avaient pour objectif de déterminer si le mode de gestion des boues de vidange constitue un facteur de risque pour l'environnement des différents acteurs impliqués dans cette chaîne de gestion. La détermination de la taille de l'échantillon s'est faite selon la méthode utilisée par Barlett et *al.* (2001).

II.2.2.2. Phase d'analyse

Cette phase s'est effectuée en deux principales étapes : la caractérisation de l'exposition et leurs effets écologiques. Pour y parvenir, des analyses physico-chimiques et des teneurs en ETM (Pb et Cd) ont été réalisées sur les échantillons de boues de vidange, sol, plantes et eau de surface prélevés au site de dépotage des Bois des singes à Douala et les analyses physico-chimiques sur les échantillons d'eau souterraines prélevés dans cinq quartiers spontanés de la ville de Douala.

II.2.2.2.1. Analyse des échantillons de boues de vidange prélevés au site de dépotage des bois des singes

II.2.2.2.1.1. Analyse physico chimique des échantillons de boues de vidange

Afin de procéder à l'analyse des boues de vidange, sept échantillons composites ont été prélevés au cours d'une semaine, entre 6 h et 19 h chaque jour. Cette procédure de prélèvement a pour avantage de prendre en considération tous les types de boues de vidange arrivant sur le site de dépotage. Pour chaque camion arrivant sur le site de dépotage, 30 L de boues ont été collectés à l'aide d'un seau de 50 L, en raison de 10 L au début, 10 L au milieu et 10 L à la fin du processus de dépotage. Une fois dans le récipient de 50 L, ces échantillons ont été agités pour homogénéisation et 1 litre du mélange a été recueilli et transféré dans une glacière plus grande (100 litres). Le même procédé a été effectué pour chaque camion et à la fin de la journée, 1,5 L d'échantillon composite a été obtenu après homogénéisation dans un récipient. Un total de 07 échantillons composites, en raison d'un échantillon par jour, ont été prélevés et analysés. Les échantillons ont par la suite été transportés au Laboratoire de Biotechnologie et Environnement de l'Université de Yaoundé I pour analyse.

Les boues de vidange ont été analysées pour déterminer la température, la conductivité électrique, le pH, la salinité, les solides totaux (TS), les solides volatils totaux (TVS), la

demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO₅) et les œufs d'helminthes. La conductivité électrique (CND), le pH et la salinité ont été déterminés *in situ* à l'aide d'un multimètre Hach HQ14d, conformément au manuel du fabricant. Les TS ont été mesurés par gravimétrie en les faisant sécher dans un four à 105 °C pendant 24 heures. La TVS a été mesurée en utilisant un four à 550 °C pendant 2 heures. La DBO₅ a été déterminée en incubant les échantillons à 20°C pendant 5 jours. La DCO a été déterminée par la méthode de réduction au bichromate et le complexe lu par un spectrophotomètre HACH DR3900.

II.2.2.2.1.2. Teneurs en ETM (Plomb et Cadmium) des échantillons de boues de vidange

Afin d'évaluer la teneur en ETM, des échantillons composites de boues de vidange ont été prélevés pour analyse. Ces échantillons ont été transportés à l'aide des glacières réfrigérées au Laboratoire d'analyse géochimique des eaux de l'Institut de Recherches Géologiques et Minière (IRGM) pour analyse. Le Cadmium (Cd) et le Plomb (Pb) ont été déterminés à l'aide du spectrophotomètre Contra A-A.

II.2.2.2.2. Analyse des échantillons de sol

II.2.2.2.2.1. Analyse physico chimique des échantillons de sol

Des analyses physico chimiques des échantillons de sols ont été faites sur 3 échantillons de sol sur lesquelles se développent les plantes au Bois des singes, et sur l'échantillon témoin n'ayant pas reçu de boues de vidange. Ces sols ont été prélevés à l'aide d'une tarière (0-15 cm). Au niveau du site de dépotage des Bois des singes, ces échantillons ont été prélevés respectivement à 50 m, à 100 m et à 150 m des lits filtrants. Ces échantillons ont par la suite été conservés dans un emballage neuf et labélisé puis acheminé au Laboratoire de Biotechnologie végétale et Environnement de l'Université de Yaoundé 1 pour l'analyse des paramètres physico-chimiques.

Les paramètres tels que la température (T°), le potentiel d'hydrogène (pH), la conductivité électrique (Cnd), la salinité ont été mesurés à l'aide d'un multimètre Hach HQ14d, conformément au manuel du fabricant.

II.2.2.2.1.2. Teneurs en ETM (Plomb et Cadmium) des échantillons de sol

Afin d'évaluer la teneur en ETM, 4 échantillons de sol ont été prélevés pour analyse, Ces échantillons ont été prélevés puis conservés dans des enveloppes labélisées et acheminés au Laboratoire d'analyse géochimique des eaux de l'Institut de Recherches Géologiques et Minière (IRGM) pour les analyses. Le Cadmium (Cd) et le Plomb (Pb) ont été déterminés à l'aide du spectrophotomètre Contra A-A.

II.2.2.2.3. Analyse des échantillons de plantes et fruits prélevés au bois de singes

II.2.2.2.3.1. Analyse physico chimique des échantillons de plantes et fruits

Des échantillons de plantes cultivées et des fruits les plus répandus dans la zone d'étude ont été prélevés pour analyse. Pour ce qui est des plantes, trois échantillons de waterleaf (*Talinum triangulare*) et de fruits de papayer (*Carica papaya*) ont été prélevés à trois gradients de distanciation notamment à proximité des lits filtrants, à 50 m, à 100 m et à 150 m des lits filtrants vers le cours d'eau situé en contrebas du site de dépotage des Bois des singes. Les feuilles de *Talinum triangulare* et les fruits de *Carica papaya* ont été récoltés puis conservés dans des enveloppes labélisées au préalable ensuite acheminés au Laboratoire de Biotechnologie végétale et Environnement de l'Université de Yaoundé 1 pour la réalisation des analyses.

Les paramètres tels que la température (T°), le potentiel d'hydrogène (pH), la conductivité électrique (Cnd), la salinité, ont été mesurés à l'aide d'un multimètre Hach HQ14d, conformément au manuel du fabricant.

II.2.2.2.3.2. Teneurs en ETM (Plomb et Cadmium) des échantillons de plantes et fruits

Afin d'évaluer la teneur en ETM, trois échantillons de waterleaf (*Talinum triangulare*) et trois échantillons de fruits de papayer (*Carica papaya*) ont été prélevés au Bois des singes pour analyses. Ces échantillons ont été transportés dans des enveloppes labélisées au préalable ensuite acheminés au Laboratoire d'analyse géochimique des eaux de l'Institut de Recherches Géologiques et Minière (IRGM) pour les analyses. Les oligo-éléments tels que le Cadmium (Cd) et Plomb (Pb) ont été déterminés à l'aide du spectrophotomètre Contra A-A.

II.2.2.2.4. Analyse des échantillons d'eaux souterraines et de surface

II.2.2.2.4.1. Analyse physico-chimique des échantillons d'eaux souterraines et de surface

- Choix des quartiers et des points de prélèvement des eaux analysées

Le choix des quartiers et des points de prélèvement des eaux souterraines a été fait sur la base des critères bien précis à savoir : la représentativité de chacun des arrondissements, le niveau de précarité du quartier, l'assainissement autour du point d'eau, la distance séparant le point d'eau de l'ouvrage d'assainissement autonome ou du site de dépotage des Bois des singes, la situation topographique, le taux de fréquentation du point d'eau, le type de traitement appliqué au point d'eau et le niveau d'aménagement. Les prélèvements ont été effectués entre août 2017 et janvier 2018. Un total de 20 puits, 17 forages, et 10 sources, 1 cours d'eau (3 échantillons) a été échantillonné dans la zone d'étude (Tableau VIII).

Tableau VIII. Distribution des points de prélèvement d'eau dans la zone d'étude.

Lieux de prélèvement des points d'eau	Forages	Sources	Puits	Eau de surface
Bois des singes (Arrondissement de Douala 2 ^{em})	1	2	4	1
Nkongmondo (Arrondissement de Douala 1 ^{er})	4	2	4	/
Japoma (Arrondissement de Douala 3 ^{em})	4	2	4	/
Bonabéri (Arrondissement de Douala 4 ^{em})	4	2	4	/
Bépanda (Arrondissement de Douala 5 ^{em})	4	2	4	/
Total	17	10	20	1

- **Prélèvement et conditionnement des échantillons d'eau**

Les échantillons d'eau destinés aux analyses physico-chimiques ont été prélevés dans des flacons de 500 mL. Ces flacons ont été préalablement stérilisés à l'étuve à une température de 150 °C pendant une heure. Pour les prélèvements des eaux de source et de surface, les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une carafe avant d'être transvasés dans les bouteilles prévues à cet effet, tandis que les eaux de puits ont été prélevées avec un récipient commun avant d'être transvasées dans les bouteilles de prélèvement. Tout récipient (seaux, carafe ou bouteilles) a été au préalable rincé trois fois avec l'eau à prélever pour éviter tout risque de contamination.

Après le prélèvement, les échantillons d'eau ont été conservés dans une glacière réfrigérée contenant des carboglaces, puis transportés au Laboratoire de Biotechnologies Végétales et Environnement de l'Université de Yaoundé I pour des fins analytiques.

- **Analyses des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau**

Les analyses ont été effectuées pour des paramètres tel que le pH, la température, la conductivité (CND), les solides totaux dissouts (TDS), la salinité (Sal), les Matières en Suspension (MES) ; Les concentrations des ions chlorures (Cl⁻) des composés azotés ammonium et nitrate (NH₄⁺ et NO₃⁻) et des ions phosphates (PO₄³⁻) indicateurs de pollution environnementale, La DBO₅ et la DCO ont été déterminés. Tous ces paramètres ont été analysés suivant les protocoles standards d'analyse d'eaux usées décrits par (Anonyme 18, 1992) et Eaton et *al.* (2005).

II.2.2.2.4.2. Teneur en ETM (Plomb et Cadmium) des échantillons d'eau de surface

Afin d'évaluer la teneur en ETM, 3 échantillons d'eau de surface ont été prélevés au niveau des Bois des singes. Ces échantillons ont été transportés à l'aide des glacières réfrigérées au Laboratoire d'analyse géochimique des eaux de l'Institut de Recherche Géologique et Minière

(IRGM) pour les analyses. Les oligo-éléments tels que le Cadmium (Cd) et Plomb (Pb) ont été déterminés.

II.2.3.2.2.5. Méthode d'analyse des paramètres physico-chimiques et des ETM

- Mesure de la température

La température a été mesurée à l'aide d'un conductimètre de marque WTW 3310. Cet appareil est muni d'une sonde qui a été plongée dans l'échantillon d'eau contenue dans un bécher de 250 mL. La valeur a été lue sur l'écran d'affichage digital simultanément lors de la lecture de la conductivité et exprimée en °C.

- Mesure du pH

Le pH a été déterminé à l'aide d'un pH-mètre de marque Hach (HQ11d) muni d'une sonde standard. Après calibrage dans des solutions tampon de pH 4 et pH 7, la sonde est rincée à l'eau distillée puis plongée verticalement dans 100 mL d'échantillon d'eau prélevée. Les valeurs sont lues sur l'écran d'affichage digital. Pour passer d'un échantillon d'eau à un autre la sonde a été rincée à l'eau distillée.

- Mesure de la conductivité électrique (CND)

La conductivité électrique a été mesurée à l'aide d'un conductimètre de marque WTW 3310 muni d'une sonde. La sonde est introduite verticalement dans 100 mL d'échantillon d'eau puis la valeur est lue sur l'écran d'affichage. Cette valeur est exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$ ou en mS/cm suivant la concentration de l'échantillon.

- Mesure de la salinité et des solides totaux dissous (TDS)

La salinité et les STD sont également déterminés par le conductimètre de marque WTW 3310. Chaque fois la valeur du paramètre considéré est lue en modifiant la méthode utilisée. La salinité est exprimée en pour mille (‰) et les STD en mg/L.

- Détermination des matières en suspension (MES)

Les matières en suspension mesurent la propriété optique qu'a un échantillon d'eau, celle-ci se fait par une dispersion et une absorption des faisceaux lumineux par les particules présentes. Elles ont été déterminées par la méthode photométrique. L'échantillon d'eau a été prélevé dans les cellules de 25 mL et placé dans le spectrophotomètre Hach DR 3900. La valeur des MES est lue directement en mg/L à l'écran digital à la longueur d'onde 818 nm, par référence au témoin constitué d'eau distillée.

- Détermination des concentrations des ions nitrates (NO_3^-)

La teneur en ions nitrates a été déterminée par la méthode dite de « réduction au cadmium » à l'aide d'un spectrophotomètre de marque Hach DR 3900. Après prélèvement de 10 mL d'échantillon d'eau dans une cellule spectrophotométrique, on y ajoute un sachet de Nitrover 5 Reagent. Le mélange est ensuite homogénéisé et laissé au repos pendant 5 minutes (temps de réaction). La solution laissée au repos présente une coloration jaune donc l'intensité est proportionnelle à la concentration des ions NO_3^- dans l'échantillon. La teneur en ions nitrates est lue au spectrophotomètre, à la longueur d'onde 500 nm, sur l'écran d'affichage digital de l'appareil par référence à un témoin constitué de 10 mL de l'échantillon d'eau. La valeur obtenue est exprimée en mg/L.

- **Détermination des ions ammonium (NH_4^+)**

La teneur en ions ammonium a été déterminée par la méthode colorimétrique au réactif de Nessler à l'aide d'un spectrophotomètre de marque Hach DR 3900. Pour ce faire, 25 mL d'échantillon d'eau sont prélevés et mis dans une cellule spectrophotométrique. Dans chaque cellule sont ajoutés successivement 03 gouttes de stabilisant minéral et d'alcool polyvinylique puis 1 mL de réactif de Nessler. Le complexe obtenu prend une coloration jaune du fait de la présence des ions NH_4^+ . La teneur en ions NH_4^+ est lue sur l'écran d'affichage digital du spectrophotomètre de marque Hach DR 3900 à la longueur d'onde 425 nm, par référence à un témoin constitué d'eau distillée. Les résultats sont exprimés en mg/L.

- **Détermination des ions phosphates (PO_4^{3-})**

La teneur en ions orthophosphate a été déterminée par la méthode du « molybdovanadate » dans l'échantillon d'eau de surface uniquement. L'échantillon d'eau a été prélevé dans les cellules de 25 mL, de même que dans le témoin constitué d'eau distillée, on ajoute 1 mL de réactif molybdovanadate. En cas de présence de molécules d'orthophosphates, celles-ci réagissent avec le molybdate dans un milieu acide pour former le complexe phosphomolybdate. L'acide vanadomolybdophosphorique a une coloration jaune en présence de vanadium, l'intensité de cette coloration est proportionnelle à la concentration des phosphates présents dans le milieu. La valeur est lue sur l'écran d'affichage digital du spectrophotomètre de marque Hach DR 3900 à la longueur d'onde 430 nm et est exprimée en mg/L.

- **Détermination du chlorure (Cl^-)**

Après introduction de 25 mL d'échantillon d'eau dans une cellule, 2 mL de thiocyanate sont ajoutés, puis 1 mL de solution d'ion ferrique sont également ajoutés. Le mélange est homogénéisé et laissé au repos pendant 2 minutes (temps de réaction). Les ions chlorure réagissent avec le thiocyanate de mercure pour former le chlorure de mercure et libérer l'ion

thiocyanate. Ce dernier réagit avec les ions ferriques et forment un complexe orange de thiocyanate ferrique. La concentration de ce complexe est proportionnelle à la concentration du chlorure dans l'échantillon d'eau. La teneur en ions Cl^- est lue sur l'écran d'affichage digital par référence au témoin constitué d'eau distillée à la longueur d'onde de 455 nm au spectrophotomètre de marque Hach DR/3900 et le résultat est exprimé en mg/L.

- **Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)**

La demande biochimique en oxygène a été déterminée par la méthode dite « manométrique » à l'aide d'un incubateur à DBO₅ de marque WTW. Dans une bouteille à DBO₅, on a introduit 365 ml d'échantillon d'eau prélevée à l'exutoire des boues de vidange, puis une pincée d'inhibiteur de nitrification et un barreau aimanté sont ajoutés dans l'échantillon. 4 à 5 cristaux d'hydroxyde de potassium sont introduits dans la coupule et placés à la tête de chaque bouteille. La bouteille est fermée hermétiquement avec des bouchons OxiTop doté d'un écran numérique prévu pour la lecture des valeurs. L'échantillon est incubé pendant 5 jours consécutifs à la température de 20°C. Durant cette période, les bactéries utilisent l'oxygène présent dans la partie supérieure de la bouteille pour oxyder les matières organiques présentes dans la solution et rejettent le CO₂. Celui-ci est fixé par les cristaux (présents dans la coupule). La valeur est lue directement sur l'OxiTop, multipliée par le facteur de dilution et exprimée en mg/L.

- **Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)**

La demande chimique en oxygène s'est faite par méthode dite de « digestion au réacteur ». Après homogénéisation de l'échantillon d'eau de surface prélevée à l'exutoire des boues de vidange, 2 ml sont mesurés et introduits dans les tubes à DCO contenant au préalable des milieux DCO, puis incubés en présence d'un témoin à 150°C pendant 2 heures dans un réacteur (appareil de chauffage multitubes) de DCO de marque Hach DRB 200. La valeur de la DCO de l'échantillon est lue, après refroidissement des tubes au spectrophotomètre de marque Hach DR 3900, dans la gamme correspondante à l'eau de surface (0 à 1500 ppm) et à la longueur d'onde 600 nm. Cette valeur est exprimée en mg/L.

- **Analyse des ETM**

• **Phase de minéralisation**

La minéralisation des échantillons s'est faite comme suit : à 0,2 g de boues, ont été ajoutés dans les cellules de minéralisation 4 mL d'acide sulfurique (H₂SO₄) concentré à 95 %. Ces solutions ont été ensuite incubées pendant environ 5 minutes au minéralisateur digesdahl de marque Hach, d'abord à basse température, puis par augmentation progressive de

température à 440 °C jusqu'à l'éclaircissement du mélange. Durant l'incubation, plus précisément entre la 3^{ème} et la 4^{ème} minute (après ébullition) ont été ajoutés progressivement, goutte à goutte, 10 mL de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) à l'aide d'une seringue. Les minéralisats ainsi obtenus (4-5 mL) sont ramenés à 70 ml dans une fiole jaugée avec de l'eau distillée.

- **Distillation**

Après minéralisation et refroidissement de l'échantillon, le minéralisat est distillé en milieu alcalin (excès de soude) (NaOH 50 mL, 10 N) en présence d'un indicateur coloré la phénolphthaléine. L'ammoniac est récupéré par l'acide borique (H₃BO₃) (10 mL, 1 N). Pour le dosage on neutralise l'ammoniac par une solution H₂SO₄ (0,01N) en présence d'un indicateur coloré : l'indicateur de Tashiro (Rouge de méthyle 0,1 g, Vert de bromo-crésol 0,5 g, Ethanol à 95 %).

- **Dosage du cadmium**

La teneur en cadmium a été déterminée par la méthode de dithizone (Anonyme 21, 2005). En effet, le réactif dithiVer forme avec le cadmium un complexe rose-rouge de dithizonate qui est extrait du chloroforme. A 250 mL d'échantillon contenu dans une ampoule à décanter, l'on ajoute le contenu d'une solution tampon de citrate pour métaux lourds puis on agite pour dissoudre. On ajoute 30 mL de chloroforme dans le mélange obtenu. L'ampoule à décanter est inversée plusieurs fois pour homogénéisation et on obtient une solution de dithizone. A cette dernière, on ajoute 20 mL de soude à 50 % puis à l'aide d'une spatule on y ajoute 0,1 g de cyanure de potassium et on agite énergiquement pendant une minute. Un coton est inséré à la sortie de l'ampoule à décanter et à l'aide du robinet, la partie inférieure de la solution est libérée dans une cellule spectrophotométrique de 25 mL. L'intensité de la coloration est mesurée en utilisant le spectrophotomètre Contra A-A à flamme à la longueur d'onde 515 nm avec le chloroforme dans la solution. Le blanc est obtenu en prenant 25 mL de chloroforme qu'on introduit dans une cellule de 25 mL.

- **Dosage du plomb**

La méthode d'analyse du plomb est celle du dithizone (Anonyme 20, 2005). Le principe est le suivant : les ions plomb (Pb²⁺) en solution basique réagissent avec le dithizone pour former un complexe rouge de dithizonate de Pb extrait avec du chloroforme. A 250 mL d'échantillon contenu dans une ampoule à décanter, on ajoute le contenu d'une solution tampon de citrate pour métaux lourds, puis 30 mL de la solution de dithizone. L'ampoule à décanter est inversée puis ouverte pour permettre le contact avec l'air. 5 mL de soude 5 N sont ajoutées au

mélange et l'ampoule à décanter est inversée et ouverte chaque fois après agitation. L'ajout des gouttes de soude se fait continuellement et la solution est homogénéisée jusqu'à virage de la coloration du bleu-vert à orange. A l'aide d'une spatule, on prélève 1 g de poudre de cyanure de potassium qu'on ajoute dans l'ampoule à décanter. Cette dernière est fermée et agitée de façon vigoureuse jusqu'à disparition de la couleur orangée. Un coton blanc est inséré à la sortie de chaque ampoule à décanter et la solution est libérée dans les cellules spectrophotométriques de 25 mL. L'intensité de la coloration est mesurée en utilisant le spectrophotomètre Contra A-A à flamme à la longueur d'onde 515 nm avec le chloroforme dans la réaction. Cette valeur s'exprime en mg/L de plomb.

II.2.2.3. Caractérisation des risques environnementaux

L'identification des dangers aux différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange couplé aux valeurs des différentes sources de pollution a permis de définir une grille de criticité pour cette étude. Cette grille, constituée d'une échelle de probabilité et d'une échelle de gravité a permis de mieux caractériser les risques recensés. La grille de criticité utilisée ici est celle proposée par Farmer (1967) et Anonyme 6 (2016 a). Elle est illustrée par le Tableau IX. Elle est composée de cinq (05) niveaux de gravité et de probabilité. L'échelle de probabilité pour les risques environnementaux et sanitaires est une échelle monocritère. Elle est résumée dans le Tableau IX ci-dessous

Tableau IX. Grille de criticité d'évaluation des risques (Farmer,1967 et Anonyme 6, 2016 a).

			CRAVITE G)				
			Insignifiant	Mineur	Modéré	Majeur	Catastrophique
			1	2	4	8	16
Probabilité (p)	Très improbable	1	1	2	4	8	16
	Improbable	2	2	4	8	16	32
	Possible	3	3	6	12	24	48
	Probable	4	4	8	16	32	64
	Presque certain	5	5	10	20	40	80
Côte de risque R= (P) × (G)			<6	6-12		13-32	> 32
Niveau de risque			Risque très faible	Risque modéré		Risque élevé	Risque très élevé

L'échelle de probabilité pour les risques environnementaux et sanitaires est une échelle monocritère. Elle est résumée dans le Tableau X ci-dessous.

Tableau X. Echelle de probabilité pour les risques environnementaux et sanitaires (Anonyme 6, 2016 a).

Termes utilisés		Description
Numéro	Probabilité (P)	
1	Très Improbable	Ne s'est pas produit par le passé et il est très improbable qu'il se produise dans les 12 prochains mois (ou toute autre période raisonnable)
2	Improbable	Ne s'est pas produit par le passé mais peut se produire dans les circonstances exceptionnelles dans les 12 prochains mois (ou toute période raisonnable)
3	Possible	A pu se produire par le passé et ou peut se produire dans les circonstances normales dans les 12 prochains mois (ou toute autre période raisonnable).
4	Probable	A été observé par le passé et/ou est susceptible de se produire dans les 12 prochains mois (ou toute autre période raisonnable)
5	Presque certain	A souvent été observé par le passé et /ou se produira presque certainement dans la plupart des circonstances dans les 12 prochains mois (ou toute autres période raisonnable)

Pour ce qui est de l'échelle de gravité, le Tableau XI ci-dessous fait le résumé en intégrant les risques environnementaux et sanitaires.

Tableau XI. Echelle de gravité pour les risques environnementaux (Anonyme 6, 2016 a ; Bonkougou, 2017 modifié).

Gravité	Cote	Risques environnementaux (pollution de l'air)	Risques environnementaux (pollution de la ressource en eau)	Risques environnementaux (pollution du sol)
Catastrophique	16	Atmosphère locale reconnue polluée par analyse	Distance point d'eau /DAA < à 5 m	Sol à tendance sableuse,
Majeur	8	Atmosphère locale reconnue polluée par activités environnantes (présence et émissions substances rongeurs)	Distance point d'eau / DAA comprise entre 5–10 m	Sol à tendance limoneuse/sableuse,
Modéré	4	Atmosphère locale reconnue polluée par suspicion historique (latrines très peu nettoyées)	Distance point d'eau /latrine comprise DAA 10 –15 m	Sol à tendance limoneuse
Mineur	2	Atmosphère locale non polluée (latrine nettoyées 2 à 3 fois la semaine)	Distance point d'eau / DAA comprise entre 15 –20 m	Sol à tendance limoneuse/ argileuse
Insignifiant	1	Sur une partie du site atmosphère locale non polluée (Nettoyage quotidien des latrines)	Distance point d'eau / DAA > à 20 m	Sol argileux

Pour l'appréciation des risques environnementaux, c'est une grille multicritère qui a été faite. Et pour obtenir la note générale, c'est la méthode d'agrégation qui est utilisée c'est-à-dire la « règle du max ». Cette règle consiste à prendre la note la plus élevée identifiée sur l'une des échelles de gravité (Bonkougou, 2017). Les risques identifiés ont été analysés. La méthode directe inductive (causes vers les effets) a été utilisée à travers l'Analyse préliminaire des risques (APR) (Evens, 2004). Cela a permis de faire une hiérarchisation des risques.

II.2.3. Evaluation des risques sanitaires le long de la chaîne de gestion des boues de vidange

L'évaluation des risques sanitaires s'est effectuée de manière semi-quantitative et de manière quantitative (QMRA). L'analyse des données issues des centres de santé de la zone d'étude couplée à la caractérisation bactériologique et parasitaire des boues de vidange et des eaux (de surface et souterraines) a permis d'évaluer les risques sanitaires.

II.2.3.1. Méthode semi-quantitative

La méthode semi-quantitative a été faite conformément à celle de l'évaluation des risques environnementaux (Evens, 2004). Cependant, la grille de gravité utilisée est celle proposée par l'OMS (Tableau XII), et la phase d'analyse a consisté à l'analyse Bactériologique, parasitaires et teneurs en ETM (Pb et Cd) contenus dans les boues de vidange, les points d'eau, les sols et plantes.

Tableau XII. Echelle de gravité pour les risques sanitaires. (Anonyme 6, 2016 a).

Gravité (G)		
1	Insignifiant	Danger ou évènement dangereux ayant pour conséquence aucun effet ou des effets négligeables sur la santé comparée aux niveaux habituels
2	Mineur	Danger ou évènement dangereux qui pourrait avoir pour conséquence des effets mineurs sur la santé (par exemple des symptômes passagers comme une irritation, de la nausée, un mal de tête)
4	Modéré	Danger ou évènement dangereux qui pourrait avoir pour conséquence des effets ponctuels sur la santé ou une maladie bénigne (par exemple une diarrhée aigue, des vomissements, une infection des voies respiratoires supérieures, un traumatisme mineur)
8	Majeur	Danger ou évènement dangereux qui pourrait avoir pour conséquence une maladie ou une blessure (par exemple, le paludisme, la schistosomiase, les trématodes alimentaires, la diarrhée chronique, les problèmes respiratoires, les troubles neurologiques et les fractures osseuses) et/ou peut conduire à des actions en justice ou à des problèmes juridiques : et /ou être dû à un non-respect grave de la réglementation.
16	Catastro- phique	Danger ou évènement dangereux qui pourrait avoir pour conséquence une maladie ou une blessure grave, ou même la mort (par exemple empoisonnement grave, perte des extrémités des membres, brûlures graves, noyade) ; et entraîne une enquête approfondie de l'organisme de réglementation avec probabilité de poursuites.

II.2.3.2. Méthode quantitative (QMRA)

La méthode d'analyse des risques microbiens a été utilisée pour l'analyse quantitative des risques sanitaires. Les différentes étapes qui ont permis de réaliser cette analyse quantitative sont les suivantes : l'identification du danger, l'estimation de l'exposition, l'étude de la réponse dose-réponse, et la caractérisation du risque (Anonyme 11, 1983 ; Even ,2004 ; Kouassi et *al.*, 2015, Anonyme 10, 2016 b).

II.2.3.2.1. Identification des dangers

L'identification des dangers s'est faite par les interviews semi-structurés, les enquêtes et les observations auprès des ménages, des vidangeurs, des gestionnaires du site de dépotage et des responsables des districts de santé dans la zone d'étude. Les enquêtes auprès des ménages et des vidangeurs se sont effectuées simultanément à celles de l'évaluation de l'état des lieux. La détermination de la taille de l'échantillon s'est faite conformément à la méthode décrite par Even (2004) et Kouassi et *al.* (2015).

Pour ce qui est de l'enquête auprès des districts de santé, les données générales ont également été recueillies au niveau de quelques districts de santé et ont permis de recenser les maladies liées au péril fécal qui sévissent généralement dans la ville de Douala pendant la période d'étude.

II.2.3.2.2. Évaluation de l'exposition

Les analyses microbiologiques, parasitaires et des éléments traces métalliques (ETM) ont été réalisées sur les échantillons de boues de vidange, de sol, de plantes et d'eau de surface prélevés au site de dépotage des Bois des singes à Douala et sur les échantillons d'eau souterraine prélevés dans cinq quartiers spontanés de la ville de Douala (microbiologiques).

II.2.3.2.2.1. Caractérisation bactériologique, parasitaire et concentration ETM des boues de vidange du site de dépotage des Bois des singes

- Caractérisation bactériologique des boues de vidange du site de dépotage des Bois des singes

Après prélèvement des 8 échantillons composites de boues de vidange, la détermination des paramètres bactériologiques, a consisté à analyser les germes témoins de la pollution fécale que sont les coliformes fécaux (CF) et streptocoques fécaux (SF) par la méthode d'analyse de filtration sous membrane suivant le protocole standard décrit par Rodier (2009).

- Caractérisation parasitaire des boues de vidange du site de dépotage des Bois des singes

Les analyses parasitaires ont consisté à la détermination des œufs d'helminthes contenus dans les boues de vidange prélevées au site de dépotage du Bois des singes. Elles se sont

effectuées sur les 8 échantillons composites de boues de vidange suivant la procédure d'analyse modifiée des œufs d'helminthes décrite par Schwartzbrod et Banas (2003).

- Teneur en ETM des boues de vidange du site de dépotage des Bois des singes

Afin d'évaluer la teneur en ETM, 3 échantillons composites de boues de vidange ont été prélevés pour analyse. Ces échantillons ont été transportés à l'aide des glacières réfrigérées au Laboratoire d'analyse géochimique des eaux de l'Institut de Recherches Géologiques et Minière (IRGM) pour analyse. Les oligo-éléments tels que le Cadmium (Cd) et Plomb (Pb) ont été déterminés.

II.2.3.2.2.2. Caractérisation parasitaire et teneurs en ETM dans les échantillons de sol

- Caractérisation parasitaire des échantillons de sol

Les analyses parasitaires ont consisté à la détermination des œufs d'helminthes contenus dans le sol prélevé au site de dépotage du Bois des singes et sur un site témoin T₀. Elles se sont effectuées sur 4 échantillons de sol suivant la procédure d'analyse modifiée des œufs d'helminthes décrite par Schwartzbrod et Banas (2003).

- Teneur en ETM dans les échantillons de sol

Afin d'évaluer la teneur en ETM, 4 échantillons de sol ont été prélevés pour analyse, Ces échantillons ont été prélevés puis conservés dans des enveloppes labélisés et acheminés au Laboratoire d'analyse géochimique des eaux de l'Institut de Recherches Géologiques et Minière (IRGM) pour les analyses. Les oligo-éléments tels que le Cadmium (Cd) et Plomb (Pb) ont été déterminés.

II.2.3.2.2.3. Caractérisation bactériologique, parasitaire et teneur en ETM dans les échantillons de plantes et dans les fruits des Bois des singes

- Caractérisation bactériologique des échantillons de plante et de fruit

Trois échantillons de waterleaf (*Talinum triangulare*) et trois échantillons de fruits de papayer (*Carica papaya*) ont été prélevés au Bois des singes pour analyses. Les feuilles de waterleaf et les fruits de papayer ont été récoltés puis conservés dans des enveloppes labélisées au préalable ensuite acheminés au Laboratoire de Biotechnologie végétale et Environnement de l'Université de Yaoundé 1 pour les analyses. Les streptocoques fécaux (SF) et les coliformes fécaux (CF) présents dans les échantillons de plantes et de fruits ont été déterminés par la technique de filtration sur membrane et dénombrés conformément au protocole standard décrit par Rodier et *al.* (2009).

- Caractérisation parasitaire des échantillons de plante et dans les fruits

Les analyses parasitaires ont consisté à la détermination des œufs d'helminthes contenus dans les échantillons de plantes et de fruits. Ces analyses se sont faites suivant la procédure d'analyse modifiée des œufs d'helminthes décrite par Schwartzbrod et Banas (2003).

- Teneur en ETM des échantillons de plante et des échantillons de fruit

Afin d'évaluer la teneur en ETM, trois échantillons de waterleaf (*Talinum triangulare*) et trois échantillons de fruits de papayer (*Carica papaya*) ont été prélevés au Bois des singes pour analyses. Ces échantillons ont été transportés dans des enveloppes labélisées au préalable ensuite acheminés au Laboratoire d'analyse géochimique des eaux de l'Institut de Recherches Géologiques et Minière (IRGM) pour les analyses. Les oligo-éléments tels que le Cadmium (Cd) et Plomb (Pb) ont été déterminés.

II.2.3.2.2.4. Caractérisation bactériologique, parasitaire et en ETM dans les échantillons d'eau

- Caractérisation bactériologique des échantillons de d'eau

Un total de 20 puits, 17 forages, et 10 sources, 1 cours d'eau ont été échantillonnés dans la zone d'étude La détermination des paramètres bactériologiques (SF, CF et *E. coli*) s'est faite suivant le protocole standard décrit par Rodier et *al.* (2009)

- Caractérisation parasitaire des échantillons d'eau

Les analyses parasitaires ont consisté à la détermination des œufs d'helminthes contenus dans les échantillons d'eau. Pour 20 échantillons d'eau de puits, 17 échantillons d'eau de forages, 10 échantillons d'eau de sources et 1 cours d'eau suivant la procédure d'analyse modifiée des œufs d'helminthes décrite par Schwartzbrod et Banas (2003).

- Concentration en ETM des échantillons d'eau de surface

Afin d'évaluer la teneur en ETM, 3 échantillons d'eau de surface ont été prélevés au niveau des Bois des singes. Ces échantillons ont été transportés à l'aide des glacières réfrigérés au Laboratoire d'analyse géochimique des eaux de l'Institut de Recherches Géologiques et Minière (IRGM) pour les analyses. Les oligo-éléments tels que le Cadmium (Cd) et Plomb (Pb) ont été déterminés.

II.2.3.2.2.5. Méthodologie d'analyse des paramètres bactériologiques, parasitaires et des ETM

1) Analyse des paramètres bactériologiques

La méthode d'analyse de filtration sous membrane a été utilisée pour la détermination des CF, des SF et des *E. coli*.

Le milieu de culture BEA (Bile Esculine Azide agar) a été utilisé pour la détermination des SF et pour la détermination des CF et des *E. coli*, c'est le milieu Tetraphenyl Tetrazolium Chloride (TTC) et Tergitol 7 qui a été utilisé.

Le mode opératoire à consister à filtrer 10 ml d'échantillon de boues de vidange à travers une membrane cellulosique filtrante montée sur une pompe sous vide. Les bactéries présentes dans l'échantillon sont retenues à la surface de la membrane. Chaque membrane de filtration a été déposée dans un milieu de culture gélosé coulé dans des boîtes de Pétri. Ces dernières ont ensuite été introduites dans des incubateurs à 35°C pour les SF et 44,5°C pour les CF. Les lectures ont été faites entre 24 et 48 heures d'incubation. Les colonies formées ont été comptées et le nombre total de colonies a été déterminé par la formule suivante :

$$\text{UFC} = \frac{\text{Nombre de colonies comptées}}{\text{Volume d'échantillon filtré (mL)}} \times 100$$

Avec UFC= unité formant colonies pour 100 mL

Pour *Escherichia coli*, la méthode par étalement en surface sur milieu gélosé a été utilisée. Cette méthode a consisté à la filtration de 100 mL d'échantillon d'eau sur une membrane millipore et le dépôt de la membrane sur la gélose coulée en boîte de Pétri. Ces boîtes sont incubées à 37,8 °C ou à 44,8 °C pour le dénombrement de *E. coli*.

2) Analyse des paramètres parasitaires

L'analyse parasitaire a consisté en la détermination des œufs d'helminthes dans les boues de la station. Elle s'est faite suivant la procédure d'analyse des œufs d'helminthes décrite par Schwartzbrod et Banas (2003). L'identification des différentes espèces d'œufs d'helminthes s'est faite en utilisant la clé d'identification des parasites intestinaux de l'OMS (Anonyme 19, 2004). La concentration des œufs d'helminthes a été déterminée par la formule suivante :

$$N = \frac{y \times M}{c \times V}$$

N = nombre d'œufs par litre d'échantillon,

C = volume de la lame Mc Master (0,45 mL),

V = volume de l'échantillon mère (mL)

M = volume du produit final (mL),

y = nombre moyen d'œufs d'helminthes compté sur la lame de Mc Master (en moyenne 3 cellules).

Au laboratoire 100 mL de boues ont été prélevées dans une bouteille en polyéthylène d'1 L et diluées au 1/10^e dans un bécher de 250 mL. Après dilution, le mélange a été homogénéisé et laissé décanter 2 heures environs. Après décantation, 99 % du surnageant a été éliminé à l'aide d'une pompe à main puis 2 mL du culot a été prélevé et introduit dans un tube à essai conique de 14 mL de contenance. Par la suite 3 mL de solution détergente d'hypochlorite de sodium y-ont été ajoutées et agitées mécaniquement pendant 15 min, puis centrifugées à 2 500 tours pendant 5 min. Le surnageant éliminé, 2 mL de solution d'acétate d'éthyle à pH 4,5 ont été ajoutées dans le tube afin de permettre la sédimentation des œufs d'helminthes. Le mélange a été ensuite centrifugé à 2 500 tours pendant 5 minutes puis le surnageant a encore été éliminé. Après rejet du surnageant seul subsiste le culot de centrifugation. Celui-ci est remis en suspension dans 5 fois son volume de solution de sulfate de zinc afin de permettre la flottation des œufs d'helminthes. Enfin, une fraction de 1,5 mL a été prélevée avec une pipette Pasteur et déposée sur une lame Mc Master en vue de l'identification et du comptage des œufs au microscope photonique de marque Olympus.

3) Analyse des ETM

La méthode utilisée est celle utilisée pour l'évaluation des risques environnementaux. Les teneurs en plomb et cadmium ont été déterminée par la méthode de dithizone (Anonyme 20, 2005).

A la suite de ces analyses, les principaux micro-organismes présents dans les échantillons d'eau ont été identifiés, la dose microbienne consommée (D) a été calculée pour les différents types d'ouvrage d'assainissement suivant la formule :

$$\text{Dose microbienne (D)} = \text{Concentration d'organisme} \times \text{Volume d'eau ingéré}$$

Avec : volume d'eau consommée par personne par jour à Douala = 1,8 L (Djuissi et *al.*, 2018).

II.2.3.2.3. Évaluation de la relation dose-réponse pour les germes indicateurs de la pollution fécale

Pour étudier la dose réponse dans le cas des bactéries comme *E. coli*, on utilise le modèle beta poisson (Kouassi et *al.*, 2015) selon la formule ci-dessous (Furumoto et Mickey 1967a,b; Kouassi et *al.*, 2015) :

$$P_{inf} = 1 - (1 + (D/N50) (21/a - 1))^{-a}$$

Avec N50 (dose infectante moyenne) = 8,60107 et

a (paramètre de la fonction de distribution f(r))= 0,1778.

II.2.3.2.4. Caractérisation du risque

La caractérisation des risques sanitaires a consisté à calculer le nombre probable de personnes infectés.

Le nombre probable de personnes infectées (**N inf**) a été déterminé suivant la formule :
N inf = N exp × probabilité d'infection (Kouassi et *al.*, 2015).

II.2.4. Proposition du plan de gestion stratégique de gestion des boues de vidange

L'analyse des résultats obtenus à la suite de l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires associés à la chaîne de gestion des boues de vidange de la ville de Douala a permis de ressortir les défaillances relatives à cette chaîne de gestion. Compte tenu des faiblesses observées, un plan de gestion stratégique pour une atténuation et une minimisation des risques a été proposé.

Ce plan a été élaboré en tenant compte de la probabilité, de la gravité de chaque risque recensé, des caractéristiques et des modifications de la diversité floristique du site de dépotage du Bois des singes et de la consultation des documents élaborés sur le mode de gestion des boues de vidange dans de nombreux pays en voie de développement (Klingel et *al.*, 2002 ; Berteigne, 2012 ; Anonyme 4, 2017a).

En plus, il a été question de sélectionner sur la base de l'inventaire floristique réalisé au Bois des singes et de la littérature, des plantes épuratrices à proposer dans les systèmes de traitement des boues de vidange applicable au Bois des singes.

Sur la base des charges hydrauliques à appliquer, un plan de dimensionnement a été proposé pour la construction d'une station de traitement des boues de vidange à l'aide de ces plantes. En effet, la ville de Douala produit en moyenne 413 m³ de boues de vidange par jour. Afin de traiter la totalité des boues de vidange produite dans la ville, la charge totale, la surface utile, et le nombre de lits nécessaire pour le traitement des boues de vidange ont été calculés.

La charge de boues de vidange (kg/ MS/an) à traiter annuelle est calculée par la formule :

$$C = V \times MS \times NJ \text{ (Duncan Mara, 1997)}$$

où C: charge totale des boues à traiter;

V: volume des boues produites dans la ville par jour;

MS: matière sèche des boues de vidange;

NJ: nombre de jours.

La surface utile (m²) des lits pour l'application des charges de boues de vidange à traiter annuellement est calculée par la formule :

$$S = \frac{C}{\text{Charge fixée}} \quad (\text{Duncan Mara, 1997}) \quad \text{où } C: \text{ charge totale des boues à traiter.}$$

Le nombre de lits de séchage (nL) de 400 m² est obtenu par la formule :

$$nL = \frac{C}{V}$$

où C: charge totale des boues à traiter;

V: volume des boues produites dans la ville par jour.

Le nombre de plante à utiliser (np) :

$$np = np/m^2 \times St \quad (\text{Duncan Mara, 1997})$$

où np/m²: nombre de plante pour un m²

St: Surface totale des lits filtrants;

II.2.5. Analyse des données

Les données collectées à l'issue des enquêtes socio-économiques ont été dépouillées et analysées grâce aux logiciels Cspiro version 4.1 et IBM SPSS version 25.0. Les résultats présentés sous forme de courbes et d'histogrammes ont été réalisés à l'aide du programme Excel du logiciel Microsoft 2016.

Les données recueillies à l'issue des analyses physicochimiques, bactériologiques et parasitaires ont été soumises à une analyse de variance (ANOVA) à l'aide du logiciel IBM SPSS 25.0. La comparaison des moyennes est faite grâce au test de Duncan au seuil de probabilité de 5 %. Les données n'obéissant pas à la loi de distribution normale et/ou à variances inégales ont été traitées par le test de Kruskal-Wallis (test sur les rangs basé sur le χ^2). La structuration de leurs moyennes a été faite par le test U de Mann-Whitney au seuil de probabilité de 5 %.

Ces données ont été également traitées par une analyse en composantes principales (ACP) à l'aide du logiciel R. L'ACP et les matrices de corrélation ont servi à explorer les liaisons entre les variables, déceler et préciser les principales caractéristiques des groupes de points de prélèvement d'eau (en fonction du niveau de pollution). L'arbre de classification hiérarchique a permis de créer automatiquement les groupes selon l'importance des variables considérées. Ces groupes comprennent les points de prélèvement d'eau qui présentent presque les mêmes compositions à partir du critère d'homogénéité des éléments d'une classe (Volle,1981).

CHAPITRE III. RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. Résultats

III.1.1. Diagnostic de la chaîne de gestion des boues de vidange

III.1.1.1. Diagnostic au niveau du maillon amont (ménages)

III.1.1.1.1. Caractéristiques sociodémographiques des ménages enquêtés

Les caractéristiques sociodémographiques des ménages étudiés montrent que 59,31 % des chefs de ménages enquêtés sont de sexe masculin et 40,69 % de sexe féminin. Le niveau d'instruction dominant est celui du secondaire (48,43 %). Il est à noter cependant que près de 19,11 % des personnes ont un niveau primaire et environ 3,79% sont non scolarisés (Tableau XIII)

Tableau XIII. Caractéristiques sociodémographiques des ménages enquêtés dans la ville de Douala.

Paramètres	Variables	Fréquences	Pourcentages
Genre du chef de ménage	Masculin	376	59,31
	Féminin	258	40,69
Niveau d'instruction du chef de ménage	Analphabète	23	3,79
	Primaire	116	19,11
	Secondaire	294	48,43
	Supérieur	173	28,50
	Autres	1	0,17
Nombre de personnes vivant dans le ménage	Inférieur à 2	58	9,36
	Compris entre (2 et 4)	202	32,58
	Compris entre (4 et 6)	235	37,90
	Supérieur à 6	125	20,16
Statut d'occupation du ménage	Propriétaire	326	51,34
	Locataire	259	40,79
	Maison familiale	46	7,24
	Autres	4	0,63
Typologie de l'habitat	Haut standing	111	17,59
	Moyen Standing	275	43,58
	Bas standing	245	38,83
Matériaux de construction des ménages	Durs ou semi-durs avec barrière	270	43,34
	Durs ou semi-durs sans barrière	256	41,09
	Planches	94	15,09
	Prise ou terre	2	0,32
	Autres	1	0,16

S'agissant du nombre des personnes vivant dans les ménages, ceux des ménages ayant un nombre compris entre 4 et 6 personnes sont majoritairement représentés et constituent

environ 37,90 % de l'ensemble des ménages interrogés, les ménages ayant un nombre compris entre 2 et 4 personnes représentent 32,58 %, ceux ayant un nombre supérieur à 6 personnes représentent 20,16 % et ceux inférieurs à 2 personnes représentent moins de 9,36 %. La grande majorité des ménages 43,58 % sont construits de moyens standing contre 17,59 % qui sont de hauts standing et 38,83 % de bas standing. (84,43 %) des ménages sont en durs et semi-durs contre 15,09 % de ménages qui sont en planches et 0,32 % en briques en terre battue (Tableau XIV).

III.1.1.1.2. Typologie des dispositifs d'assainissement autonome et matériaux de construction de la dalle

- **Typologie des dispositifs d'assainissement autonome**

D'après les résultats des enquêtes ménages, différents types de dispositifs d'assainissement autonomes ont été observés dans les principaux arrondissements de la zone d'étude (Fig. 18). Ces ouvrages sont : les latrines traditionnelles qui représentent 52,80 % (6,3 % à Douala 1^{er}, 6,5 % à Douala 2^{em}, 18,6 % à Douala 3^{em}, 7,6 % à Douala 4^{em} et 13,7 % à Douala 5^{em}) ; les toilettes modernes avec fosses septiques 33,96 % (5,5 % à Douala 1^{er}, 5,4 % à Douala 2^{em} et à Douala 4^{em}, 10,4 % à Douala 3^{em}, et 7,3 % à Douala 5^{em}), les latrines VIP représentent 0,02 % et se retrouvent uniquement à Douala 5^{em}. Il a été également observé que certains ménages à bas standing ne disposaient pas de technologies d'assainissement adéquates sur place et pratiquaient la défécation à l'air libre dans le milieu naturel (latrines à canon 1,8 %). Ces pratiques à risque observées dans les ménages à habitations spontanées constituent un risque sanitaire et environnemental car elles exposent les ressources en eaux de surface et souterraines à une contamination fécale (Fig. 18a).

- **Matériaux de construction de la dalle des dispositifs d'assainissement autonome**

Différents matériaux de construction ont été utilisés par les ménages pour construire la dalle de leurs latrines (Fig. 18b). Il existe un lien significatif ($\chi^2 = 51,65$ et $p < 0,05$) entre les matériaux de construction et le type de dispositif d'assainissement. En effet, différents types de matériaux de construction sont représentés pour l'ensemble des dispositifs d'assainissement autonome. Le béton représentait près de 90,60 % avec 45,30 % pour les latrines traditionnelles à fond perdu ; 33,72 % pour les toilettes modernes à fosse septique ; 9,90 % pour les latrines à chasse manuelle ; 0,17 % pour les latrines VIP et 1,51 % pour les latrines à canon. Les autres types de matériaux de construction (Planches et pierre) représentaient environ 7,05 % et 2,35 % respectivement dans l'ensemble des ménages.

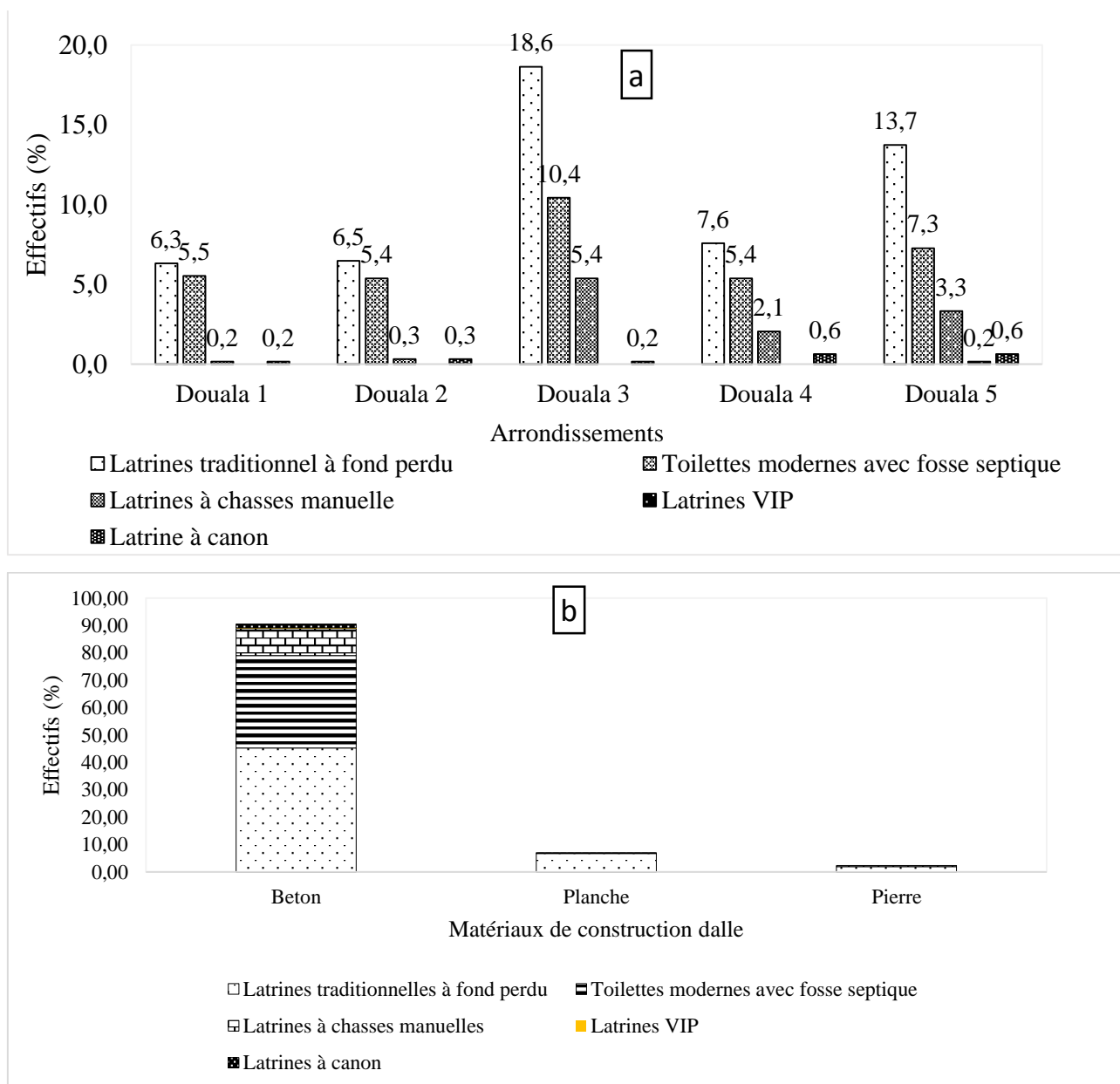


Fig. 18. Typologie des dispositifs d'assainissement autonomes dans les ménages enquêtés de la ville de Douala (a, (n = 633)) et matériaux de construction de leurs dalles (b, (n=613)).

III.1.1.1.3. Nombre de personnes utilisant les latrines dans les ménages enquêtés

Le nombre de personnes utilisant les latrines varie en fonction de la taille des ménages (Fig. 19). Les latrines utilisées par 2 à 4 personnes sont les plus représentées dans la zone d'étude avec un pourcentage de 33,44 %, suivie des latrines utilisées par plus de 6 personnes (32,95 %) et par celles utilisées par 5 à 6 personnes (31,62 %) et enfin par celles utilisées par 1 personne (1,99 %).

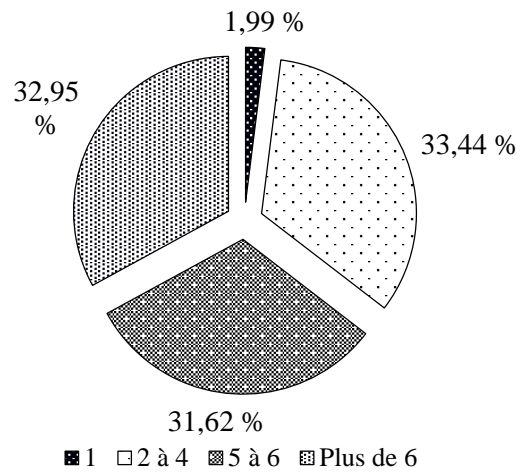


Fig. 19. Pourcentage de personnes utilisant les latrines dans les ménages de la zone d'étude (n=639).

III.1.1.1.4. Etat de finition des latrines

Le test khi-carré de Pearson a été réalisé afin de déterminer s'il existe un lien entre l'état de finition des latrines et le type de dispositifs d'assainissement autonome (DAA). Les résultats obtenus ($\chi^2 = 128,52$: $p < 0,05$) révèlent qu'il existe un lien significatif entre l'état de finition et le type de DAA. En effet, les DAA les mieux aménagés qui représentent 37,6 % étaient représentés pour la majorité de types de dispositifs d'assainissement. Les toilettes modernes avec fosses septiques sont les dispositifs d'assainissement autonome les mieux aménagés (21,5 %), suivis des latrines traditionnelles à fond perdu (12,69 %) ensuite des latrines à chasse manuelle (1,5 %). Les latrines à canon sont les dispositifs d'assainissement autonome les moins bien aménagés avec des proportions de 0,49 % (Fig. 20).

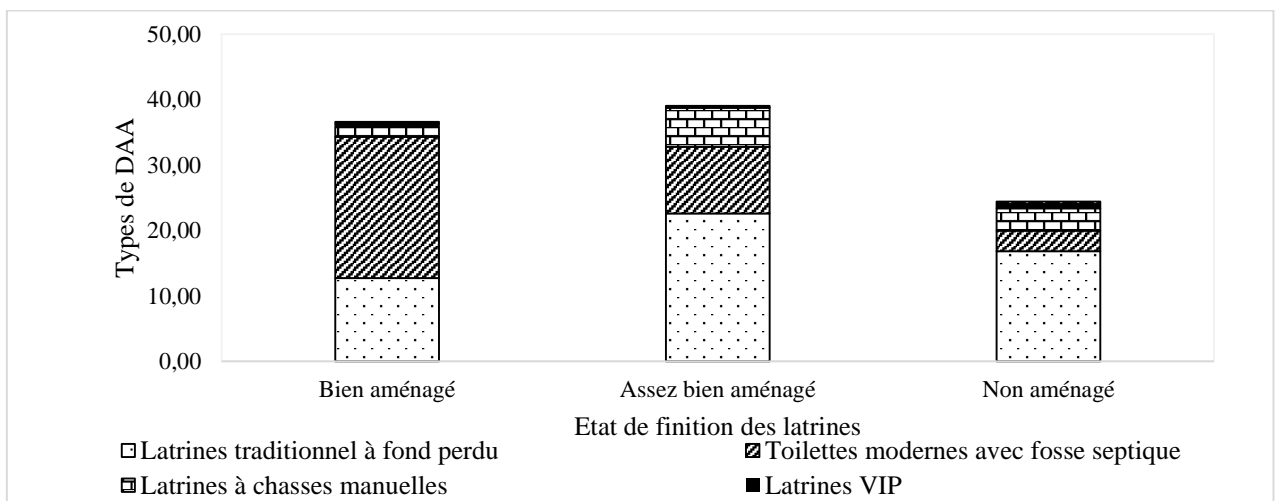


Fig. 20. Etat de finition des latrines en fonction du type de dispositif d'assainissement autonome dans les ménages de la zone d'étude (n=635).

III.1.1.1.5. Relation entre le mode et la fréquence de nettoyage des latrines

Les résultats de l'enquête auprès des ménages révèle que plus de la moitié des latrines (55 %) sont nettoyées avec de l'eau uniquement, contre 26 % qui sont nettoyées avec de l'eau et du détergent et 19 % uniquement avec de l'eau du détergent, et des désinfectants. Parmi les latrines qui sont nettoyées avec de l'eau, le détergent et les désinfectants, 4,5 % sont nettoyés quotidiennement, 3,9 % sont nettoyés 2 à 3 fois la semaine, 4,2 % sont nettoyés 1 fois la semaine, et 6,6 % sont nettoyés 1 à 2 fois le mois (Fig. 21). Le test khi 2 carré de Pearson ($\chi^2 = 42,58$; $p = 1,52$) révèle qu'il n'existe pas de lien entre la fréquence et le mode de nettoyage des latrines. En effet, les fréquences de nettoyage de tous les jours et de 2 à 3 fois par semaine sont les moins représentés indépendamment du mode de nettoyage employé.

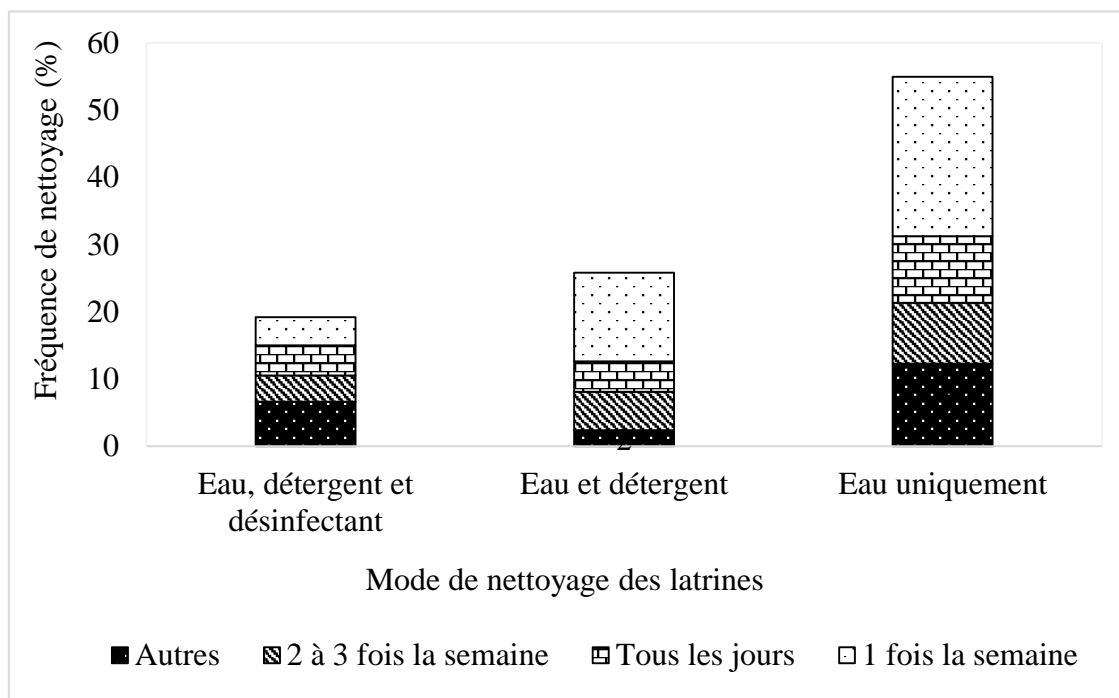


Fig. 21. Relation entre le mode et la fréquence de nettoyage des latrines dans les ménages de la zone d'étude (n=639).

III.1.1.1.6. Solution en cas de remplissage des fosses des dispositifs d'assainissement

Sur l'ensemble des ménages de la zone d'étude, 87,1 % prétendent vidanger leur fosse en cas de remplissage, et près de 13 % ne pensent pas le faire (Fig. 22). Parmi ces 13 % restant, 5,47 % pensent réaliser une nouvelle fosse ; et 1,49 % pensent y ajouter du carbure. Pour les ménages qui envisagent la vidange, (95,1 %) déclarent privilégier la vidange mécanique contre 4,1 % qui préfèrent la vidange manuelle.

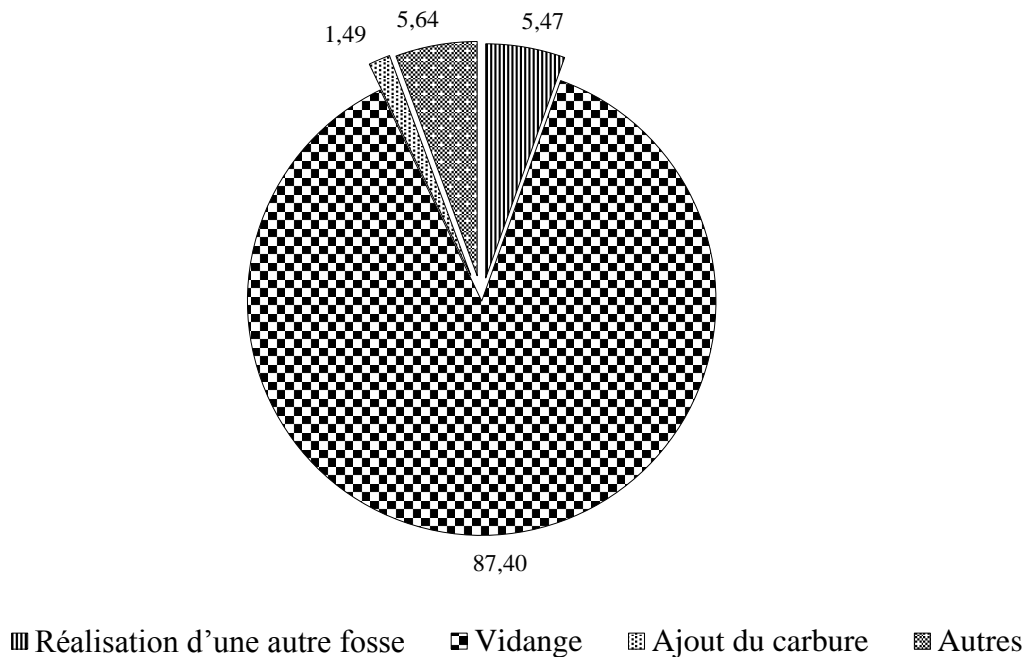


Fig. 22. Solution adoptée par les ménages en cas de remplissage des latrines dans la ville de Douala (n=637).

III.1.1.1.7. Fréquence de vidange des dispositifs d'assainissement

La fréquence de vidange pour l'ensemble des ménages investigués varie de moins d'1 an à plus de 4 ans (Fig. 23). Les résultats obtenus ($\chi^2 = 23,61$ et $p > 0,05$) indiquent que la fréquence de vidange n'a pas d'influence sur le type de dispositif d'assainissement des ménages de la zone d'étude. En effet, les fréquences de plus de 4 ans sont les plus représentées (41,92 %), et fréquences de moins d'un an sont les moins représentées (19,87 %). Les latrines traditionnelles à fond perdu sont les dispositifs les plus vidangés quelques soit la fréquence de vidange. Les valeurs moyennes sont de 10,17 % ; 9,28 % ; 12,27 % et 21,55 % pour les fréquences de moins d'1 an ; de 1 à 2 ans ; de 2 à 4 ans et de plus de 4 ans respectivement. Les toilettes modernes et les latrines à chasse manuelles sont vidangées avec des proportions de 7,45 % et 2,09 % pour les fréquences de moins d'un an, de 7,78 % et 1,19 % pour les fréquences comprises entre 1 et 2 ans, de 4,70 % et 1,49 % pour les fréquences de 2 à 4 ans et de 15,56 % et 4,19 % pour les fréquences de plus de 4 ans.

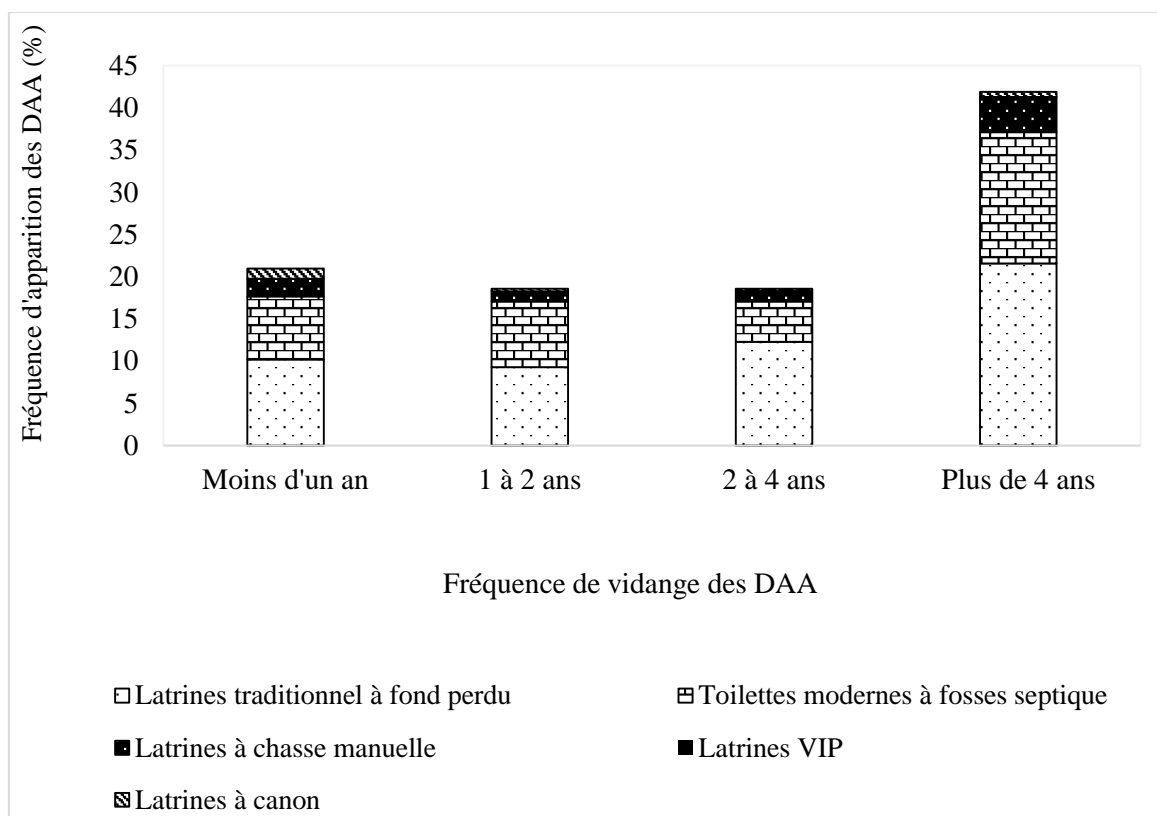


Fig. 23. Variation de la fréquence de vidange en fonction des dispositifs d’assainissement autonome dans les ménages de la zone d’étude (n=334).

III.1.1.1.8. Source d’approvisionnement en eau et distances entre les eaux souterraines et les dispositifs d’assainissement autonomes dans les ménages

- **Source d’approvisionnement en eau dans les ménages**

L’approvisionnement en eaux souterraines (puits, sources et forages) sont majoritairement utilisées pour les besoins en eau de consommation. Sur l’ensemble des ménages, environ 21,25 % (2,9 % à Douala 1^{er} ; 3,5 % à Douala 2^{em} ; 5,4 % à Douala 3^{em} et 5^{em} et enfin 4 % à Douala 4^{em}) s’approvisionnent en eau grâce aux puits situés généralement dans leur concession (Fig. 24a) ; 6,39 % (1,6 % à Douala 1^{er} ; 0,2 % à Douala 2^{em} ; 1 % à Douala 3^{em} ; 0,3 à Douala 4^{em} et enfin 1,1 % à Douala 5^{em}) s’alimentent des eaux de sources et 23,48 % (1,6 % à Douala 1^{er} ; 0,2 % à Douala 2^{em} ; 1 % à Douala 3^{em} ; 0,3 à Douala 4^{em} et enfin 1,1 % à Douala 5^{em}) s’abreuvent grâce à l’eau de forage. Les autres ménages ont recours au branchement Camerounaise des Eaux (CDE) à domicile 23,64 % ou des bornes fontaines situées à proximité de leur habitation 2,9 % pour l’ensemble des cinq arrondissements.

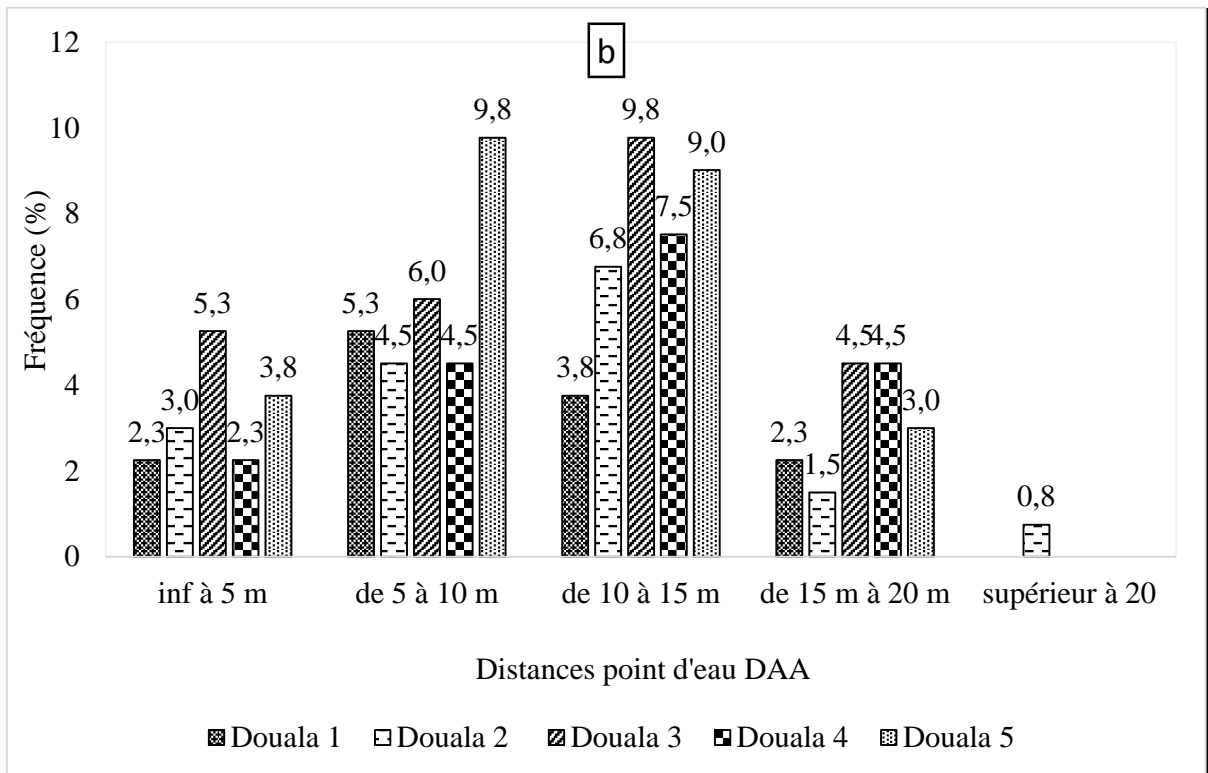
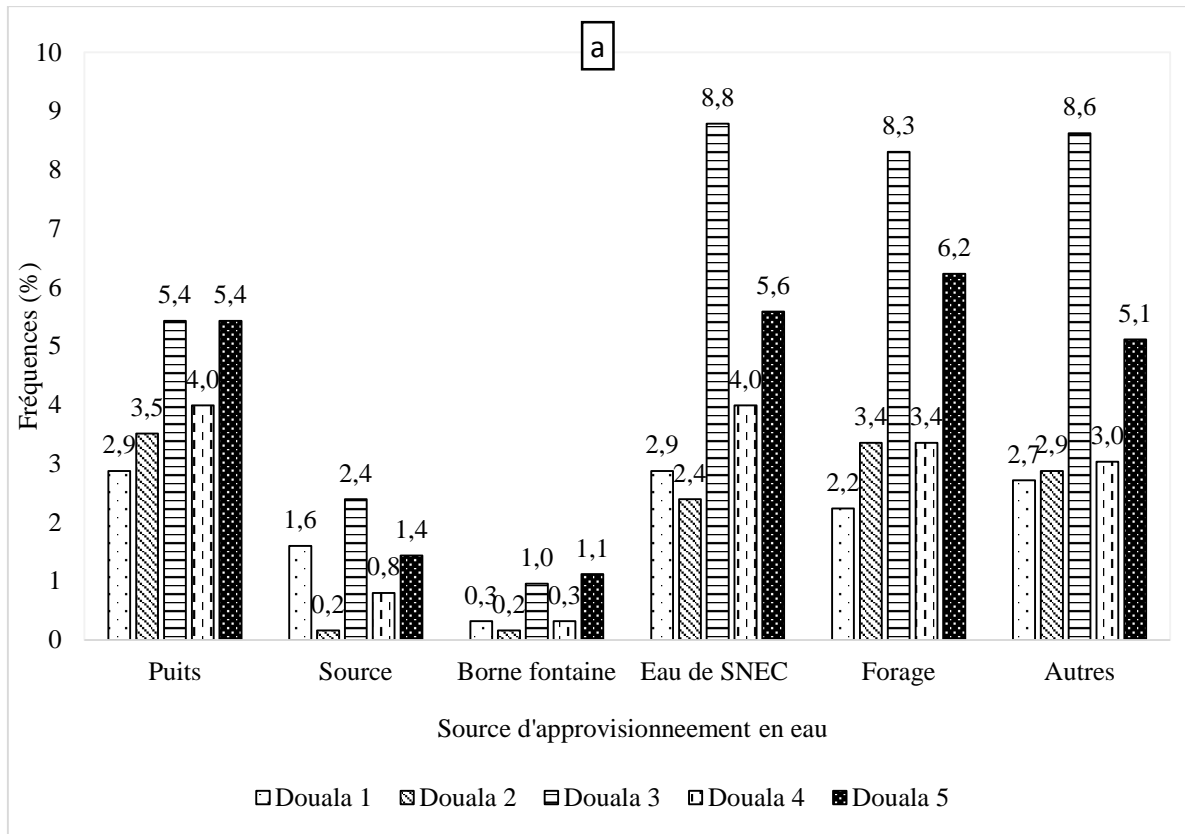


Fig. 24. Distribution des types d'ouvrages d'approvisionnement en eau dans les ménages de la zone d'étude (a, (n=626)) et distance entre les points d'eau souterraines et les dispositifs d'assainissement autonome dans la zone d'étude (b, (n =571)).

- **Distances entre les eaux souterraines et les dispositifs d'assainissement autonome**

La distance séparant les points d'eau des dispositifs d'assainissement est variable dans l'ensemble des arrondissements de la ville de Douala (Fig. 24b). Pour l'ensemble de ces arrondissements, les distances variant de 10 à 15 m sont les plus représentées avec les fréquences respectives de 3,8 % pour les latrines de Douala 1 ; 6,8 % pour les latrines de Douala 2 ; 9,8 % pour les latrines de Douala 3 ; 7,5 % pour les latrines de Douala 4 et de 9 % pour les latrines de Douala 5. Les distances supérieures à 15 m sont les moins représentées avec les fréquences de 2,3 % pour les latrines de Douala 1 ; 1,5 % pour les latrines de Douala 2 et de 3 % pour les latrines de Douala 5 (Fig. 24b).

III.1.1.2. Diagnostic au niveau du maillon intermédiaire (vidangeurs)

III.1.1.2.1. Nombre d'entreprises de vidange recensées dans la ville de Douala

Un total de 36 entreprises de vidange a été recensé dans la ville de Douala (Tableau XV). Le parc à camion de vidange des ouvrages d'assainissement autonome est constitué de 41 camions qui assurent la vidange et le dépotage des boues au site de dépotage des Bois des singes. Ces camions appartiennent à des particuliers qui opèrent dans l'informel (opérateurs privés non-inscrits au registre de commerce). Sur le terrain, 14 entreprises de vidange ont des camions avec dénomination définie (19 camions) alors que 22 entreprises ont des camions à usage unipersonnel et non labélisés (Tableau XIV). En général, la plupart des entreprises ont au plus un camion pour l'activité.

Tableau XIV. Entreprises de vidanges recensées dans la zone d'étude.

Nom de l'entreprise de vidange	Nombre de camions	Pourcentage (%)
Mark house service	3	7,31
Plomcam	3	7,31
Hygiène publique	2	4,87
Sanipurie	1	2,43
Boulangerie Saker	1	2,43
Hydrochimique (HCC)	1	2,43
Béryo international	1	2,43
ETMS	1	2,43
Satech	1	2,43
Bocam	1	2,43
AS Nal	1	2,43
Sanicam	1	2,43
Séca (Hysacam)	1	2,43
Afrique service	1	2,43
Unipersonnel	22	53,65
Total	41	100

Toutefois, quelques entreprises de vidange rencontrées (3 entreprises) détiennent au plus deux et trois camions, l'essentiel de ces véhicules sont des camions de seconde main achetés en Europe, parfois dans un état vétuste, ce qui pourrait constituer une source importante de pollution environnementale lors du transport des boues.

III.1.1.2.2. Nombre de vidangeurs par camion de vidange et matériel utilisé

Le nombre de personnes par camion se compose en général de deux à quatre agents notamment d'un chauffeur et de deux à trois manœuvres (Fig. 25). Du point de vue équipements, chaque camion possède des citernes avec spiros (de 6 à 12 m³), des tuyaux flexibles de 100 mm de diamètre d'une longueur de 40 à 100 m ou plus permettant d'atteindre les concessions les plus reculées de la voie d'accès, des seaux de 10 à 20 L pour transporter l'eau qui servira au lavage des mains après activité, et quelque fois de pelles et des râpeaux.



Fig. 25. Matériel utilisé lors du dépotage des boues au Bois des singes à Douala. a : Camion et seau en plastique utilisé, b : Curage d'un camion au moyen d'une pelle.

III.1.1.2.3. Origine des boues vidangées par arrondissement

Les boues dépotées au Bois des singes proviennent de tous les arrondissements de la ville de Douala. Notamment Douala 1^{er} (42 %), suivi de Douala 3^{em} (20 %), de Douala 2^{em} (13 %), de Douala 4^{em} (12 %) et de l'arrondissement de Douala 5^{em} (11 %) (Fig. 26).

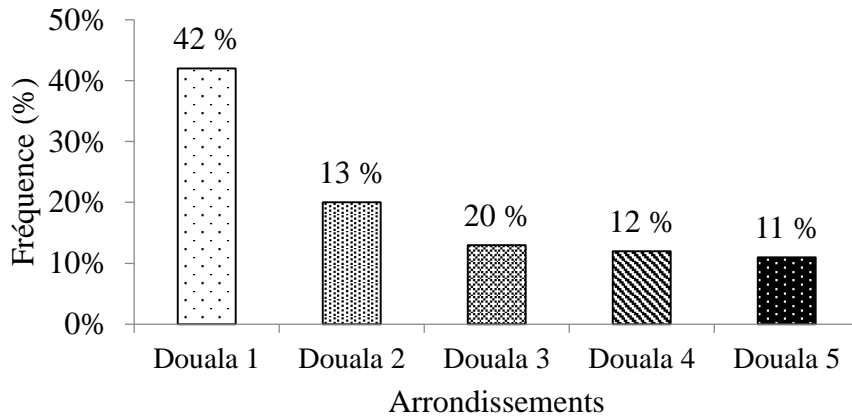


Fig. 26. Origine des boues vidangées par arrondissement dans la ville de Douala.

III.1.1.2.4. Coûts de la vidange mécanique

Le coût d'une vidange dans la ville de Douala varie entre 20 000 et 85 000 FCFA (Fig. 27). Le montant fixé, dépend de nombreux facteurs notamment du volume de la fosse à vidanger, l'accessibilité à la fosse, la distance de la fosse par rapport à la route, la distance par rapport au site de dépotage. Près de 26 % des vidangeurs estiment percevoir entre 20 000 et 25 000 Fcfa pour une vidange, 21 % entre 25 000 et 30 000 Fcfa, et 24 % qui perçoivent entre 30 000 et 40 000 Fcfa (Fig. 27). Le coût de vidange élevé n'est pas toujours à la portée de tous et contraint certains ménages à pratiquer la vidange manuelle.

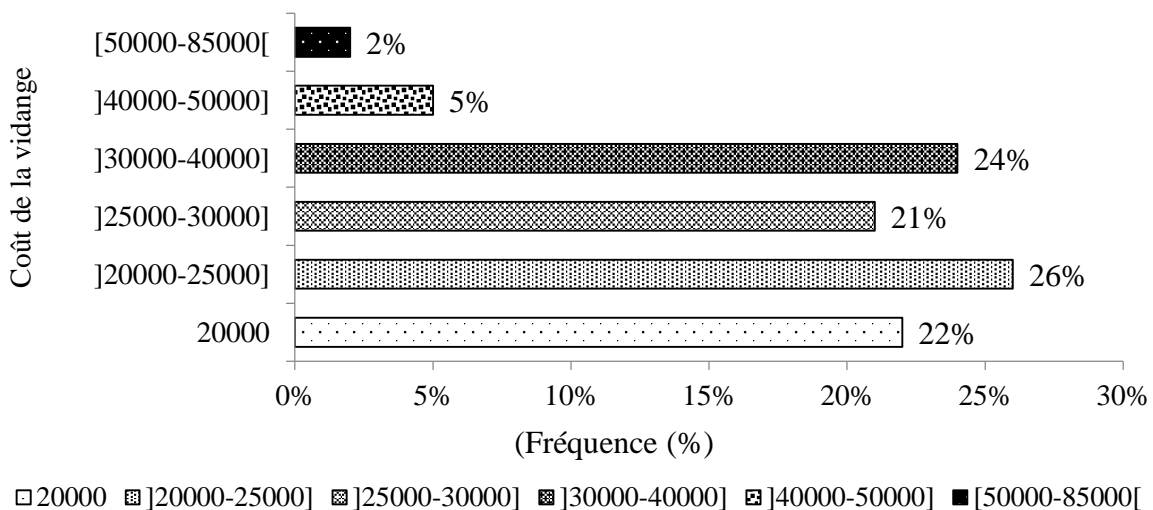


Fig. 27. Variation du coût de la vidange mécanique dans la ville de Douala (n=37).

III.1.1.2.5. Port des équipements de protection pendant l'activité de vidange

La majorité (51 %) des vidangeurs et des employés du site de dépotage du Bois des singes n'ont pas recours à l'usage des équipements de protection individuel pour minimiser les nuisances lors de la manipulation des boues de vidange. 49 % Cependant utilisent des

équipements de protection. S'agissant des EPI utilisées, près de 10,3 % de ces opérateurs utilisent uniquement les combinaisons, 5,1 % utilisent soit les gants, les bottes, les combinaisons et caches nez. 7,7 % des vidangeurs utilisent les chasubles, 10,3 % les combinaisons et bottes. La proportion des vidangeurs qui utilisent tous les équipements nécessaires pour réduire les risques d'exposition aux boues de vidange (Combinaison, bottes, caches nez, gants) est de 2,6 % uniquement (Fig. 28).

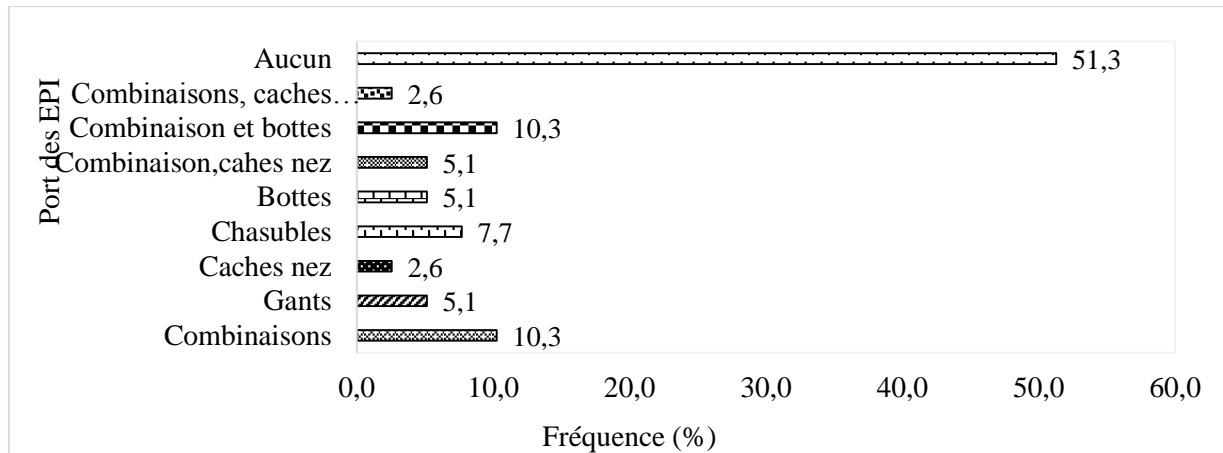


Fig. 28. Port des équipements de protection pendant l'activité de vidange par les vidangeurs de la ville de Douala (n=39).

III.1.1.3. Diagnostic au niveau du maillon aval (site de dépotage)

III.1.1.3.1. Description du site de dépotage des boues de vidange

La voie d'accès au site de dépotage du Bois des singes partant de l'ancienne base aérienne Bonapriso n'est bitumée que jusqu'au niveau du cimetière (Fig. 29a). La suite du tronçon qui correspond à environ 500 mètres est cependant non bitumée. Cette voie est mal entretenue et regorgent par endroits des flaques d'eaux et est très boueuse en saison des pluies causant des pannes sur les camions de vidange. La déposante des boues de vidange est constituée d'une plateforme de dépotage ayant un espace de rotation (Fig. 29b) pouvant accueillir 03 à 04 camions dépotant au même moment et un lit filtrant fragmenté en deux cuves d'environ 20 m² chacune (Fig. 29c).

Le site de dépotage est géré par la Communauté Urbaine de Douala qui emploie 02 agents pour l'entretien du site. Actuellement, la déposante fonctionne comme un simple réceptacle.

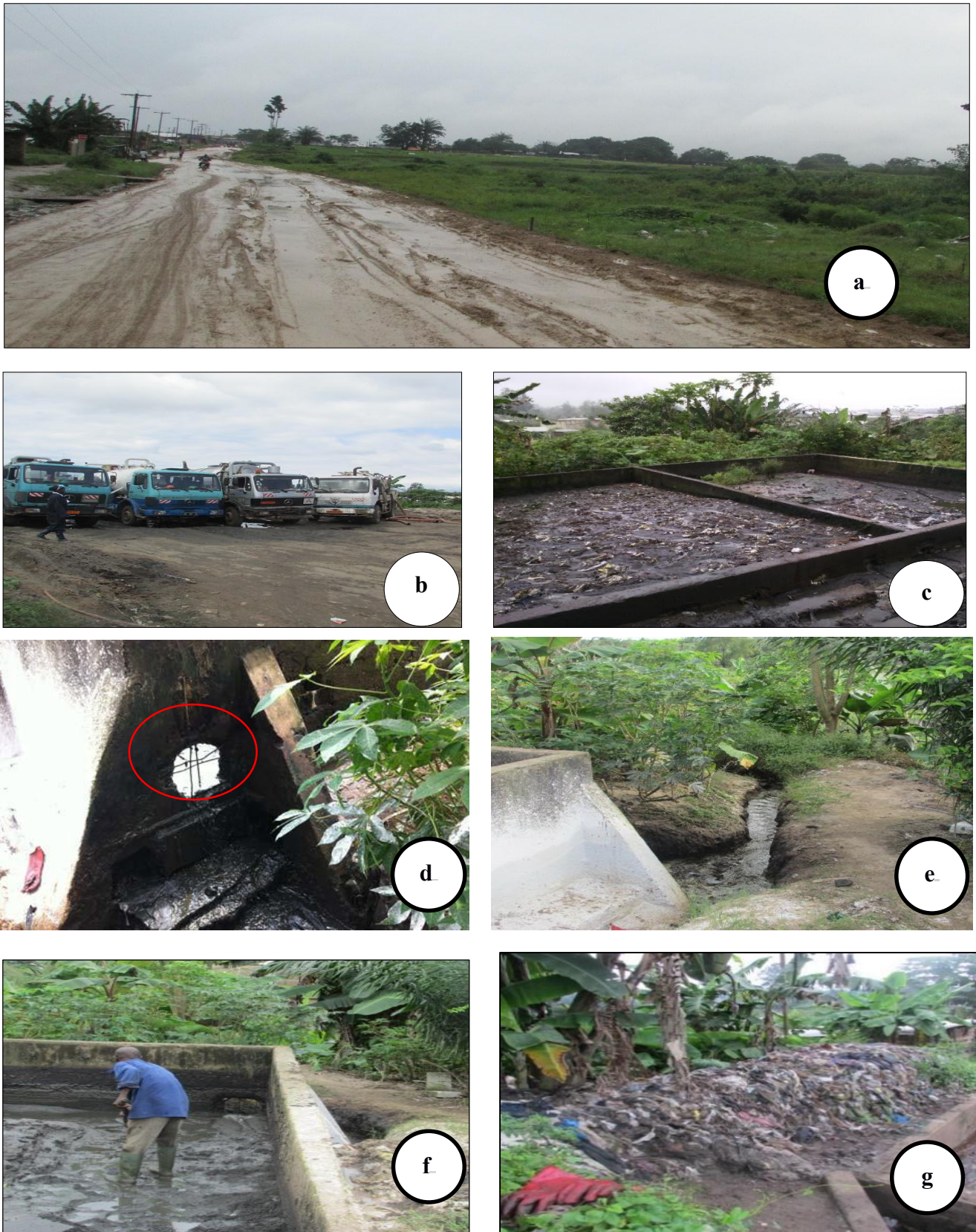


Fig. 29. Etat de la route d'accès au site de dépotage. a) voie d'accès, b) plateforme de dépotage, c) lits filtrants, d) orifice percé du lit filtrant, e) rigole en aval du lit de séchage, f) employé de la CUD qui nettoie les lits de séchage, g) résidu solide.

Une fois les boues déversées dans les bacs, la phase liquide s'échappe par un orifice percé sur les parois (Fig. 29d) et ruisselle à travers une petite rigole (Fig. 29e) vers le marécage situé en aval du site. Lorsque ces cuves sont pleines, le curage est assuré manuellement par des employés de la CUD (Fig. 29f) et les résidus solides sont déposés en tas près des bacs (Fig. 29g). Force est de constater que ces employés en dehors des bottes ne disposent d'aucun autre type d'équipement de protection individuelle. Les règles d'hygiène de base ne sont pas respectées par ces agents d'entretien car le plus souvent ils trempent les mains dans les boues pour extraire les matières non fécales (textiles sanitaires, préservatifs, plastiques, etc.) susceptibles d'obstruer l'orifice d'évacuation. Les observations faites sur le terrain ont montré que les agents d'entretien sont tous des vieillards et par conséquent n'ont plus assez de force pour bien faire leur travail. Ce constat s'illustre par le niveau de boues dans les bacs et la présence de plantes qui s'y développent.

III.1.1.3.2. Typologie des déchets présents sur le site

Les types de déchets générés par le déversement des boues sur le site sont principalement de 03 catégories (Fig. 30). Une prédominance des eaux usées issues des boues a été observée (41,9 %). Les particules solides (textiles sanitaires, déchets plastiques, les préservatifs, ...) diverses récupérées dans les boues après dépotage et les bio solides issus des boues de vidange représente des proportions de l'ordre de 32,5 % et 25,6 % respectivement.

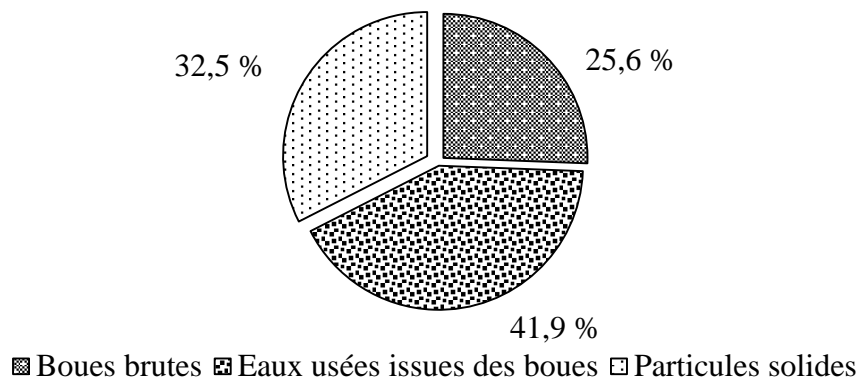


Fig. 30. Typologie des déchets présents au site de dépotage du Bois des singes (n=39).

III.1.1.3.3. Quantification des boues de vidange dépoté au Bois des singes

III.1.1.3.3.1. Capacité des camions et leur fréquence d'apparition au site de dépotage pendant la période d'étude

La capacité en volume des camions qui dépotent au Bois des singes pendant la période d'étude variait entre 5 et 12 m³. Les camions de 10 m³ sont les plus représentés (34,4 %), suivis

de ceux de 8 m³ (26,82 %), 9 m³ (9,7 %), 12 m³ (9,7 %), 6 m³ (7,31 %), 7 m³ (7,31 %) et enfin 5 m³ (4,8 %) (Fig. 31a).

Les camions les plus fréquents (37,13 %) sont ceux avec une capacité de volume de 10 m³ avec 127 apparitions par semaine (Fig. 31b). Ces camions sont suivis de ceux de capacité de 8 et 7 m³ avec respectivement 93 et 45 apparitions. Seules 13 et 10 apparitions hebdomadaires ont été notées pour des camions de capacité de 6 et 5 m³ respectivement.

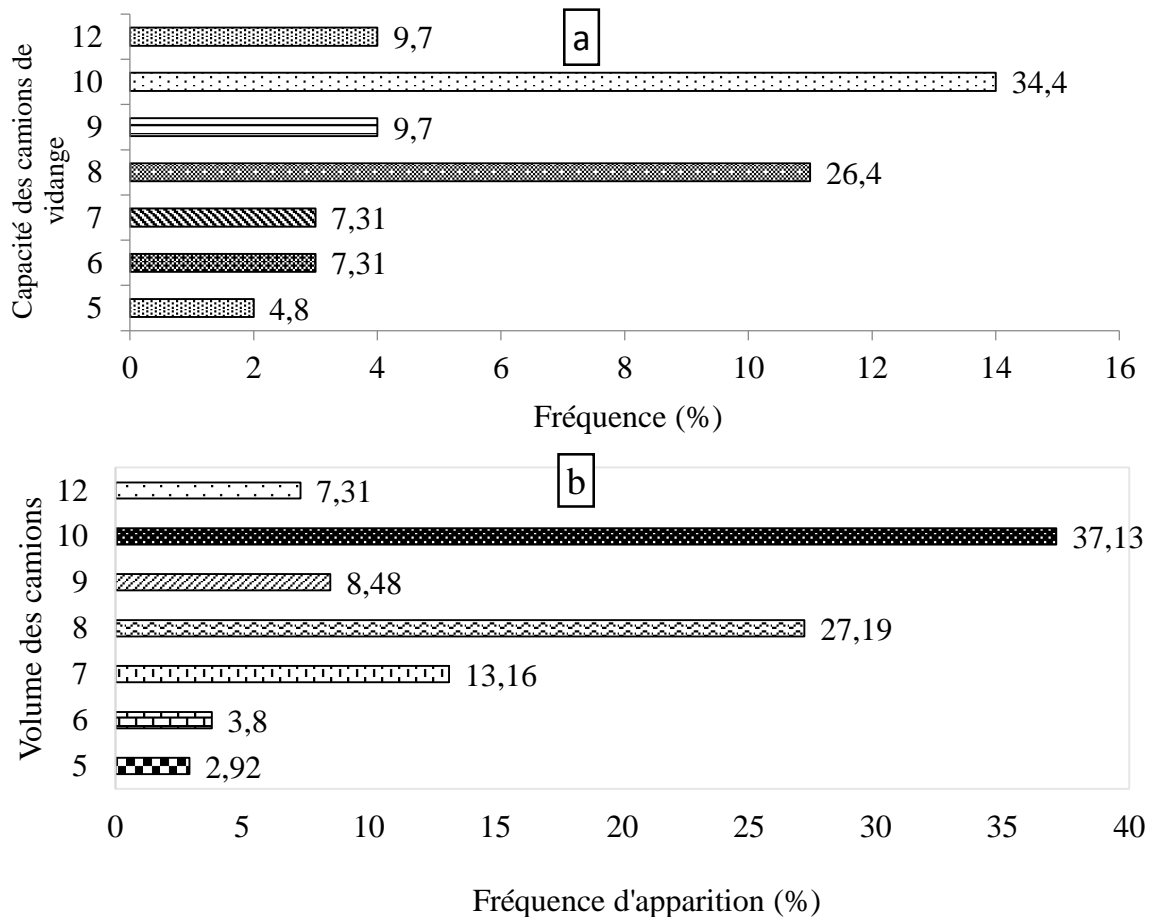


Fig. 31. Capacité en volume des camions de vidange dans la zone d'étude (a, (n=41)) et leur fréquence d'apparition pendant la période d'étude (b, (n=41)).

III.1.1.3.3.2. Volume total des boues de vidange rejeté au Bois des singes

Un total de 347 dépotages a été compté au Bois des singes pendant la période d'étude, ce qui correspond à un volume total de 2 890 m³. Une fois intégré dans la formule de quantification. Ce volume correspond à un volume quotidien de 413 m³ et à un processus de vidange moyen par jour de 50 (Tableau XV). Cela correspond également à une moyenne mensuelle d'environ 12 390 m³ et à une moyenne annuelle de 148 680 m³ pouvant être arrondie à 149 000 m³.

Tableau XV. Rotation hebdomadaire des camions sur le site de dépotage du Bois des singes.

Variabes	Volumes des boues dépotés (m ³)	Nombre de dépotage
Somme	2 890	347
Maximum	573	72
Minimum	121	18
Médiane	411	49
Moyenne hebdomadaire	412,8571429	49,57142857
Moyenne mensuelle	12 390	1 504
Moyenne annuelle	148 680	18 094

III.1.1.3.4. Sensation des vidangeurs et des agents d'entretien du site après le travail au site de dépotage

Les résultats des enquêtes réalisées auprès des vidangeurs et des employés de la décharge du Bois des singes révèlent que la manipulation régulière des boues de vidange par ces agents affecte leurs conditions physiques. Certains se sentent fatigués (15,38 %), présentent des signes de vertiges (2,56 %), d'autres des nausées (20,51 %) et des céphalées (12,82 %). Cependant, Il a été observé que certains employés du secteur de la vidange présentaient à la fois plusieurs de ces malaises notamment les nausées et les céphalées (5,13 %), la fatigue et les nausées (17,95 %), la fatigue et les céphalées (16,20 %), la fatigue, les nausées et les céphalées (5,13 %) (Fig. 32).

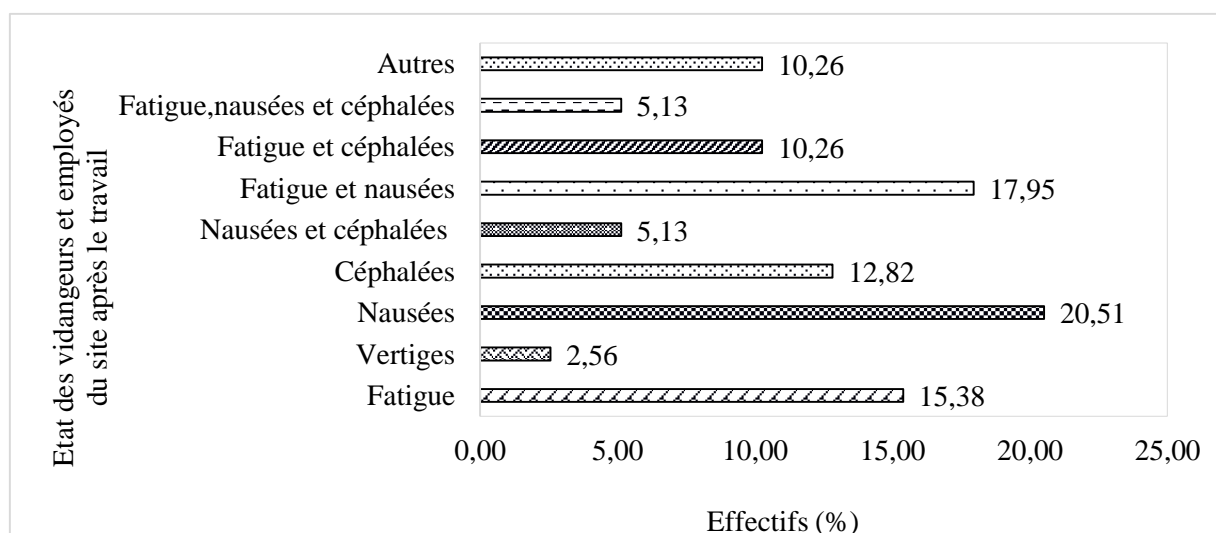


Fig. 32. Sensation des vidangeurs après la vidange (n=39). Autres : soif, famine.

III.1.1.3.5. Diversité floristique au niveau du site de dépotage du Bois des singes

III.1.1.3.5.1. Richesse spécifique et indices de diversité

Dans le cadre de cette étude, l'inventaire floristique a permis d'identifier 24 espèces. Ces espèces appartiennent à 20 genres répartis dans 16 familles.

Le tableau montre que la richesse spécifique et l'indice de diversité de Shannon sont variables. L'indice de diversité de Shannon est de [0,95- 2,31] , ceci témoigne la faible diversité floristique dans la zone d'étude. Les indices de Piélu et de Simpson proches de 1 montrent que la flore qui semble équitablement répartie, est marquée par l'abondance de quelques espèces du point de vue du nombre d'individus (Tableau XVI).

Tableau XVI. Indices de diversité floristique au Bois des singes.

Quadrats	Indices de diversité				
	Abondance	Richesse spécifique	Shannon	Equitabilité de Piélu	Simpson
Quadrat 1	17,00	12,00	2,31	0,88	0,93
Quadrat 2	16,00	11,00	2,22	0,87	0,93
Quadrat 3	15,00	8,00	1,77	0,77	0,85
Quadrat 4	7,00	5,00	1,48	0,73	0,92
Quadrat 5	6,00	3,00	1,01	0,61	0,92
Quadrat 6	5,00	3,00	0,95	0,56	0,86

III.1.1.3.5.2. Abondance floristique dans la zone d'étude

III.1.1.3.5.2.1. Abondance des espèces

Parmi les 24 espèces identifiées, les 8 espèces végétales les plus représentatives en termes d'abondance et qui représentent 65,14 % sont par ordre décroissant : *Talinum triangulare* (21,21 %), *Corchorus olitorius* (9,09 %), *Pennisetum purpureum*. (9,09 %), *Axonopus compressus* (6,06 %), *Commelina benghalensis* (6,06 %), *Xanthosoma sagittifolium* (6,06 %), *Asystasia* sp, (4,54 %), *Carica papaya* (3,03 %) (Fig. 33). Les 16 espèces restantes représentent 34,86 %

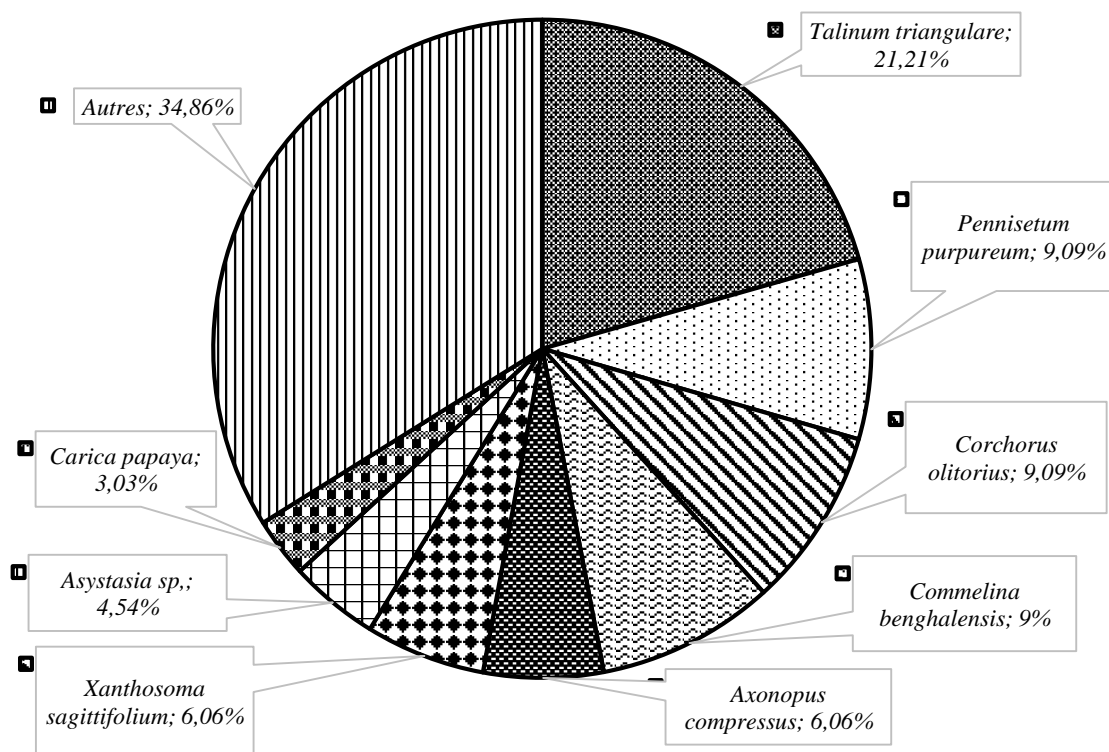


Fig. 33. Espèces végétales les plus représentées au Bois des singes.

III.1.1.3.5.2.2. Abondance des genres et des familles

L'analyse des données sur l'abondance des genres permet de montrer que les 8 genres les plus représentatifs en termes d'abondance (soit 82,15 %) sont par ordre décroissant les suivants : *Talinum* (25 %), *Pennisetum* (10,71 %), *Corchorus* (10,71 %), *Phyllanthus* (10,74 %), *Xanthosoma* (7,14 %), *Commelina* (7,14 %), *Axonopus* (7,14 %) et *Carica* (3,57 %) (Fig. 34a). Les autres genres restants représentent 17,85 %.

L'analyse des données de l'étude a permis d'identifier 16 familles des individus de la zone d'étude. Les 8 familles les plus représentatives en termes d'abondance sont par ordre décroissant : Talinaceae (21,88 %), Poaceae (21,87%), Malvaceae (12,5 %), Commelinaceae (6,25 %), Phyllanthaceae (6,25) % Araceae (6,25 %) Acanthaceae (4,69 %) et Caricaceae (3,13 %) (Fig. 34b). Ces 8 familles représentent 82,82 %. Les 8 autres familles ne représentent que 17,18 %.

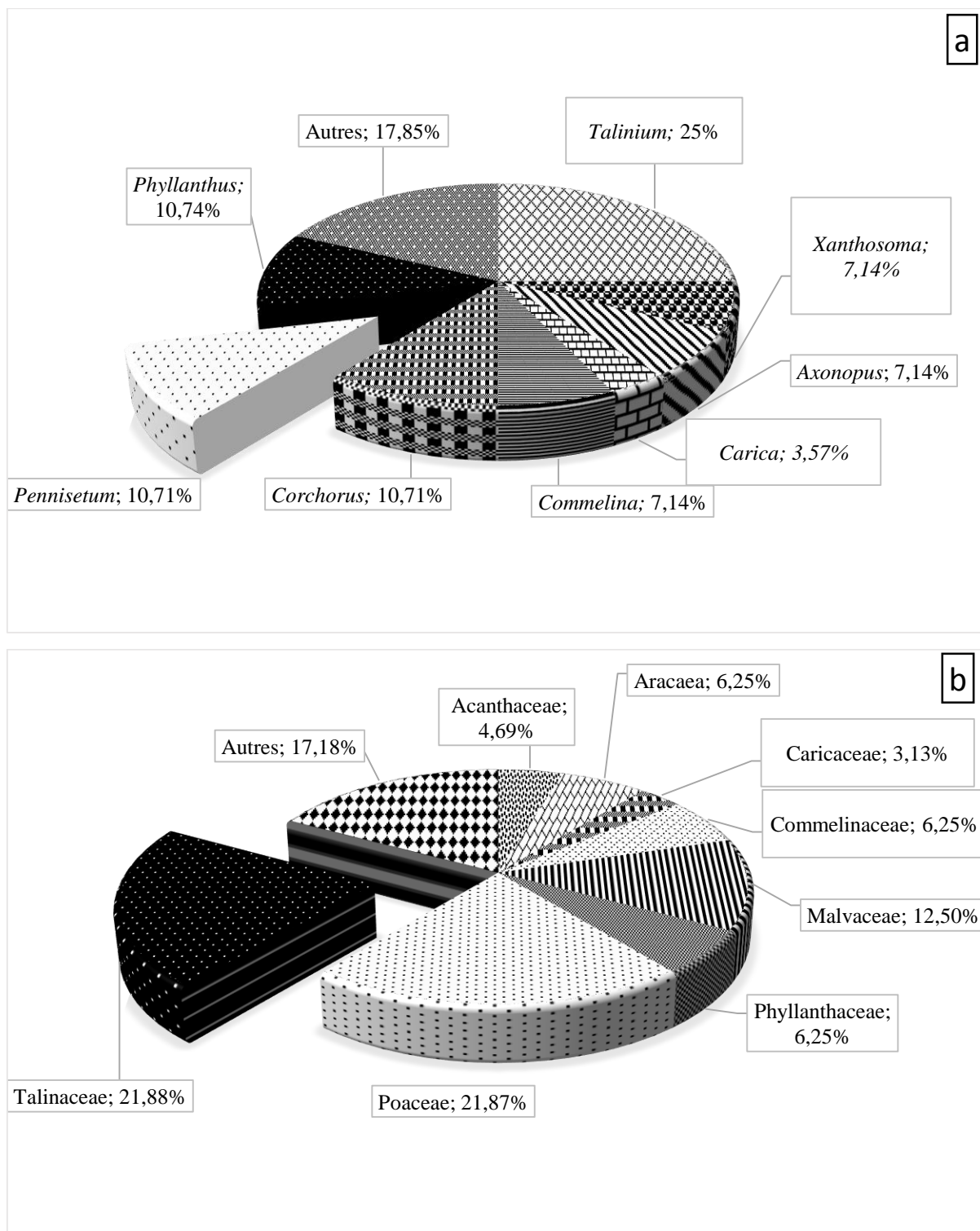


Fig. 34. Genres (a) et familles (b) les plus représentées au Bois des singes.

III.1.1.3.6. Utilisation des engrais organiques et acceptabilité des boues de vidange au Bois des singes

Des interviews ont été effectuées auprès des riverains pratiquant l'agriculture familiale auprès du site de dépotage du Bois des singes, afin d'apprécier le potentiel d'acceptabilité des

boes de vidange comme fertilisant. Ces riverains déclarent utiliser des engrais dans leurs plantations familiales, notamment pendant la saison sèche. 80 % de ces riverains estiment que les besoins annuels en engrais chimique sont compris entre 30 000 et 50 000 CFA (Fig. 35a).

Le manque de moyens financiers pour l'achat des engrais chimiques contraint cependant à l'usage des engrais organiques (Fig. 35b). Ces engrais sont constitués principalement de fientes de volailles (36,31 %), de compost (37,5 %) provenant des tas d'ordures ménagères en décomposition, dans une moindre mesure la sciure de copeaux (11,34 %) et de boes de vidange (14,34 %).

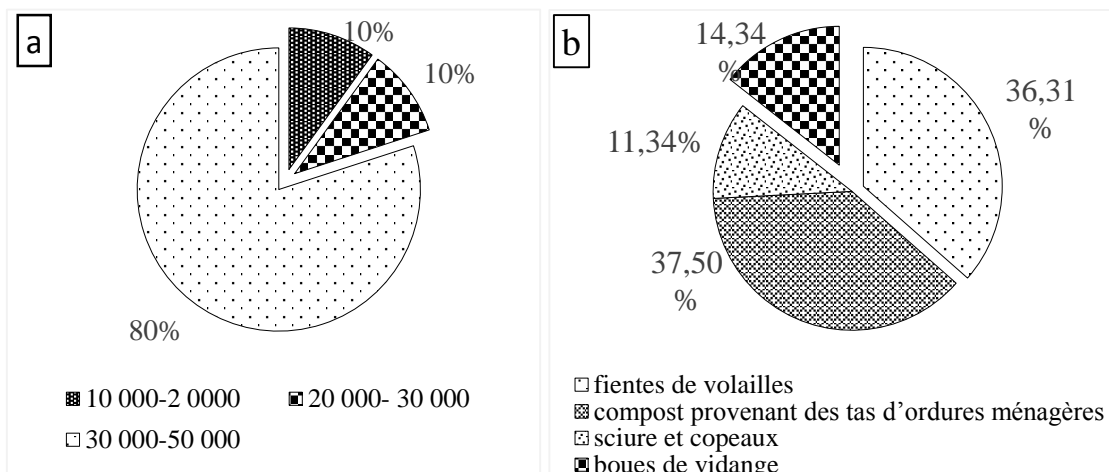


Fig. 35. Acceptabilité des boes de vidanges comme fertilisants par les riverains du Bois des singes. a: Coût des engrais organiques, b : Type d'engrais organique.

III.1.2. Risques environnementaux le long de la chaîne de gestion des boes de vidange

III.1.2.1. Dangers identifiés ou facteurs de risque

III.1.2.1.1. Dénaturation des composantes de l'environnement

Les boes de vidange déversées accidentellement dans la nature sont généralement drainées dans les canalisations d'eau pluviales et infiltrées dans le sol. Ce qui peut constituer un risque important pour l'environnement. De manière générale, on observe la dénaturation des principales composantes de l'environnement que sont le sol, l'eau et l'air. Au bois des singes, le déversement direct ou accidentel de ces boes de vidange sur le sol est susceptible de provoquer la surcharge du sol en polluants organiques et pathogènes modifiant ainsi l'aspect esthétique du milieu. Ce déversement entraîne entre autres l'eutrophisation observé par endroit dans la mangrove situé en contrebas du site de dépotage (Fig. 36 a et b), le noircissement du sol au niveau de la plateforme de dépotage et des lits filtrant (Fig. 36c). Toute cette pollution se traduit par un enlaidissement du paysage et la présence des plantes indicatrices de pollution notamment *Ipomoea aquatica* (Convolvulaceae), *Echinochloa pyramidalis*, *Panicum maximum* et *Pennisetum purpureum* (Poaceae).



Fig. 36. Aspect visuel de l'environnement après déversement des boues. a : eutrophisation d'un plan d'eau, b : eau de surface contaminée par les boues de vidange, c : noircissement du sol par les boues de vidange.

III.1.2.1.2. Nuisances recensées dans les latrines au niveau des ménages enquêtés

Près de la moitié des ménages enquêtés (311 ménages) affirment rencontrer des difficultés lors de l'usage de leurs toilettes (Tableau XVII). En effet, 40,84 % de ces personnes rencontrent des problèmes de mauvaises odeurs dans les toilettes ; 27,97 % ressentent la présence des rats, cafards et insectes au seins des toilettes, 8,04 % ont des difficultés pour accéder aux toilettes ; 7,40 % ont des toilettes très peu confortables ; 1,93 % ont des flaques d'eau qui stagnent dans les toilettes ; 2,25 % ont des problèmes de fuites et d'écoulement des tuyaux de canalisation et 1,61 % ont des toilettes situées à proximité des dispositifs d'approvisionnement en eau.

Tableau XVII. Types des problèmes rencontrés avec les latrines dans les ménages

Types de nuisances au niveau de la latrine (n = 311)	Pourcentage (%)
Accessibilité	8,04
Confort	7,40
Odeurs	40,84
Fuites où écoulement des excréta	2,25
Proximité d'un point d'eau	1,61
Présence des rats, insectes ou moustiques	27,97
Eaux usées stagnantes	1,93
Autres (coupure d'eau, trous dans le sol, présence de reptile)	9,97

III.1.2.1.2.1. Relation entre l'état de finition et les nuisances dans les latrines

Le test khi-carré de Pearson a été réalisé afin de déterminer si les nuisances rencontrées au niveau des latrines dans les ménages dépendaient de l'état de finition de ces latrines. Les

résultats obtenus ($\chi^2 = 126,65$; $p < 0,001$) révèlent qu'il existe un lien significatif entre l'état de finition et les nuisances rencontrés au niveau des latrines. En effet, les latrines non aménagés et assez bien aménagés présentent l'ensemble des problèmes retrouvés dans la zone d'étude (Fig. 37). 27,09 % des ménages ayant des latrines non aménagées déclarent souffrir régulièrement des problèmes d'odeur ; 37 % de la présence d'insectes et de moustiques ; 4 % des problèmes de confort ; 3 % d'accessibilité dans les toilettes ; et 2 % des problèmes d'eaux usées stagnantes et des écoulements des excréta. Peu de nuisances ont été recensés dans les latrines bien aménagés ; les principaux étant les problèmes de confort (2,4 %), d'odeurs (1,97 %) et d'écoulement d'excréta (1,97 %) (Fig. 37).

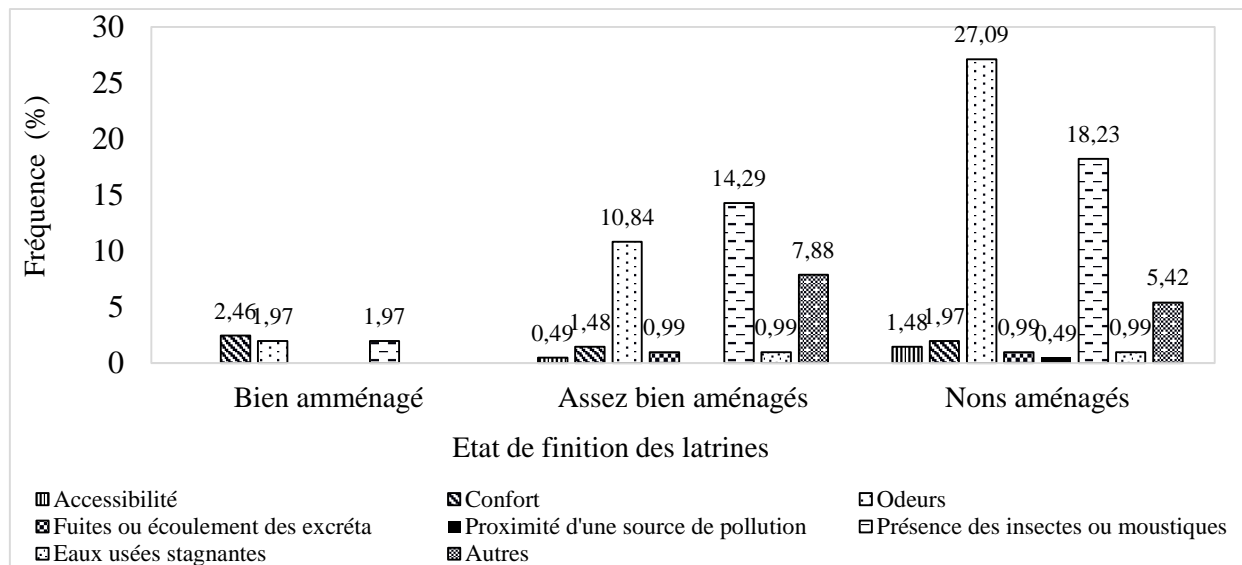


Fig. 37. Relation entre les nuisances rencontrées dans les latrines et l'état de finition des latrines au niveau des ménages de la zone d'étude (n = 203).

III.1.2.1.2.2. Relation entre la fréquence de nettoyage et les nuisances dans les latrines

Le test khi-carré de Pearson ($\chi^2 = 96,4$; $p=0,52$) montrent qu'il n'existe un lien significatif entre les nuisances rencontrés dans les ménages et la fréquence de nettoyage des latrines. En effet, la grande majorité des problèmes sont représentés dans l'ensemble des ménages quelque soit la fréquence de nettoyage. Cependant, les latrines qui sont nettoyées tous les jours présentent moins de problèmes et ont des fréquences très basses notamment 0,60 % pour les problèmes de confort et d'eau usées stagnantes, 1,19 % pour les problèmes d'accessibilités et 7,14 % pour les problèmes d'odeur. Le plus grand nombre de problème avec les fréquences les plus élevées sont représentées dans les ménages dont les latrines sont nettoyées une fois la semaine, une fois après deux semaines et une fois le mois (Fig. 38).

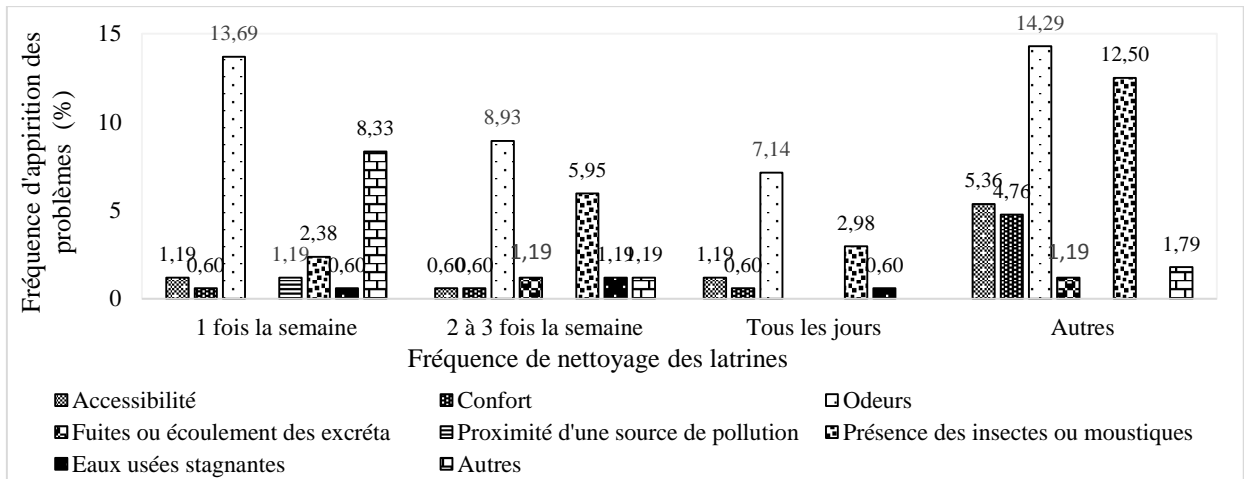


Fig. 38. Relation entre les nuisances des latrines et la fréquence de nettoyage des latrines au niveau des ménages de la zone d'étude (n=556).

III.1.2.1.2.3. Relation entre le mode de nettoyage et les nuisances dans les latrines

La probabilité obtenue ($\chi^2 = 31,65$; $p = 0,13$) indique qu'il n'y a pas de différence significative entre le mode de nettoyage des dispositifs d'assainissement et le type de nuisances rencontrés dans les latrines (Fig. 39). En effet, la plupart des problèmes recensés sont observés dans l'ensemble des ménages quel que soit le mode de nettoyage des latrines. Les latrines qui sont nettoyées avec de l'eau uniquement présentent tous les types de problèmes et les fréquences les plus élevées notamment 23,9 % des ménages ont les odeurs, 17,7 % des ménages ont des problèmes d'insectes et moustiques, 5,6 % des ménages ont des problèmes d'accessibilités, 3,3 % des problèmes de confort.

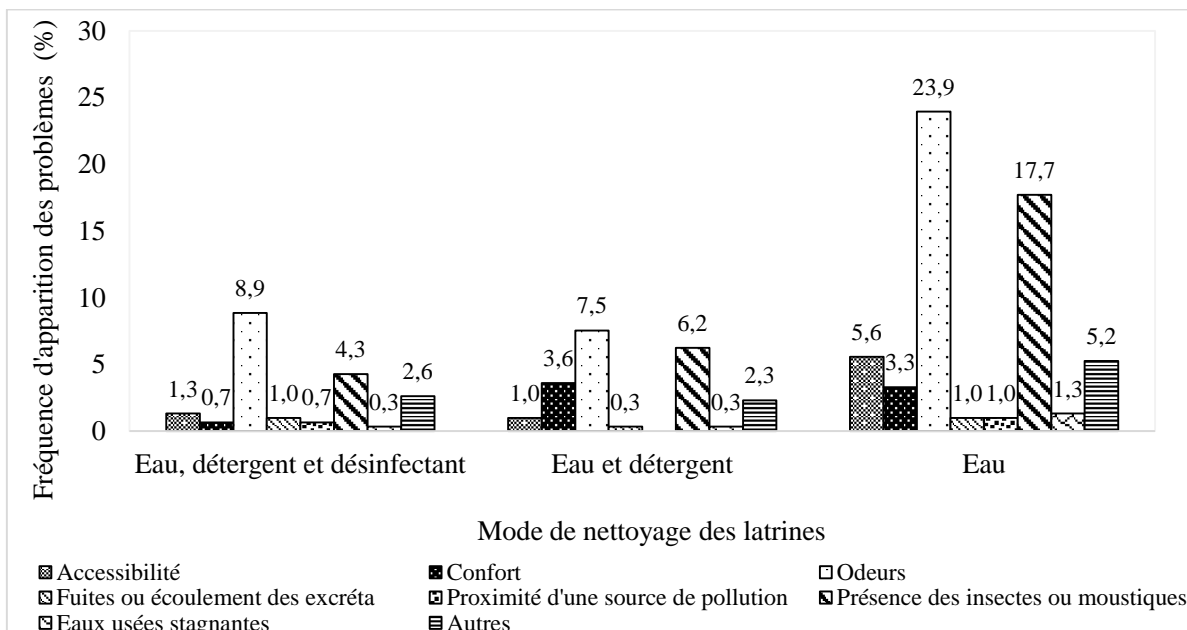


Fig. 39. Relation entre le mode de nettoyage et les nuisances dans les latrines des ménages enquêtés (n=587).

III.1.2.1.2.4. Relation entre la fréquence de vidange et les nuisances dans les latrines

D'après le test khi-carré de Pearson, la probabilité obtenue ($\chi^2 = 96,46$; $p < 0,001$) indique que la fréquence de vidange des dispositifs d'assainissement a une influence significative sur les types de nuisances rencontrés dans les latrines (Fig. 40). En effet, la plupart des nuisances recensées dans les latrines sont observées avec les plus grandes proportions dans les latrines où les fréquences de vidange sont les plus faibles (plus de 4 ans) notamment 14,3 % pour les odeurs ; 12,5% pour les insectes et moustiques ; 5,4 % pour l'accessibilité et 1,8 % pour les problèmes de fuites et écoulement des boues de vidange.

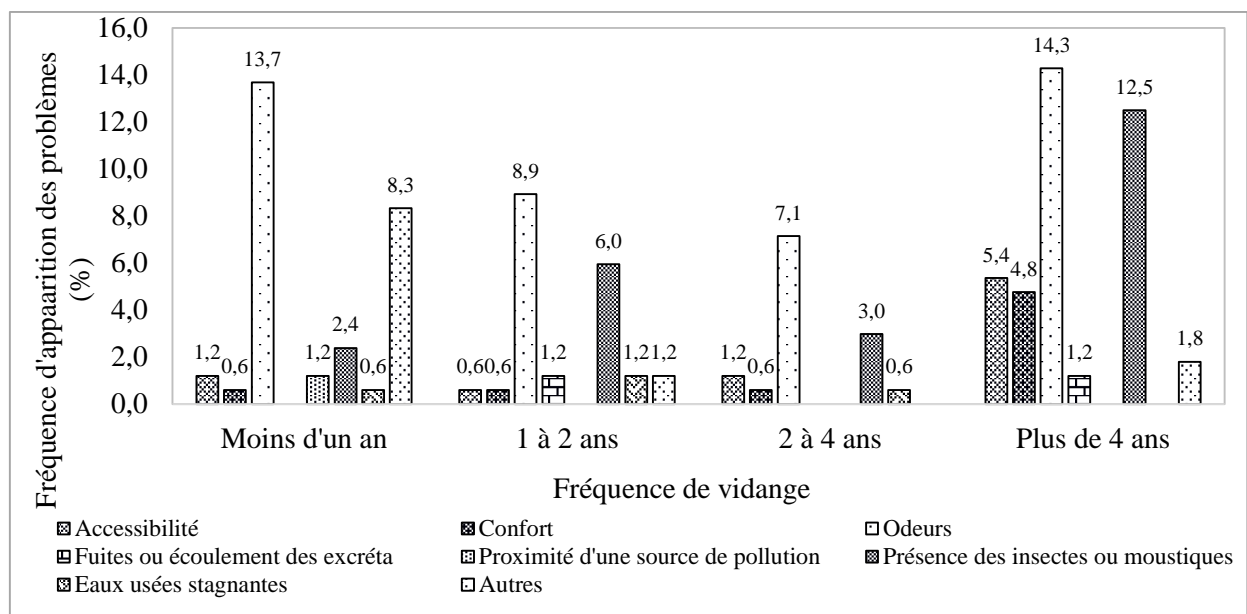


Fig. 40. Relation entre les nuisances rencontrées au niveau des latrines et la fréquence de vidange des dispositifs d'assainissement autonomes au niveau des ménages enquêtés (n=557).

III.1.2.1.3. Nuisances recensées au niveau des vidangeurs et des employés du site de dépotages des Bois des singes

- **Nuisances rencontrées au niveau des vidangeurs de la ville de Douala**

Les vidangeurs de la ville de Douala et les gestionnaires du site de dépotage du Bois des singes rencontrent de nombreuses nuisances durant l'activité de la vidange (Fig. 41). En effet, leurs avis étaient divergeant et ont révélé de nombreux types de nuisances. Les uns ont présenté un seul type de nuisance notamment soit la présence des mauvaises odeurs (12,8 %), soit la présence des insectes et rongeurs (5,1 %) et soit le déversement accidentel des boues de vidange (7,7%). Cependant, d'autres ont noté à la fois la présence de deux à trois types de nuisance (mauvaises odeurs et rongeur 2,6 %), (mauvaises odeurs et le déversement accidentel des boues de vidange 23,1 %) et enfin (les mauvaises odeurs, le déversement accidentel des boues de vidanges, les insectes et rongeurs 33,3 %).

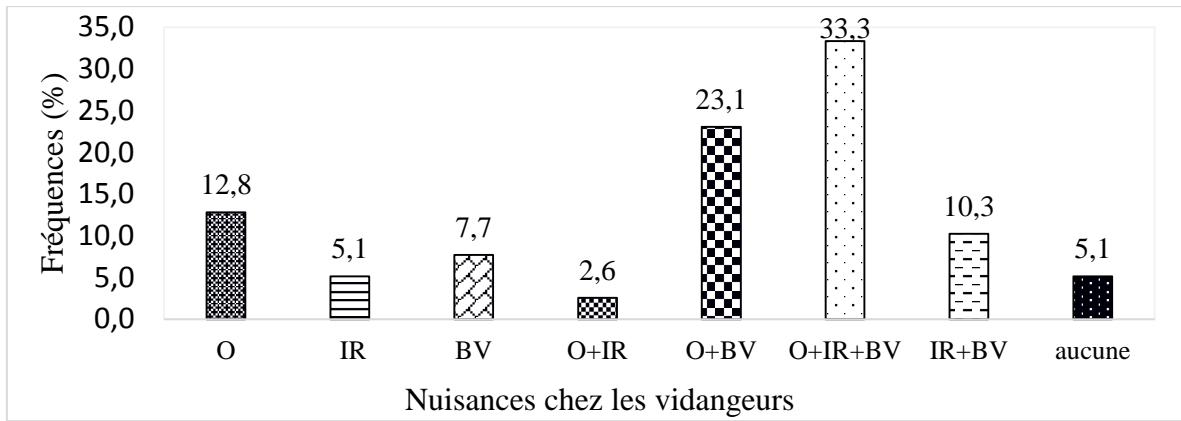


Fig. 41. Nuisances rencontrées au niveau des vidangeurs de la ville de Douala (n=38). O : odeurs, IR : insectes et rongeurs, BV : déversement des boues de vidange.

- **Relation entre les nuisances et le port des EPI**

Le test khi-carré de Pearson ($\chi^2 = 110,32$; $p = 0,03$) montre que les nuisances rencontrées chez les employés de la vidange ne dépendent pas des équipements de protection individuels portés. En effet, les nuisances sont représentées de manière inégale et ne dépendent pas du type d'EPI porté. Cependant on note des pourcentages élevés de nuisances notamment 17,9 % pour les odeurs et le déversement accidentel des boues, 28,2 % pour les odeurs, les insectes et le déversement accidentel des boues et 5,1 % pour les insectes et le déversement accidentel des boues chez les employés qui n'arboraient pas d'EPI (Fig. 42).

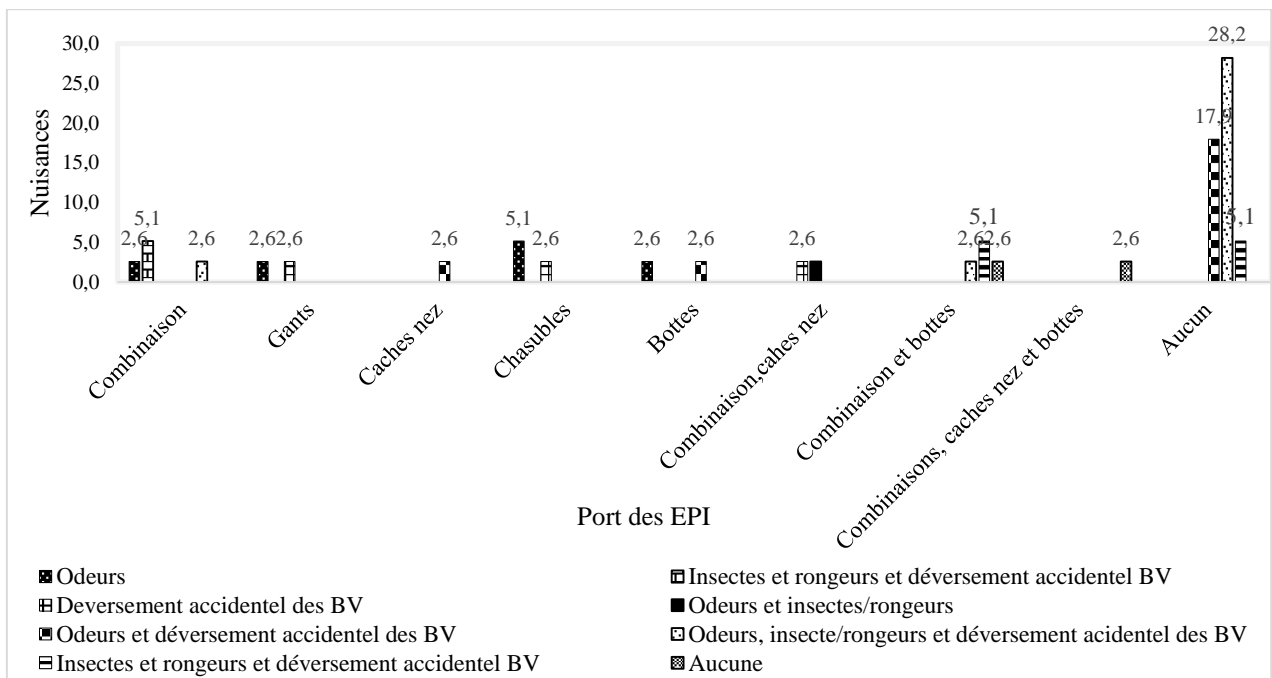


Fig. 42. Relation entre les nuisances rencontrées chez les vidangeurs de la ville de Douala et le port des EPI (n=39).

III.1.2.2. Problèmes analysés au niveau des différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange

III.1.2.2.1. Caractéristiques physico-chimiques des échantillons de boues de vidanges, sols, plantes, fruits, eaux de surface prélevées au site de dépotage des bois des singes et eaux souterraines prélevés dans la ville de Douala

III.1.2.2.1.1. Caractéristiques physico-chimiques des boues de vidanges

Le tableau XVIII ci-dessous résume les caractéristiques physico-chimiques des boues de vidange échantillonnées au cours de cette étude. Ces caractéristiques sont comparées aux normes de rejets nationales (Anonyme 7, 2008) et internationales (Anonyme 20, 2006). Les boues de vidange brutes à Douala présentent des valeurs moyennes très élevées pour les MES ($1,9 \pm 0,6$ mg/L), les TDS ($11,9 \pm 4$ g/L), les TS ($17,6 \pm 5$ g/L), les TVS ($11,9 \pm 4$ g/L) (Tableau XVIII). Ces boues ont une fraction de matières organiques (rapport TVS/TS) de 61 à 80 %. Les valeurs de MES et des TDS sont largement supérieures aux normes du MINEPDED et de l’OMS.

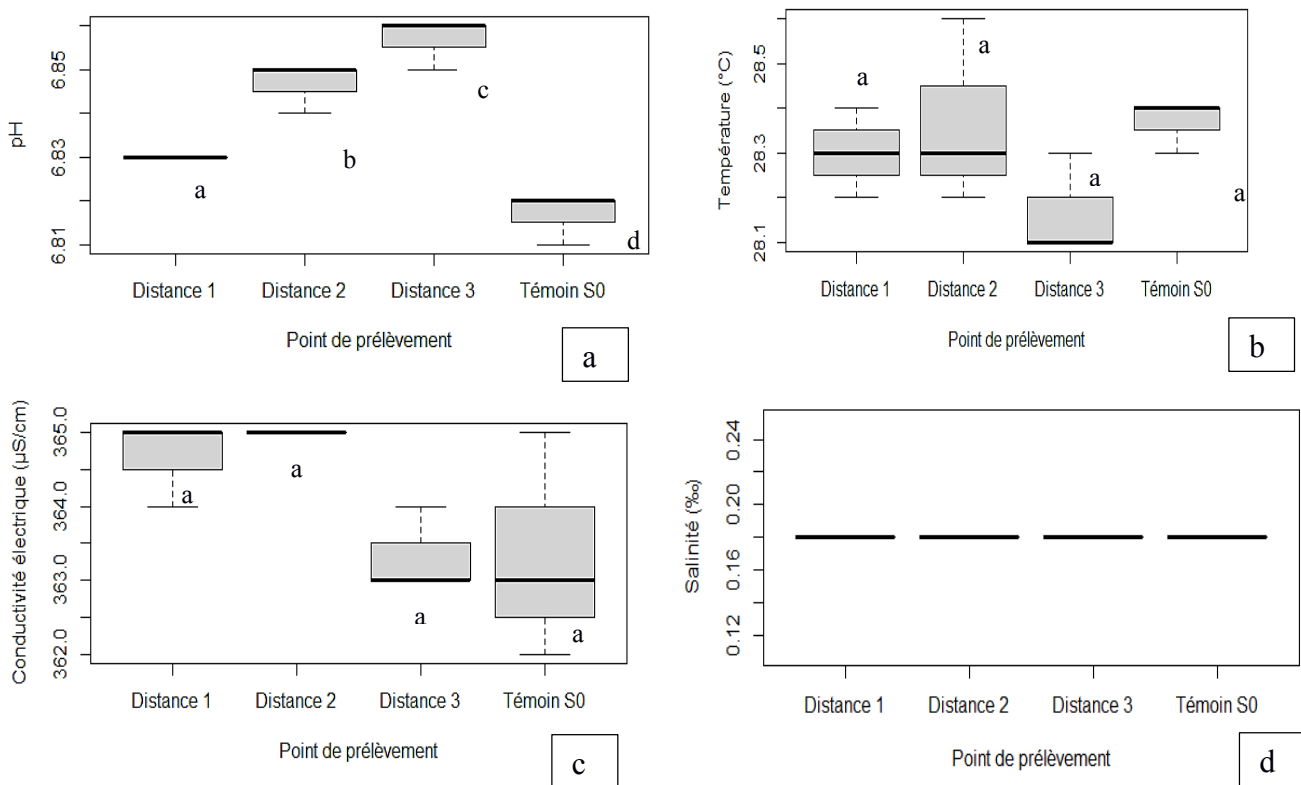
Tableau XVIII. Caractéristiques physico-chimiques des boues de vidange issues du site de dépotage des Bois des singes dans la ville de Douala (n = 7).

Paramètres	Moyenne	Écart type	minimum	Maximum	Normes MINEPDED (2008)	Normes OMS (2006)
pH	6,6	0,3	6,2	7,3	6-9	6,5-8
Température (°C)	23,5	0,1	23,2	23,6	30	/
CND ($\mu\text{S}/\text{Cm}$)	2 376,6	430	1 973	2 931	/	/
DCO (mg/L)	39 92,57	15 03,46	28 90	7 315	200	100
DBO ₅ (mg/L)	1 485,7	234	1 100	1 800	50	/
NH ₄ ⁺ (mg/L)	497,1	179,7	298,8	875	/	/
Indice des boues (ml·g ⁻¹)	17,9	10,6	8,6	39,2	/	/
ST (g/L)	17,6	50	9,9	26,5	/	/
TDS (g/L)	11,9	4,0	7,3	20,3	/	450-2000
MES (mg/L)	1,9	0,6	1,0	2,8	50	30
TVS (%)	67,4	72	60,0	76,4	/	/
DCO/MES	2,4	0,9	13	4,1	/	/
DCO/DBO ₅	28	13,3	16,1	563	/	/

Les températures (23,2-23,6 °C) étaient très peu variables entre les échantillons (Tableau XVIII). Elles se situaient tous dans la plage mésophile (25-40 °C). Les températures et le pH des échantillons étaient conformes aux normes du MINEPDED. La conductivité électrique était de l'ordre de $2\,376,6 \pm 430$. Les boues de vidange présentent des valeurs élevées de DCO et de DBO₅ comprises entre 2,89 et 7,32 g/L et 1,1 et 1,8 g/L, respectivement, qui se réduisent avec la diminution du ratio PTS (Tableau XVIII). Ces valeurs sont extrêmement supérieures aux normes de l'OMS et du MINEPDED. L'indice de biodégradabilité des boues (DCO/DBO₅) est donc de 28. La teneur moyenne en NH₄⁺ était de l'ordre de $497,1 \pm 179,7$ mg/L. Les valeurs élevées en paramètres physico-chimiques témoignent une forte pollution par conséquent ces boues représentent un gros risque pour l'environnement.

III.1.2.2.1.2. Caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sol

Les caractéristiques physico-chimiques des sols au Bois des singes sont présentées (Fig.43). Le potentiel d'hydrogène (pH) a présenté des différences significatives ($p < 0,05$) en fonction des distances de prélèvement du sol. Les valeurs du pH de tous les échantillons de sol prélevés sont proches de la neutralité (6,82- 6,85).



ig. 43. Variation des paramètres physico-chimiques dans les échantillons de sols des Bois des singes. (a : pH, b : température, c : conductivité électrique, d : salinité) en fonction des distances de prélèvement .

III.1.2.2.1.3. Caractéristiques physico-chimiques des échantillons de plantes et fruits au Bois des singes

Les caractéristiques physico-chimiques des plantes et des fruits au Bois des singes sont présentées dans la figure 44.

La distance de prélèvement influence significativement ($p < 0,05$) le pH et la température des fruits de *Carica papaya* et des feuilles de *Talinum triangulare* récoltés au Bois des singes. Cependant, elle n'affecte pas significativement ($p > 0,05$) leur conductivité électrique ainsi que leur salinité.

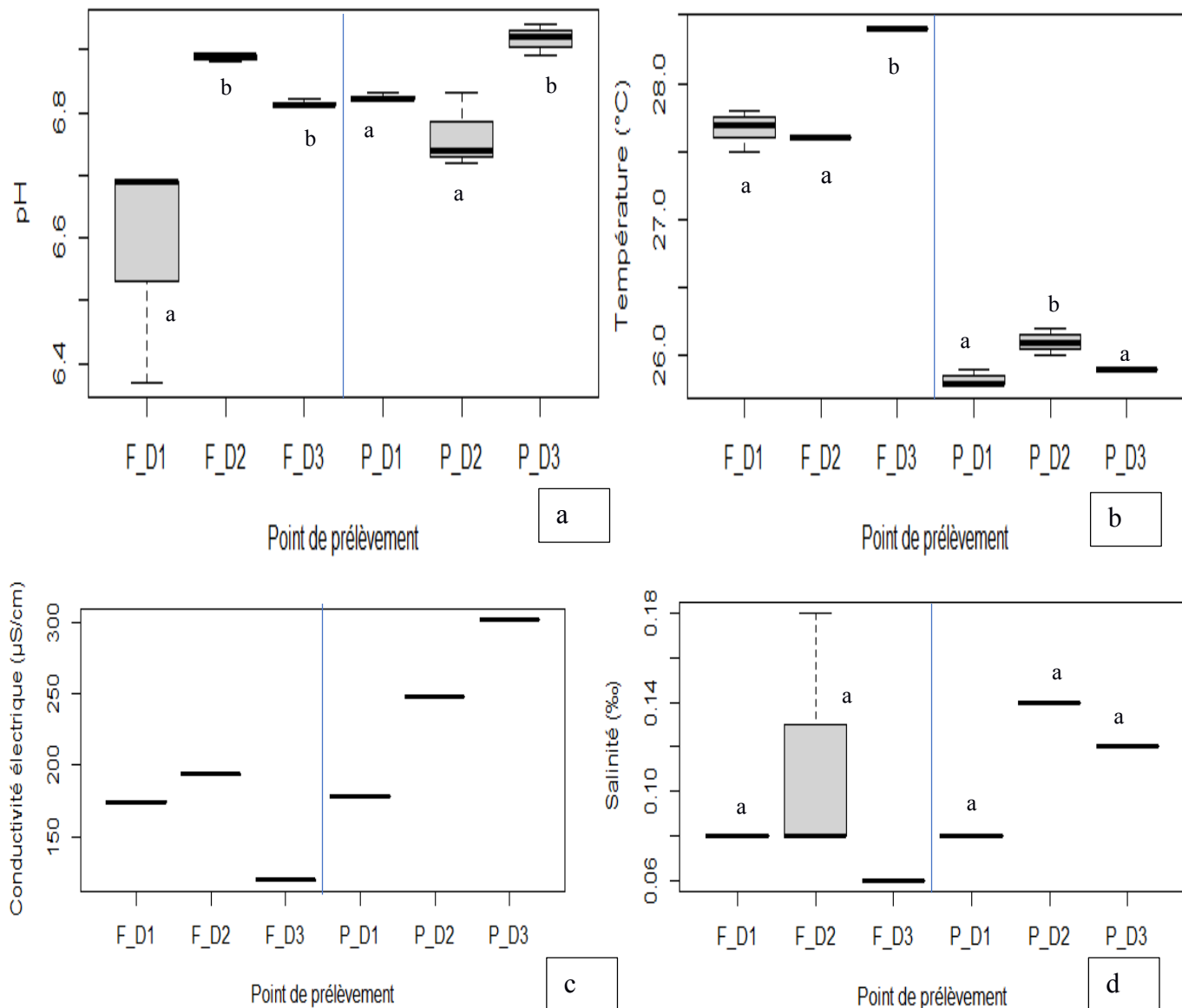


Fig. 44. Paramètres physico-chimiques des fruits de *Carica papaya* et des feuilles de *Talinum triangulare* récoltés au Bois des singes. F_) fruits, P_) plante, a) pH, b) température, c) conductivité électrique, d) salinité.

Les valeurs du potentiel d'hydrogène (pH) de tous les échantillons de fruits de *Carica papaya* et de feuilles de *Talinum triangulare* récoltés sont proches de la neutralité (6,82- 6,92). Le pH des feuilles de *Talinum triangulare* récoltés à 150 m du site de dépotage présentait les valeurs plus élevées ($6,92 \pm 0,03^b$) que celles récoltés à 50 m ($6,82 \pm 0,01^a$) et à 100 m ($6,76 \pm 0,06^a$). Cependant, pour les fruits de *Carica Papaya* les valeurs de pH les plus élevées sont observées à 100 m ($6,92 \pm 0,03^b$) et 150 m et ($6,82 \pm 0,01^b$) et les plus faibles à 50 m ($6,76 \pm 0,06^a$).

Pour ce qui est des valeurs des températures, elles sont significativement plus élevées dans les échantillons de fruits de *Carica papaya* récoltés à 150 m ($28,4 \pm 0^b$) du site de dépotage comparées à celles récoltées à 50 m ($27,67 \pm 0,15^a$) et 100 m ($27,6 \pm 0^a$). La température des feuilles de *Talinum triangulare* récoltés à 100 m du site de dépotage présentait les valeurs plus élevées que celles récoltés à 50 m et à 150 m.

III.1.2.2.1.4. Qualité physico-chimique des eaux souterraines

Les valeurs des ions chlorures $0,25 \pm 0,49$ mg/L, $1,27 \pm 1,22$ mg/L et $3,29 \pm 2,14$ mg/L, pour les forages, les sources et les puits respectivement sont faibles (Fig. 45C). En effet, bien qu'il n'existe pas de norme reposant sur des arguments sanitaires pour le chlorure d'après le guide de l'OMS (Anonyme 22, 2017 b), les concentrations supérieures à 250 mg/L peuvent être détectables et affecter le goût de l'eau. Conformément à la norme de l'OMS (Anonyme 22, 2017 b) relative aux eaux de boisson pour les nitrates (50 mg/L), les valeurs de MES des échantillons d'eau prélevés (forages : $8,08 \pm 4,12$ mg/L, sources : $12,43 \pm 5,68$ mg/L, puits : $9,64 \pm 8,48$ mg/L) sont conformes à celles recommandées par les normes OMS (Fig. 45D). Les valeurs des conductivités électriques varient respectivement de 123,8 à 527 μ S/cm, 145,5 à 199,9 μ S/cm à 113,6 à 439 μ S/cm pour les forages, sources et puits respectivement (Fig. 45E). Ces valeurs sont dans la gamme de celles recommandées par les normes de L'OMS (100 - 1000 μ S/cm). Des trois types d'ouvrage d'approvisionnement en eau, les valeurs des conductivités sont plus élevées dans les eaux de forages suivis des eaux de puits et enfin des eaux de source. Les matières en suspension (MES) sont très faibles dans l'ensemble (forages : $3,35 \pm 4,44$ mg/L, sources : $5,50 \pm 5,27$ mg/L, puits : $3,29 \pm 3,41$ mg/L) (Fig. 45F).

Excepté la température, le type d'ouvrage d'approvisionnement en eau n'influence pas significativement ($p > 0,05$) les caractéristiques physiques (MES, CND) des échantillons d'eau de boisson prélevés dans la zone d'étude. Même si la conductivité électrique moyenne de l'eau des forages, des sources et des puits est statistiquement identique, elles présentent néanmoins de fortes variabilités.

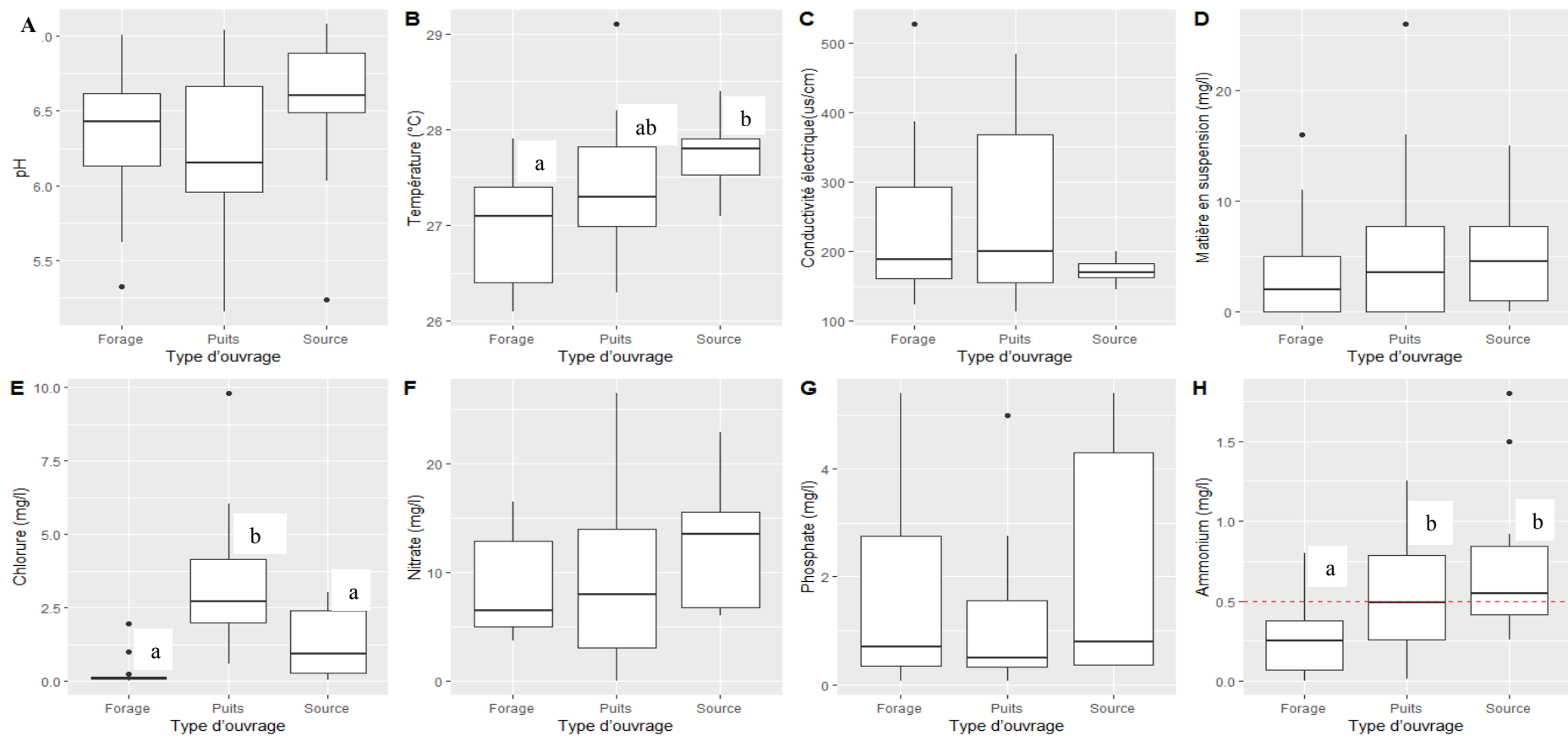


Fig. 45. Caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines en fonction du type d'ouvrage d'approvisionnement en eaux dans les ménages de la zone d'étude. (Pour chaque paramètre, les moyennes portant la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil 5%. n (forages) = 17 ; n (sources) = 10; n (puits) = 20).

Les valeurs des températures sont significativement ($F=5,42$; $p < 0,004$) plus faibles dans les forages comparés aux sources et aux puits. Les valeurs moyennes des ions phosphate sont de l'ordre $1,52 \pm 1,84$ mg/L, $2,14 \pm 2,24$ mg/L, $1,25 \pm 1,54$ mg/L respectivement pour les forages, les sources et les puits (Fig. 45G). Les valeurs moyennes des ions ammoniums des sources : $0,73 \pm 0,52$ mg/L, et des puits : $0,53 \pm 0,34$ mg/L) sont supérieures à la valeur maximale recommandée par l'OMS (0,5 mg/L) pour les eaux de boisson (Fig. 45H). Seuls les forages ($0,25 \pm 0,21$ mg/L) ont des valeurs comprises dans les gammes admissibles par l'OMS.

Le type d'ouvrage d'approvisionnement en eau n'influence pas significativement ($p > 0,05$) les caractéristiques chimiques à l'instar des ions chlorures et ammonium et des échantillons d'eau de boisson prélevés dans la zone d'étude. Cependant, il influence significativement les teneurs en ions chlorures et ammonium ($F = 6,42$, $p < 0,005$). En effet, l'eau des puits est significativement plus concentrée en ions chlorures que celle des sources et des forages. L'eau des forages est significativement moins riche en ion ammonium que l'eau des sources et des puits (Fig. 45H).

- **Description de l'environnement des différents points d'eau analysés**

Les caractéristiques de l'environnement des différents points d'eau prélevés sont représentées dans le tableau XIX. Les distances entre les points d'eau et les DAA varient de moins de 5 m à plus de 15 m quel que soit le type d'ouvrages d'approvisionnement en eau. Les distances de moins de 5 m ont été observées majoritairement dans les ménages utilisant les puits (50 %) suivies des ménages utilisant les forages (35,30 %) enfin ceux utilisant l'eau des sources (10 %). Les distances les plus grandes (celles supérieures à 15 m) ont été observées en majorité pour les sources (40 %) mais en minorité pour les forages (12,64 %). Pour ce qui est de la position des points d'eau par rapport aux DAA, 64,70 % des forages sont situés au même niveau que les DAA, tandis que 23,58 % sont situés en amont et 15,57 % sont situés en aval. Les sources quant à elles sont à 70 % en aval des DAA.

L'état d'aménagement des points d'eaux révèle que les forages présentent moins de points d'eau non aménagés (5,88 %) et plus de points d'eau bien aménagés (82,35 %) comparativement aux sources et puits qui présentent 60 % et 15 % de points d'eau non aménagés contre 20 % et 15 % de points d'eau non aménagés respectivement. Les sources de pollution recensées à moins de 15 m des points d'eau sont principalement les tas d'ordures qui sont retrouvés à proximité de 17,65 % des forages, de 20% des sources et de 30% des puits. Les plantations sont à proximité de 6,9% des forages, 20 % des sources et 10 % des puits. Les champs sont à proximité de 6,9% des forages, 20 % des sources et 10 % des puits.

Tableau XIX. Description générale de l'environnement des points d'eau analysés dans les ménages de la zone d'étude.

Type d'ouvrage	Distance point d'eau/ DAA		Position par rapport au DAA		Etat d'aménagement		Sources de pollution à moins de 15 m	
	Modalités	Effectifs (%)	Modalités	Effectifs (%)	Modalités	Effectifs (%)	Modalités	Effectifs (%)
Forages (n=17)	Inférieure à 5 m	35,30	Amont	23,58	Non aménagé	5,88	Tas d'ordures	17,65
	De 5 à 10 m	23,52					Mi-pente	64,70
	De 10 à 15 m	23,52	Aval	15,57	Bien aménagé	82,35	Autres	/
	Supérieure à 15 m	12,64					Aucune	76,47
Sources (n=10)	Inférieure à 5 m à 5 m	10	Amont	0	Non aménagé	60	Tas d'ordures	20
	De 5 à 10 m	20					Mi-pente	30
	De 10 à 15 m	30	Aval	70	Bien aménagé	20	Autres	/
	Supérieure à 15 m	40					Aucune	60
Puits (n=20)	Inférieure à 5 m	50	Amont	40	Non aménagé	15	Tas d'ordures	30
	De 5 à 10 m	35	Mi-pente	45	Assez bien aménagé	70	Champs	10
	De 10 à 15 m	5					Aval	15
	Supérieure à 15 m	10	Aucune	50				

Tous ces paramètres qui caractérisent l'environnement immédiat des points d'eau analysés nous renseignent sur les sources probables de pollution de ces différents points d'eau.

- **Corrélation entre les paramètres physico chimiques des eaux souterraines et les sources de pollutions**

La température est positivement et significativement corrélée aux concentrations en ions NH_4^+ ($r = 0,43$) et aux concentrations en ions NO_3^- ($r = 0,34$) (Fig. 46). Elle est négativement corrélée à l'état d'aménagement des DAA ($r = -0,34$). Les concentrations des ions Cl^- sont négativement et significativement corrélés à la distance point d'eau/DAA ($r = -0,408$). Les concentrations des ions NH_4^+ sont négativement et significativement corrélés à l'état d'aménagement des DAA ($r = -0,412$). Les concentrations des ions NO_3^- sont positivement et significativement corrélés au ions PO_4^{3-} ($r = 0,30$) (Fig. 46).

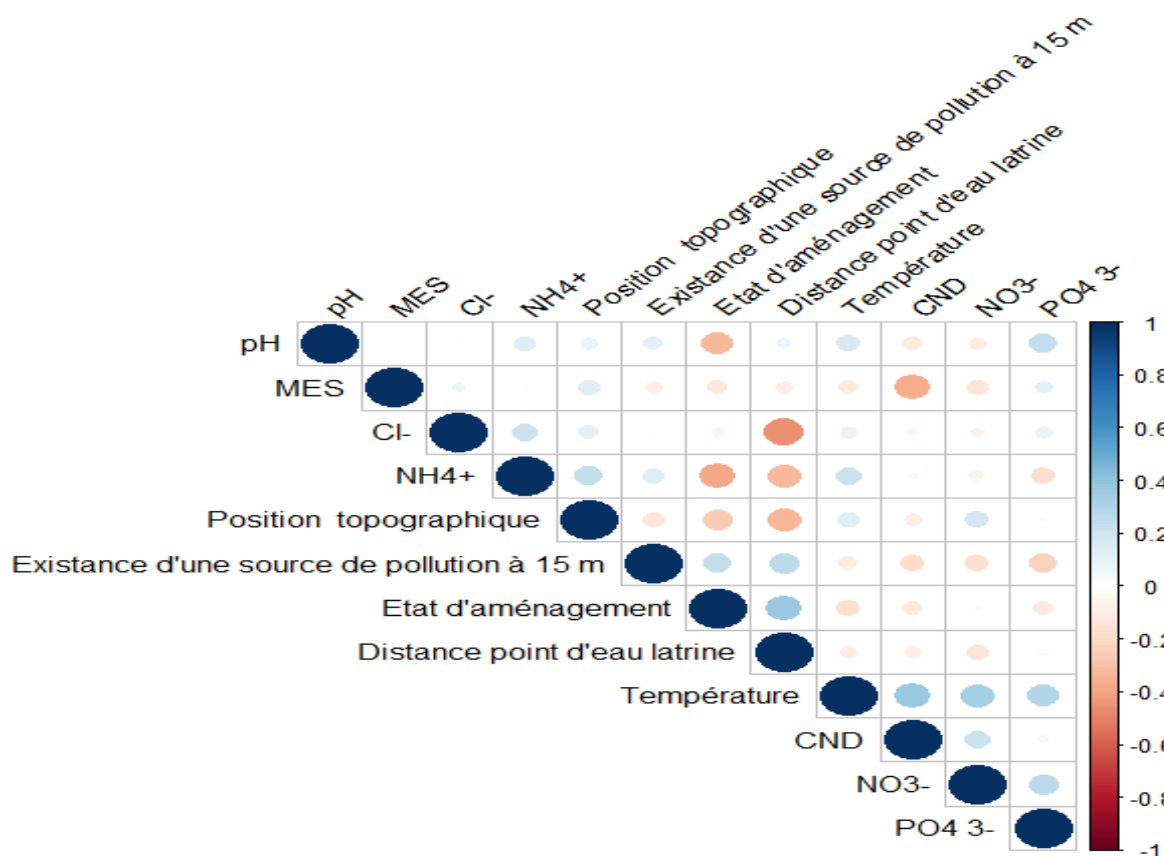


Fig. 46. Matrice de corrélation entre les caractéristiques physico-chimiques des eaux souterraines et les sources potentielles de pollution. Les corrélations positives sont affichées en bleu, et les négatives en rouge. L'intensité de la couleur et la taille du cercle sont proportionnelles aux coefficients de corrélation. Les corrélations de Pearson avec les valeurs $p > 0,05$ et ($n = 47$) sont considérées comme non significatives et ont été laissées en blanc.

III.1.2.2.1.5. Qualité physico-chimique des eaux de surface au bois des singes

Les échantillons d'eau de surface prélevés dans le marécage situé en aval du site de dépotage des Bois des singes ont été également analysés et les résultats sont présentés dans le (Tableau XX). Ces résultats montrent que ces eaux présentent dans l'ensemble des concentrations plus ou moins élevées en substances minérales, particulières et organiques. La valeur moyenne des températures ($26,5 \pm 0,12^\circ\text{C}$) montre que celle-ci est en dessous de 30°C , température maximale admissible pour les milieux récepteurs au Cameroun. Le pH est de $6,55 \pm 0,8$, bien que compatible avec les normes camerounaises, elle traduit néanmoins le caractère légèrement acide de cette eau de surface. Les valeurs de conductivité ($483 \pm 0,28 \mu\text{S/cm}$) sont supérieures à celles recommandées par les normes de rejet. Les concentrations en matières azotées notamment, ammonium ($0,55 \pm 0,23 \text{ mg/L}$) et nitrates ($1,6 \pm 0,08 \text{ mg/L}$) sont très faibles et bien en dessous des normes du MINEPDED pour l'azote total (20 mg/L). S'agissant de l'orthophosphate, sa concentration ($3,92 \pm 0,78 \text{ mg/L}$) est très faible pour cet échantillon et est en dessous de la norme du MINEPDED. Pour le phosphore total (10 mg/L), les substances organiques notamment DCO et DBO_5 y sont également présentes à des concentrations très faibles et très en dessous des valeurs guides recommandées. Les concentrations de $12 \pm 1,25 \text{ mg/L}$ et $106 \pm 0,27 \text{ mg/L}$ ont été respectivement obtenues pour ces deux paramètres (Tableau XX).

Tableau XX. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface prélevés au bois des singes.

Paramètres	Moyennes	Normes de rejet OMS
T ($^\circ\text{C}$)	$26,5 \pm 0,12$	30
pH	$6,55 \pm 0,8$	6,5-8,5
CND ($\mu\text{S/cm}$)	$483 \pm 0,28$	< 200
TDS (mg/L)	$483 \pm 0,35$	1000
Ammonium (mg/L)	$0,55 \pm 0,23$	/
Nitrates (mg/L)	$1,6 \pm 0,08$	/
MES (mg/L)	$71 \pm 1,08$	40
Salinité (%)	$0,23 \pm 0,02$	/
Phosphate (mg/L)	$3,92 \pm 0,78$	< 30
Sulfate (mg/L)	$6 \pm 0,89$	/
DBO_5 (mg/L)	$12 \pm 1,25$	<50
DCO (mg/L)	$106 \pm 0,27$	200

III.1.2.2.2. Teneurs en ETM (plomb et cadmium) dans les échantillons de boues de vidange, de sols, de plantes, de fruits et d'eau de surface au Bois des singes

III.1.2.2.2.1. Teneurs en plomb et en cadmium dans les échantillons de boues de vidange au Bois des singes

Les teneurs en ETM (Pb et Cd) dans les boues de vidange prélevées au Bois des singes sont présentées dans la figure 47. Les valeurs moyennes dans l'ensemble des échantillons de boues de vidange sont de l'ordre de 0,206 et 0,603 mg/L respectivement pour le plomb et pour le cadmium. Ces concentrations sont largement supérieures à celles recommandées par les normes de l'OMS (0,01 mg/L pour le Pb et de 0,003 mg/L pour le Cd) ce qui traduit un risque important pour l'environnement et la santé des populations en cas mauvaise manipulation de ces boues.

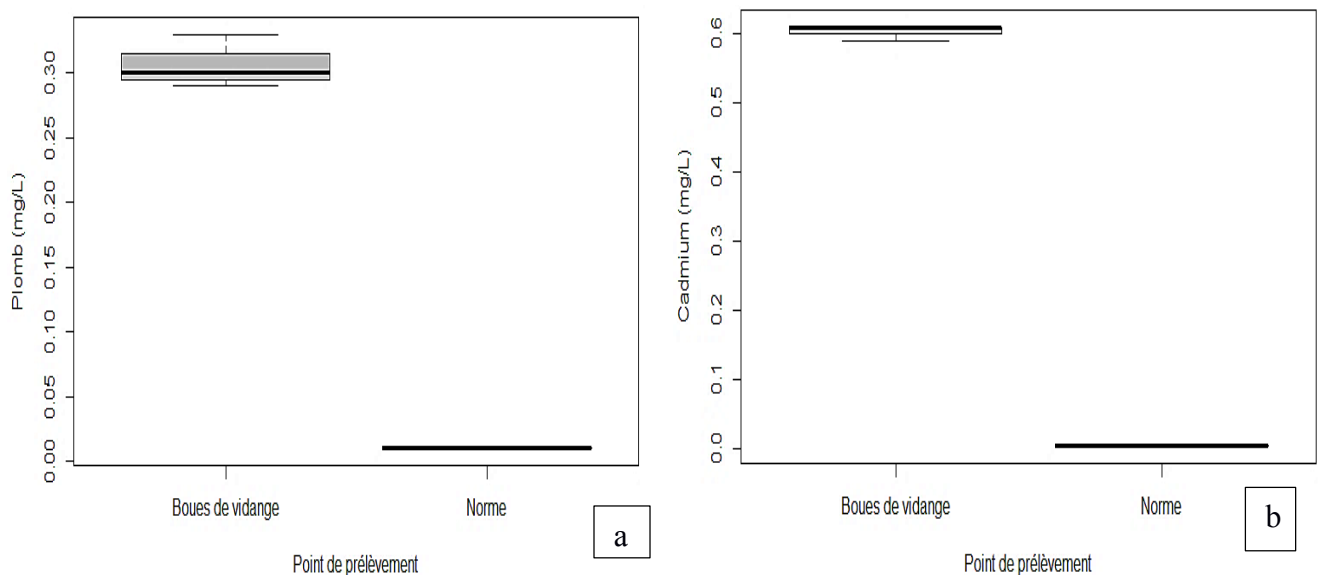


Fig. 47. Teneurs en plomb (a) et en cadmium (b) dans les échantillons de boues de vidange au Bois des singes.

III.1.2.2.2.2. Teneurs en plomb et du cadmium dans les échantillons de sol au Bois des singes

Les résultats montrant les concentrations moyennes des ETM (Pb, Cd) dans les échantillons de sol prélevés au niveau du site de dépotage des Bois des singes sont résumés dans la figure 48. Une comparaison de ces concentrations moyennes à des gradients de distanciation différents du site de dépotage avec les limites admissibles de l'OMS a été faite. Il en ressort que, les concentrations moyennes de Pb et de Cd pour le témoin S0 et chacune des

distances (50 m, 100 m et 150 m) sont inférieures à celles admissibles par les normes de l’OMS (100 µg/g pour le Pb et 3 µg/g pour le cadmium). Les concentrations moyennes en plomb (0,28 µg/g) à la distance (D3 :150 m) sont cependant plus élevées que pour les autres distances, et les concentrations en Cd (0,34 µg/g) plus élevés pour la distance (D2 :100 m) que pour les autres distances. Les analyses statistiques révèlent que les concentrations en Pb pour les distances 150 m sont statistiquement différentes de celles des distances de 50 m et 100 m. Les teneurs en Cd pour les distances de 50 m sont statistiquement différentes que pour les distances de 100 m qui sont également statistiquement différentes que pour les distances de 150 m.

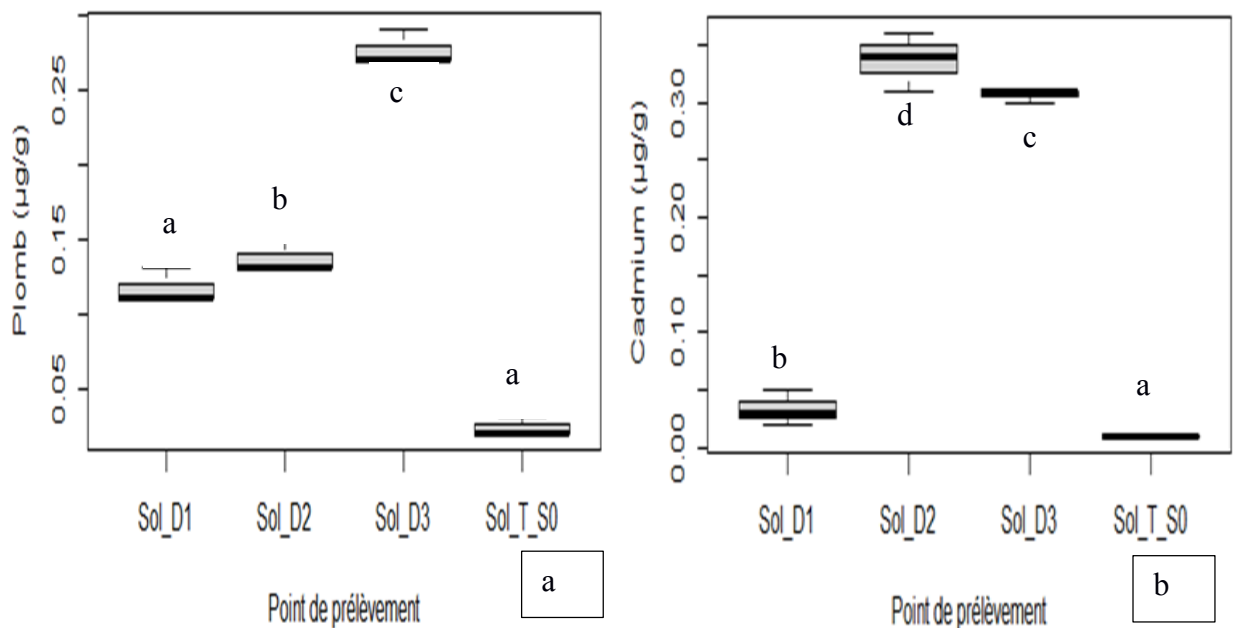


Fig. 48. Teneurs en plomb (a) et en cadmium (b) dans les échantillons de sol au Bois des singes.

III.1.2.2.2.3. Teneurs en plomb et en cadmium dans les échantillons de plantes et de fruits au Bois des singes

Les teneurs en ETM (Pb et Cd) ont été analysés dans les feuilles de *Talinum triangulare* et dans les fruits de *Carica papaya*. Les valeurs moyennes des concentrations sont rapportées dans la figure 49. Les analyses de ces métaux montrent les concentrations moyennes en plomb dans les feuilles de *Talinum triangulare* sont de l’ordre de $0,80 \pm 0,02$; $0,73 \pm 0,49$ et $0,07 \pm 0,01$ µg/g pour les distances 50, 100 et 150 m respectivement. Ces valeurs sont supérieures aux normes de L’OMS qui recommande les valeurs de 0,3 µg/g pour le plomb. Les fruits de *Carica papaya* ont présentés des valeurs inférieures aux normes à l’exception de ceux prélevés à 50 m qui étaient largement supérieures aux normes. Pour ce qui est du cadmium, l’ensemble des

échantillons de *Talinum triangulare* et de *Carica papaya* prélevés ont présentés des valeurs inférieures aux normes de rejets ($0,2 \mu\text{g/g}$) à toutes les distances de prélèvement à l'exception d'un échantillon de *Talinum triangulare* prélevées à 150 m du site de dépotage qui a présenté des valeurs de l'ordre de $1,02 \pm 0,02$ supérieures aux normes de rejet. Les analyses statistiques pour ce qui est des feuilles de *Talinum triangulare*, révèlent que la teneur en Pb à la distance de 50 m est statistiquement différente de celles des distances de 50 m et 100 m. La teneur en Cd à la distance de 50 m est statistiquement différente de celle de la distance de 100 m qui est également différente de celle de la distance de 150 m. Pour ce qui est des fruits de *Carica papaya*, les teneurs en plomb aux distances de 50 m et 100 m sont statistiquement différentes de celle de la distance de 150 m, et pour les teneurs en cadmium elles sont différentes significativement quelques soit la distance.

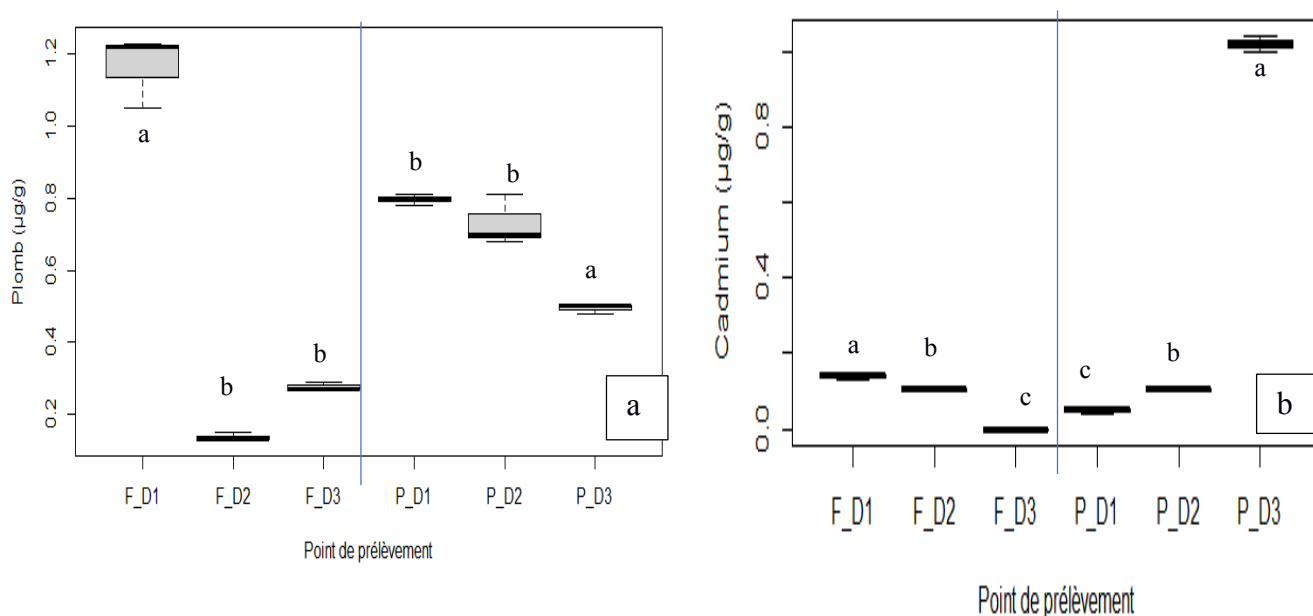
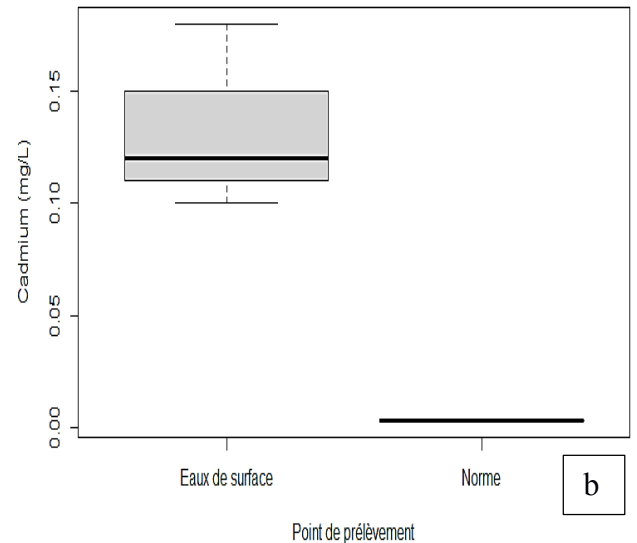
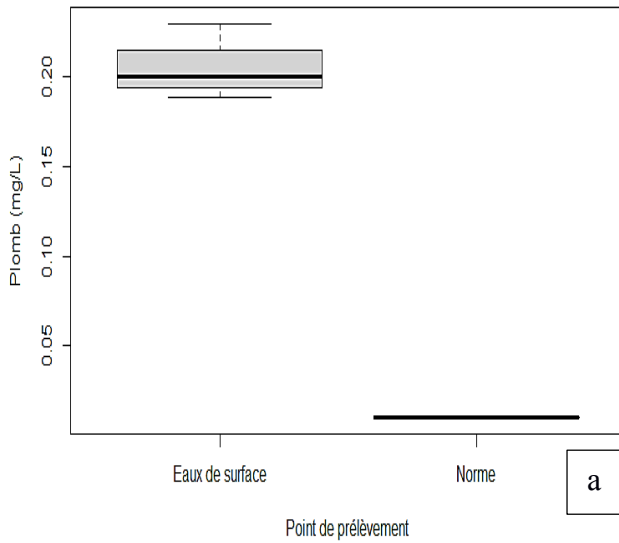


Fig. 49. Teneurs en plomb (a) et en cadmium (b) dans les échantillons de plantes.

III.1.2.2.2.4. Teneurs en plomb et en cadmium dans les échantillons d'eau de surface au Bois des singes

Les résultats des concentrations moyenne des ETM dans le cours d'eau situé au Bois des singes sont présentés dans la figure 55. Les concentrations moyennes en Pb ($0,307 \pm 0,021$ mg/L) et en Cd ($0,603 \pm 0,012$ mg/L) dans ces eaux de surface sont supérieures aux normes recommandées par l'OMS (Pb : 0,01 mg/L, Cd : 0,003 mg/L) par conséquent ces eaux ne doivent pas être utilisées pour l'irrigation et pour l'agriculture.

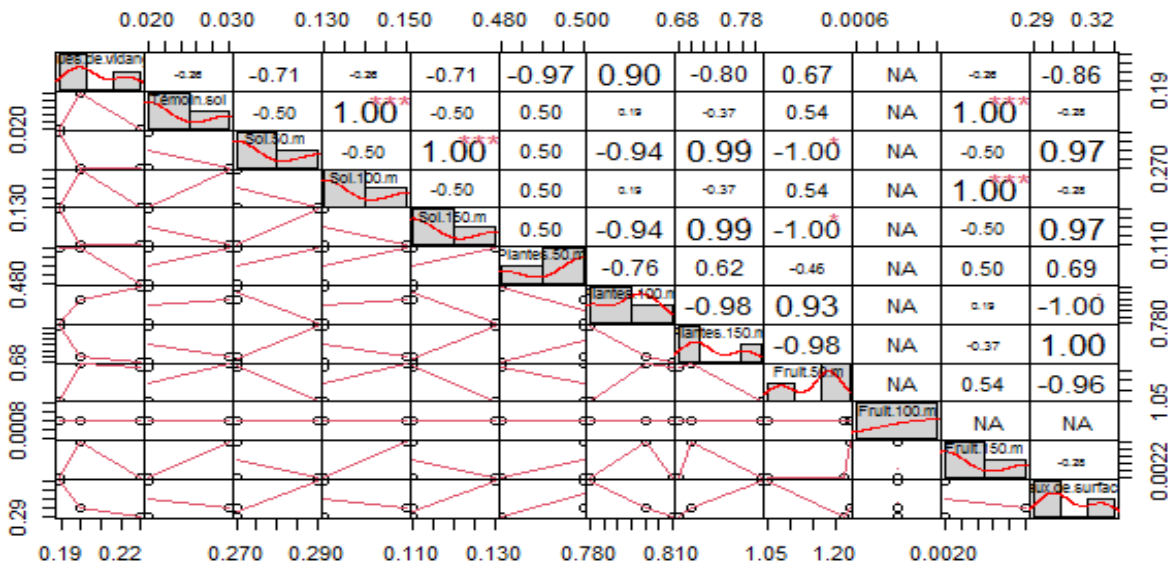
Fig. 50. Teneurs en plomb (a) et cadmium (b) dans les échantillons d'eau de surface.



III.1.2.2.2.5. Corrélation entre les teneurs en ETM contenue dans les boues de vidange, le sol, les plantes et les eaux de surface au Bois des singes

La teneur en plomb du sol témoin S0 est significativement et positivement corrélée à celle du sol prélevé à 50 m ($r=1^{***}$) et à celle des fruits prélevés à 50 m ($r=1^{***}$). La teneur en plomb du sol prélevé à 50 m est significativement et positivement corrélée à celle des fruits prélevés à 50 m ($r=1^{***}$) (Tableau XXI).

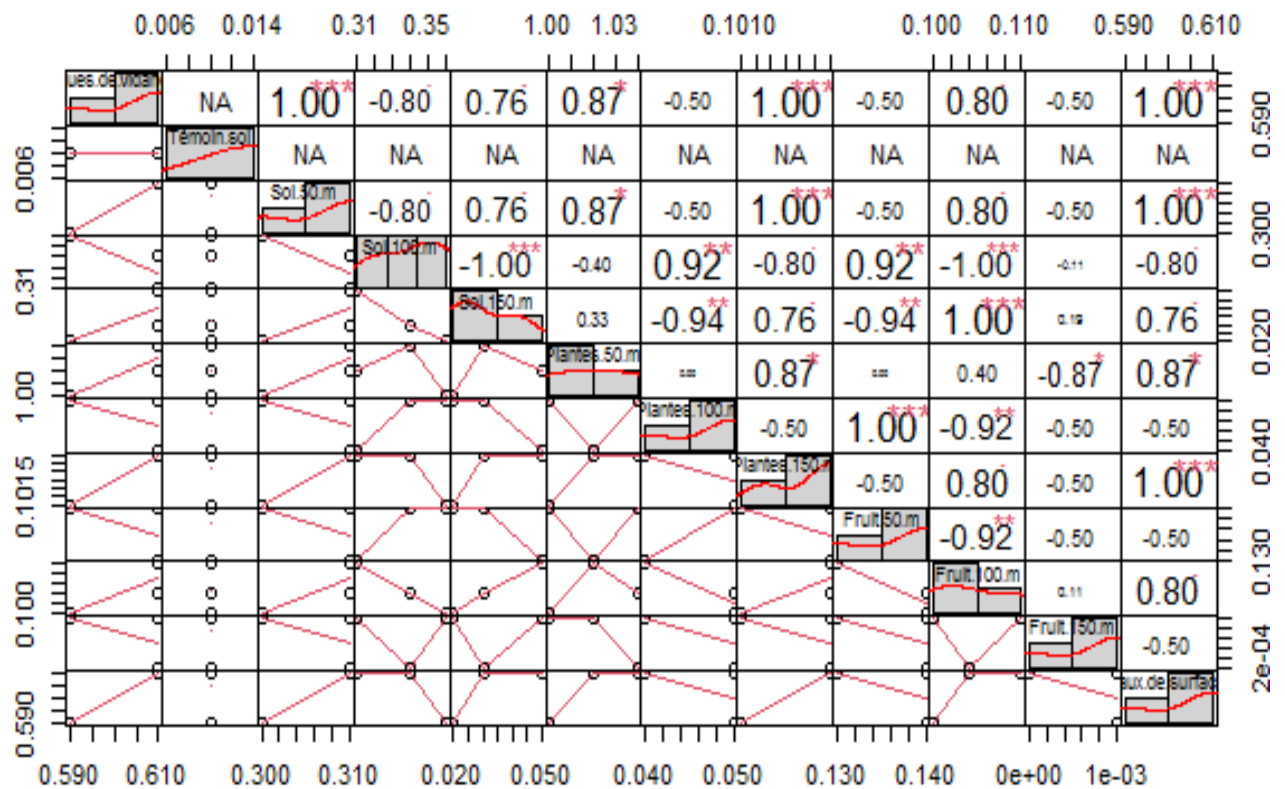
Tableau XXI. Corrélation entre les teneurs en plomb des boues de vidange, du sol, des plantes et des eaux de surface.



La corrélation est significative au niveau (0,05 bilatéral), ** La corrélation est significative au niveau (0,01 bilatéral), *** La corrélation est significative au niveau (0,001bilatéral).

La teneur en cadmium des boues de vidange est significativement et positivement corrélée à celle du sol prélevé à 50 m ($r=1^{***}$), des feuilles de *Talinum triangulare* à 50 m ($r=0,87^*$), des feuilles de *T. triangulare* et des fruits de *Carica papaya* prélevés à 100 m ($r=1^{***}$) (Tableau XXII). La teneur en cadmium des sols prélevés à 50 m est positivement et significativement corrélée à celles des feuilles récoltées à 50 m ($r=0,87^*$) et des eaux de surface ($r=1^{***}$). La teneur en cadmium des sols prélevés à 100 m est positivement et significativement corrélée à celles des feuilles récoltées à 100 m ($r=0,92^{**}$) et des fruits à 50 m ($r=0,92^{**}$). La teneur en cadmium des feuilles récoltées à 50 m est positivement et significativement corrélée à celle des eaux de surface ($r=0,87^*$).

Tableau XXII. Matrice de corrélation entre les teneurs en cadmium des boues de vidange, du sol, des plantes et des eaux de surface.



* La corrélation est significative au niveau (0,05 bilatéral), ** La corrélation est significative au niveau (0,01 bilatéral), *** La corrélation est significative au niveau (0,001 bilatéral).

III.1.2.3. Caractérisation des risques environnementaux.

Le tableau XXIII présente l'analyse préliminaire des risques environnementaux (APR). Il intègre tous les éléments nécessaires à une analyse qualitative des risques notamment les

situations de danger, les causes des risques, les risques proprement dits, les conséquences, le degré de criticité et les mesures de prévention existantes.

Au niveau du maillon amont, les principales situations de dangers suite à l'usage des latrines non hygiéniques et dysfonctionnelles sont notamment l'exposition aux mauvaises odeurs et aux boues de vidange, l'exposition des eaux de surfaces et des eaux souterraines aux substances toxiques contenues dans les boues de vidange. Les causes de ces situations de dangers sont majoritairement la mauvaise construction et le mauvais entretien des dispositifs d'assainissement autonome. Les risques recensés au niveau de ce maillon sont la diffusion des odeurs nauséabondes au sein des ménages, la pollution du sol, des eaux souterraines qu'utilisent les ménages. Ces risques ont été évalués et ont obtenus des scores allant de 15 à 80. Les conséquences que pourraient entraîner ces risques sont la pollution de l'air, l'enlaidissement du paysage, l'eutrophisation des plans d'eau, la contamination de la faune et de flore terrestre et aquatiques (Tableau XXIII).

Au niveau du maillon intermédiaire, les situations de dangers observées sont l'exposition aux mauvaises odeurs et aux fumées toxiques produites par les camions lors de la vidange, du transport et du dépotage des boues, l'exposition du sol aux boues de vidange déversées accidentellement. Les causes de ces situations de dangers sont principalement l'usage de matériel de vidange et de camions de transport vétustes et usés. Les risques qui ont été recensés sont : la diffusion des odeurs nauséabondes et des fumées toxiques lors du transport des boues. Ces risques ont été enregistrés avec des scores variant de 24 à 40. Les conséquences relatives à ces risques sont : la pollution de l'air, la contamination de la faune et de la flore, l'enlaidissement du milieu (Tableau XXIII).

Au niveau du maillon aval, les situations de dangers sont l'exposition aux mauvaises odeurs lors du dépotage des boues, l'exposition du sol et des plantes aux boues de vidange déversées au Bois des singes. La cause de ces situations de dangers est principalement le non-respect des règles de construction du site de dépotage. Les risques recensés sont : la diffusion des odeurs nauséabondes au Bois des singes lors du dépotage des boues, la pollution du sol au du Bois des singes, la contamination des plantes au Bois des singes. Ces risques ont des scores variant de 40 à 80. Les conséquences relatives à ces risques sont : la pollution de l'air, la contamination de la faune et de flore, l'enlaidissement du milieu (Tableau XXIII).

Tableau XXIII. Analyse préliminaire des risques environnementaux liés à la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala. E= Risque élevé, TE = Risque très élevé.

Différents maillons de la Chaîne de gestion des boues de vidange	Situation de dangers	Causes	Risques	Proportion des ménages exposés (%)	Conséquences	Evaluation des risques en cas de contrôle existant				Sécurités existantes
						P = Probabilité	G = Gravité	Score	R = Risque	
Maillon amont de la chaîne de gestion des boues de vidange	Exposition aux mauvaises odeurs dans les toilettes	-Toilettes mal construites -Toilettes mal entretenues	Diffusion des odeurs nauséabondes au sein des ménages	29,13 (127 ménages)	Pollution de l'air	4	3,75	15	E	Certaines latrines ne sont pas nettoyées régulièrement
	Exposition du sol aux boues de vidange issues des latrines à canon	-Toilettes conformes	Pollution du sol par les boues au niveau des ménages	1,8 % (12 ménages)	- Enlaidissement du paysage -contamination de la faune et de flore	5	16	80	TE	Certains ménages présentent les latrines non conformes
	Exposition des eaux de surface aux substances toxiques contenues dans les boues de vidange issues des latrines à canon	-Toilettes conformes	Pollution des eaux de surface près des ménages	1,8 % (12 ménages)	- Contamination de la faune et de flore aquatiques - Eutrophisation des plans d'eau	5	16	80	TE	Certains ménages présentent les latrines non conformes

	Exposition des eaux souterraines aux substances toxiques contenues dans les boues de vidange.	-DAA sont mal construites -Non-respect de la distance recommandée entre les DAA et les dispositifs d'approvisionnement en eau.	Pollution des eaux souterraines dans les ménages	51 % (327 ménages)	Contamination de la faune et de flore aquatique	4	6,2	24,8	E	Certains ménages présentent des DAA non conformes
Maillons intermédiaires (chaîne de transport et de collecte)	Exposition aux mauvaises odeurs lors de la vidange et du dépotage des boues	- Usage d'un matériel de vidange des boues de mauvaise qualité	Diffusion des odeurs nauséabondes dans la ville de Douala lors de la vidange des boues	82,7 % (527 ménages)	Pollution de l'air	4	8	32	E	Le matériel de vidange des boues n'est pas toujours conforme
	Exposition aux mauvaises odeurs lors du transport des boues pour le dépotage	-Usage des camions de transport des boues usés ou vétuste	Diffusion des odeurs nauséabondes dans la ville de Douala lors du transport des boues	71,8 % (29 vidangeurs et population locale)	Pollution de l'air	5	8	40	TE	Le matériel de transport des boues n'est pas toujours conforme
	Exposition aux fumées produites par les camions en mauvais état lors du transport	-Usage des camions de transport des usés ou vétuste	Diffusion des fumées toxiques dans la ville de Douala lors du transport des	71,8% (29 vidangeurs et population locale)	Pollution de l'air	4	8	32	E	Le matériel de transport des boues n'est pas toujours conforme

	des boues pour le dépotage		boues pour le dépotage							
	Exposition du sol aux boues de vidange déversées accidentellement lors du transport des boues pour le dépotage	- Usage des camions de transport des boues usés où vétuste)	Pollution du sol par les boues lors du transport pour le dépotage	Population locale)	- Contamination de la faune et de flore - Enlaidissement du milieu	3	8	24	E	Le matériel de transport des boues n'est pas toujours conforme
Maillon aval (dépotage et traitement des boues de vidange)	Exposition aux mauvaises odeurs lors du dépotage des boues et au site des Bois des singes	- Site de dépotage des boues ne respectant pas les règles	Diffusion des odeurs nauséabondes au Bois des singes lors du dépotage des boues	2 vidangeurs, les agents d'entretien du site de dépotage et 79 ménages riverains sur rayon de 50 m du site de dépotage des Bois des singes	Pollution de l'air	5	8	40	TE	Le site de dépotage des boues n'est pas conforme
	Exposition du sol aux boues de vidange déversées au Bois des singes	-Site de dépotage des boues ne respectant pas les règles	Pollution du sol au des Bois des singes	79 ménages riverains sur rayon de 50 m du site de dépotage des Bois des singes)	- Contamination de la faune et de flore - Enlaidissement du milieu	5	16	80	TE	Le site de dépotage des boues n'est pas conforme

	Exposition des plantes aux boues de vidange déversée au Bois des singes	-Site de dépotage des boues ne respectant pas les règles	Contamination des plantes au Bois des singes	79 ménages riverains sur rayon de 50 m du site de dépotage des Bois des singes	- Contamination de la faune et de flore - Enlaidissement du milieu	5	16	80	TE	Le site de dépotage des boues n'est pas conforme
	Exposition des points d'eau des Bois des singes par les boues de vidange	Site de dépotage des boues ne respectant pas les règles	Pollution des eaux souterraines des Bois des singes	79 ménages riverains sur rayon de 50 m du site de dépotage des Bois des singes	- Contamination de la faune et de flore aquatique	5	16	80	TE	Le site de dépotage des boues n'est pas conforme

III.1.2.4. Risques environnementaux Hiérarchisés

L'analyse préliminaire des risques a permis de faire une hiérarchisation des risques observés au niveau des différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange. Cette hiérarchisation permet d'avoir une vision générale sur l'ensemble des risques et de proposer des solutions en fonction des priorités qui s'y prête.

Les risques les plus élevés sont observés au niveau du maillon aval de la chaîne de gestion des boues de vidange (site de dépotage des Bois des singes) avec des scores de 80 chacun pour la pollution du sol au des Bois des singes, la contamination des plantes au Bois des singes, la pollution des eaux souterraines des Bois des singes et un score de 40 pour la diffusion des odeurs nauséabondes au Bois des singes lors du dépotage des boues (Fig. 51). Les risques moyens ont été obtenu au niveau du maillon amont de la chaine de gestion des boues de vidange (ménages) avec des scores de 15 pour la diffusion des odeurs nauséabondes au sein des ménages, 80 pour Pollution du sol par les boues au niveau des ménages et Pollution des eaux de surface près des ménages respectivement et 24,8 pour Pollution des eaux souterraines dans les ménages (Fig. 51).

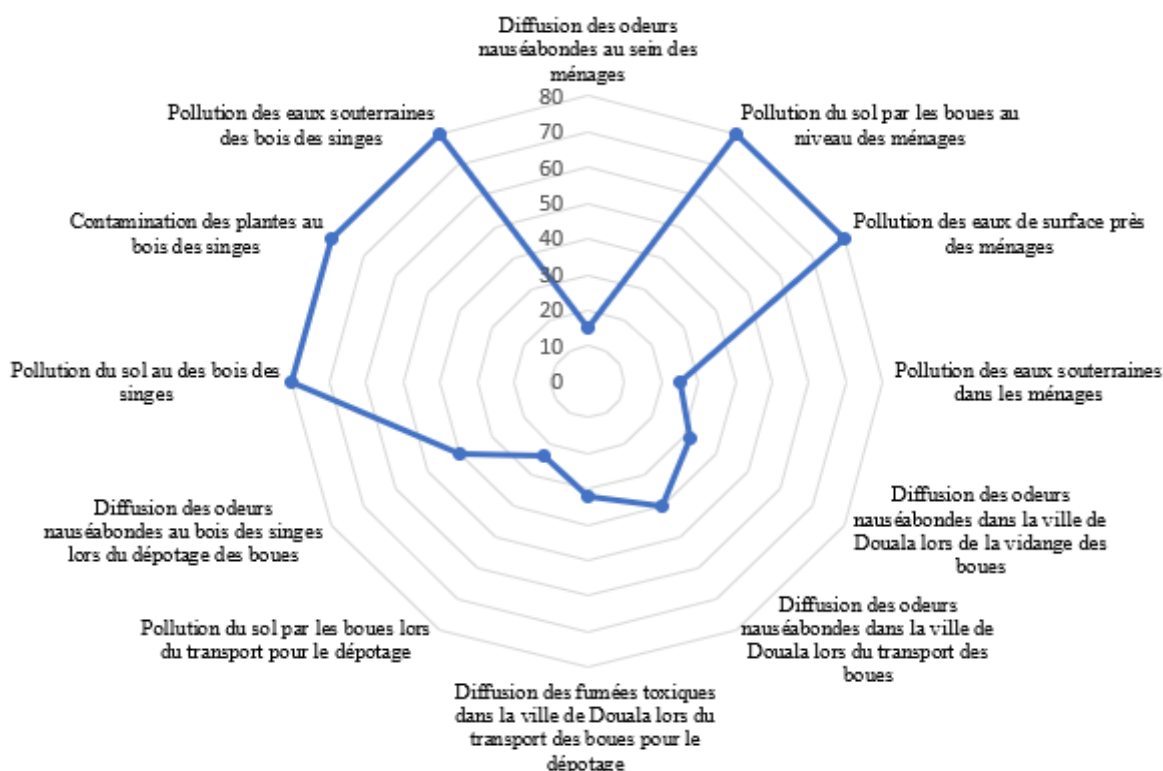


Fig. 51. Hiérarchisation des risques environnementaux le long de la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala.

Les risques les plus faibles ont été observés au niveau du maillon intermédiaire de la chaîne de gestion des boues de vidange (les vidangeurs) avec des scores de 32 pour la diffusion des odeurs nauséabondes et la diffusion des fumées toxiques dans la ville de Douala lors du transport des boues pour le dépotage lors de la vidange des boues et respectivement, de 40 pour la diffusion des odeurs nauséabondes dans la ville de Douala lors du transport des boues et de 24 pour la pollution du sol par les boues lors du transport pour le dépotage (Fig. 51).

III.1.3. Risques sanitaires le long de la chaîne de gestion des boues de vidange

III.1.3.1. Dangers où événements dangereux

III.1.3.1.1. Données sanitaires au niveau des districts de santé de la ville de Douala

Les données sanitaires au niveau des districts de santé de 2017 et 2018 montrent que plus de la moitié de la population souffre de maladies liées à l'eau et l'assainissement (Tableau XXIV). Il ressort que la fièvre typhoïde (28,81 %) et le paludisme (61,87 %) sont les maladies les plus récurrentes.

Tableau XXIV. Données sanitaires dans les districts de santé de la zone d'étude. A.S: Aire de santé.

Maladies	District de santé de Deido (A.S = 101)		District de santé de New Bell (A.S = 11)		Nombre total de cas	%
	Année 2017	Année 2018	Année 2017	Année 2018		
	Choléra	0	0	0		
Diarrhée sanglante	35	40	69	43	187	0,16
Fièvre jaune	75	55	37	24	191	0,17
Fièvre Typhoïde	10 885	9 065	5 685	7 315	32 950	28,81
Gastroentérite aigue sévère	2 835	2 260	2 706	1 312	9 113	7,97
Méningite	/	/	6	27	33	0,03
Paludisme	23 155	18 915	15 322	13 374	70 766	61,87
Paralysie Flasque Aigue	35	25	5	3	68	0,06
Rougeole	0	1	26	18	45	0,04
Syndrome grippal	/	/	600	428	1 028	0,90

III.1.3.1.2. Prévalence des maladies au sein des ménages

Sur l'ensemble des personnes ayant déclarées avoir souffert d'une maladie les deux années ayant précédées l'enquête dans ménages enquêtés, 2,7 % ont souffert du choléra ; 14 % ont souffert d'amibiases ; 8 % de diarrhée ; 16,3 % de typhoïde, 18,2 % de paludisme ; 6,4 % de fièvre jaune ; 3,8 % de maladies de la peau. La proportion des personnes ayant souffert de maladies pulmonaires et respiratoires sont les plus élevées dans l'ensemble des ménages et représente 21,2 % (Fig. 52).

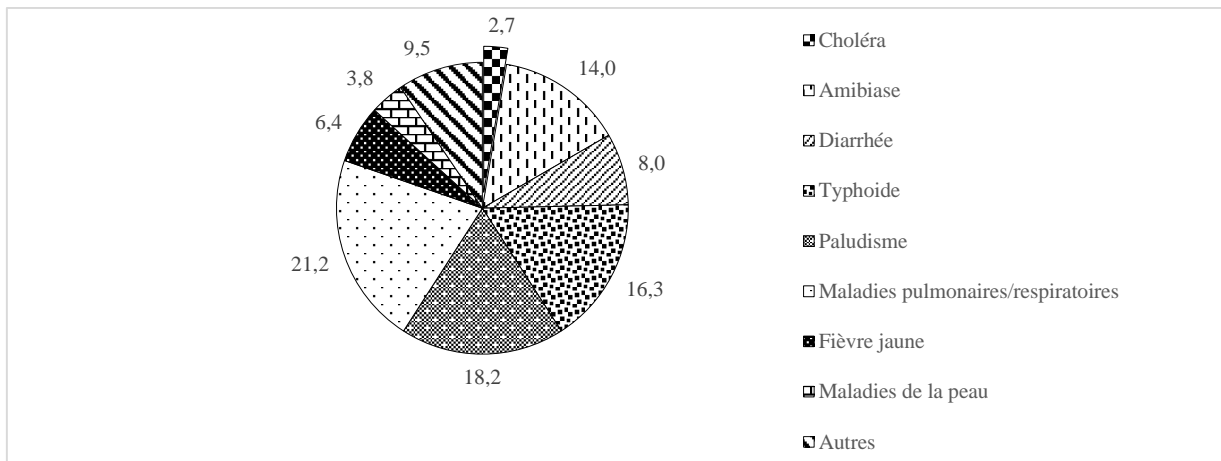


Fig. 52. Maladies recensées au sein des ménages enquêtés de la zone d'étude (n = 465).

III.1.3.1.2.1. Relation entre les maladies, la fréquence et le mode de nettoyage des latrines ainsi que le mode d'approvisionnement en eau dans les ménages enquêtés

Pour évaluer la relation entre les types de maladies rencontrés dans les ménages et la fréquence de nettoyage des latrines, le test khi-carré de Pearson a été effectué. La probabilité ($\chi^2 = 48,56$; $p = 0,67$) obtenue indique que la fréquence de nettoyage des latrines n'influence pas significativement les types de problèmes rencontrés dans les latrines. En effet, la grande majorité des maladies est représentée dans l'ensemble des ménages quel que soit la fréquence de nettoyage. Les latrines qui sont nettoyées tous les jours présentent moins de maladies et avec des proportions les plus faibles notamment 2,2 % pour amibiase, diarrhée, maladies pulmonaires et respiratoires ; 1,5 % pour typhoïde ; 2,9 % pour paludisme ; et 0,7 % pour maladies de la peau et autres types de maladie. Les latrines nettoyées une fois la semaine présentent des proportions les plus élevées pour les maladies dans l'ensemble des ménages avec des valeurs respectives de 0,7 % pour choléra ; 9,6 % pour amibiase ; 4,4 % pour diarrhée ; 8,1 % pour typhoïde ; 5,1 % pour paludisme ; 5,9 % pour les maladies pulmonaires et respiratoires et 1,5 % pour la fièvre jaune et les maladies de la peau (Fig. 53a).

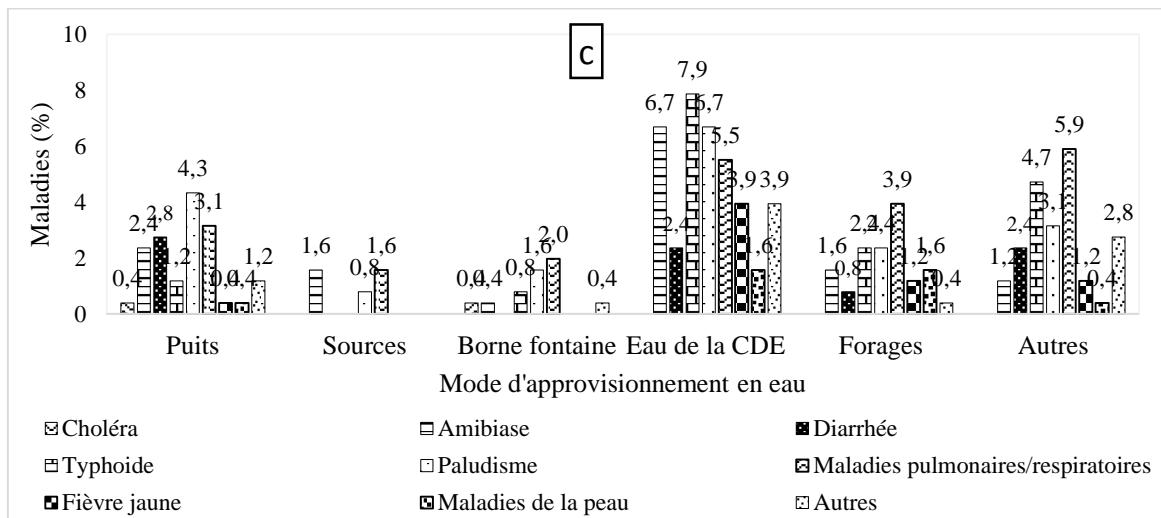
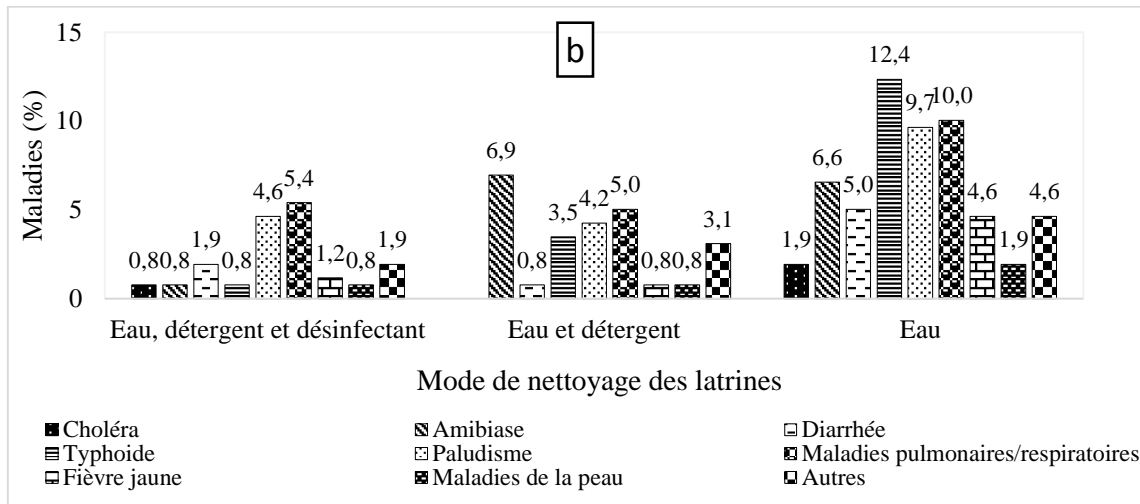
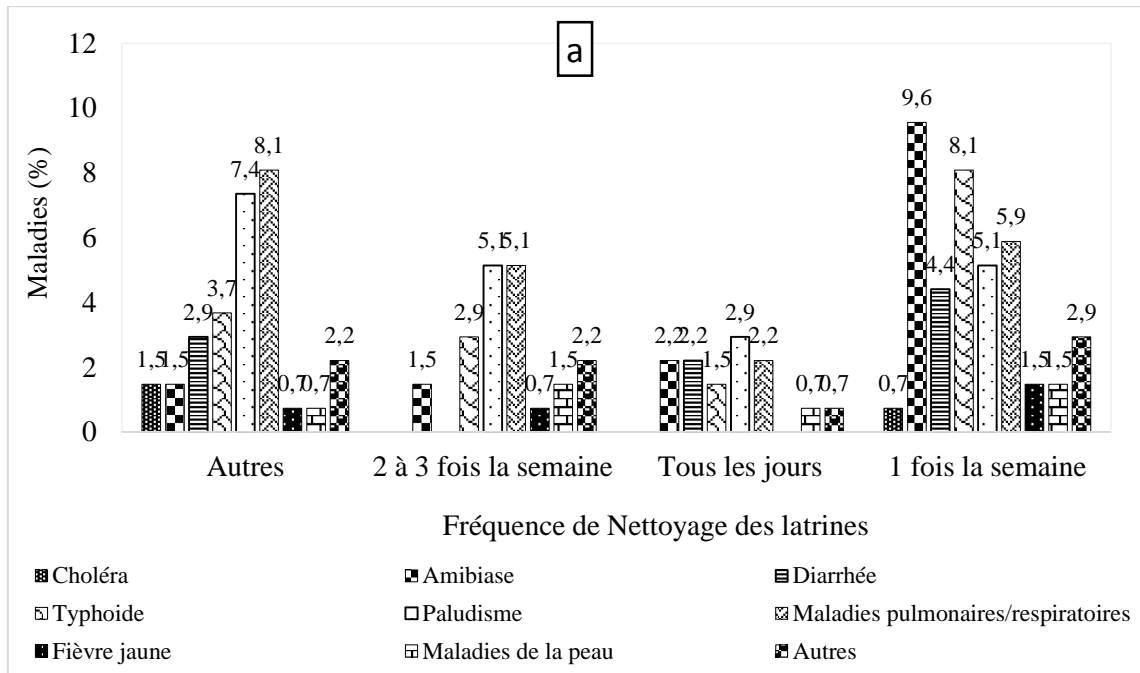


Fig. 53. Relation entre la fréquence (a, (n=237)), le mode (b, (n=237)) de nettoyage des latrines, le mode d'approvisionnement en eau (c, (n=258)) dans les ménages enquêtés et les maladies.

Le test khi-carré de Pearson ($\chi^2 = 43,38$; $p=0,17$) montre qu'il n'existe pas de lien significatif entre les problèmes rencontrés dans les ménages et le mode nettoyage des latrines. En effet, toutes les maladies sont représentées dans l'ensemble des ménages et ne dépendent pas du mode de nettoyage des latrines. Cependant les latrines qui sont nettoyés avec de l'eau uniquement présentent le plus grand nombre de cas de maladies avec les fréquences respectives de 1,9 % ; 6,6 % ; 5 % ; 12,4 % ; 9,7 % ; 10 % et 4,6 % pour le choléra et les maladies de la peau, les amibiases, la diarrhée, la typhoïde, le paludisme, les maladies pulmonaires/respiratoires, la fièvre jaune et les maladies de la peau. Les latrines nettoyées avec de l'eau, les détergents et les désinfectants présentent des fréquences plus basses dans l'ensemble avec notamment 0,8 % pour le choléra, les amibiases, la typhoïde et les maladies de la peau (Fig. 53b).

L'analyse des données montre que les modes d'approvisionnement en eau utilisés dans la zone d'étude ont une influence sur la santé des populations ($\chi^2 = 107,38$ et $p < 0,001$). En effet, toutes les maladies ne sont représentées dans l'ensemble des ménages enquêtés. Le choléra est représenté uniquement et avec de très faibles proportions (0,4 %) dans les ménages qui utilisent l'eau des puits, l'eau des bornes fontaines. Les autres types de maladies notamment amibiases, typhoïde et paludisme sont représentés majoritairement (6,6 %, 7,9 % et 6,7 %) dans les ménages utilisant principalement l'eau de la CDE (Fig. 53c).

III.1.3.1.2.2. Impact de la distance point d'eau latrine sur la recrudescence des maladies

Le test de corrélation khi-carré de Pearson ($\chi^2 = 28,64$ et $p = 0,13$) révèlent qu'il n'existe pas de différence significative entre le type de maladies rencontrées dans les ménages et la distance séparant les points d'eau des latrines. En effet, le choléra (2,4 %) a été retrouvé uniquement dans les ménages donc la distance séparant la source d'approvisionnement en eau et les latrines est comprise entre 15 et 20 m (2,6 %) et plus de 20 m (0,9 %) (Fig. 54). Les autres types de maladies notamment les amibiase, paludisme sont majoritaires (6,9 %) dans les ménages qui ont des distances points d'eau/ latrines comprises entre 5 et 10 m. Les distances supérieures à 20 m sont celles qui comprennent le moins de maladies et avec des proportions les plus basses notamment 0,9 % pour le choléra, la typhoïde, les maladies pulmonaires/respiratoires et 1,7 % pour les maladies de la peau et les autres types de maladies.

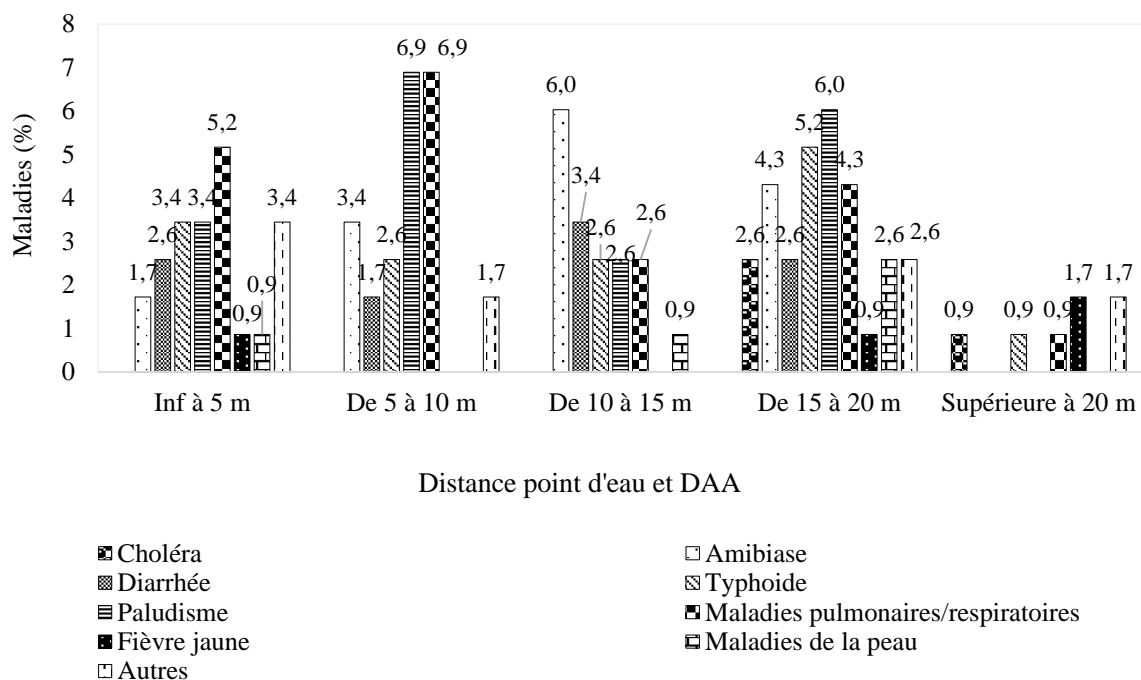


Fig. 54. Impact de la distance point d'eau latrine sur la recrudescence des maladies.

III.1.3.1.2.3. Personnes les plus affectées aux maladies au sein des ménages enquêtés

Parmi les personnes affectées par les maladies dans la zone d'étude, 46 % sont des enfants de moins de 5 ans, 10 % des adolescents, 17 % des adultes et 27 % des enfants et des adultes (Fig. 55).

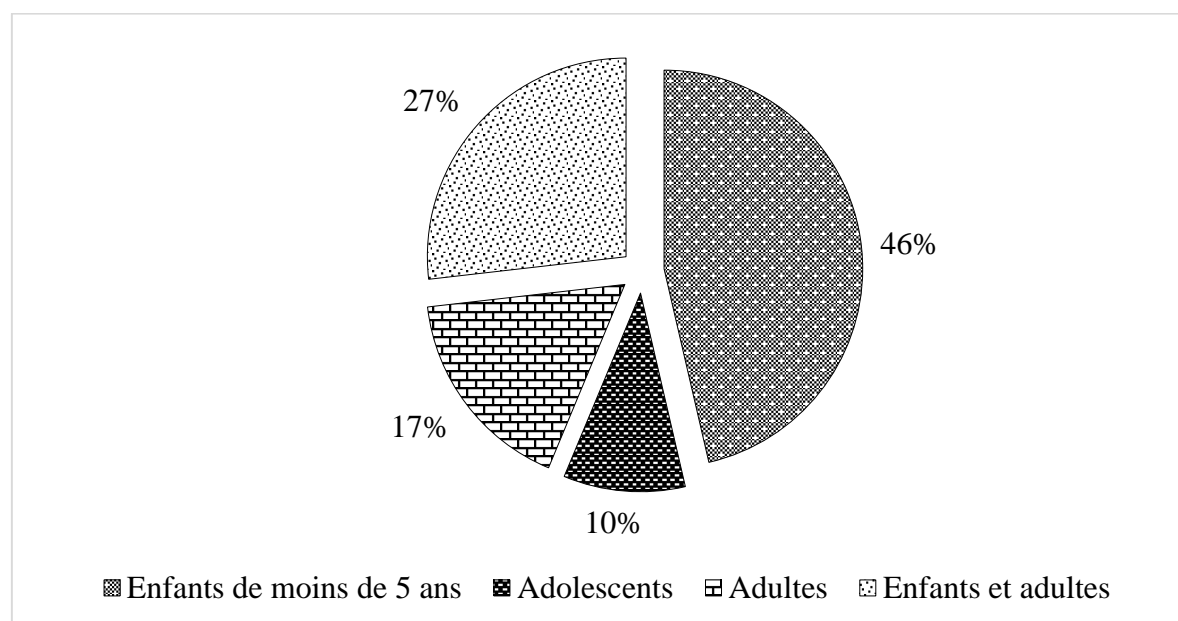


Fig. 55. Proportion des personnes affectées par les maladies au niveau des ménages (n = 465).

III.1.3.1.3. Données sanitaires au niveau des vidangeurs et employés du site de dépotage du Bois des singes

III.1.3.1.3.1. Maladies recensées aux niveaux des vidangeurs et gestionnaires du site de dépotage

Pour l'ensemble des vidangeurs et des employés du site de dépotage des Bois des singes interrogés, les maladies les plus couramment rencontrées sont les maladies hydriques et celles liées aux mauvaises conditions d'hygiène et d'assainissement 65,62 % (6,25 % amibiase, 12,50 %, diarrhée, 25 % typhoïde, 3,13 % maladies de la peau, 18,75 % paludisme); 12,50 % de ces maladies sont d'origine respiratoire et pulmonaire et seulement 21,88 % cas des maladies ne sont pas liés à l'assainissement (Fig. 56).

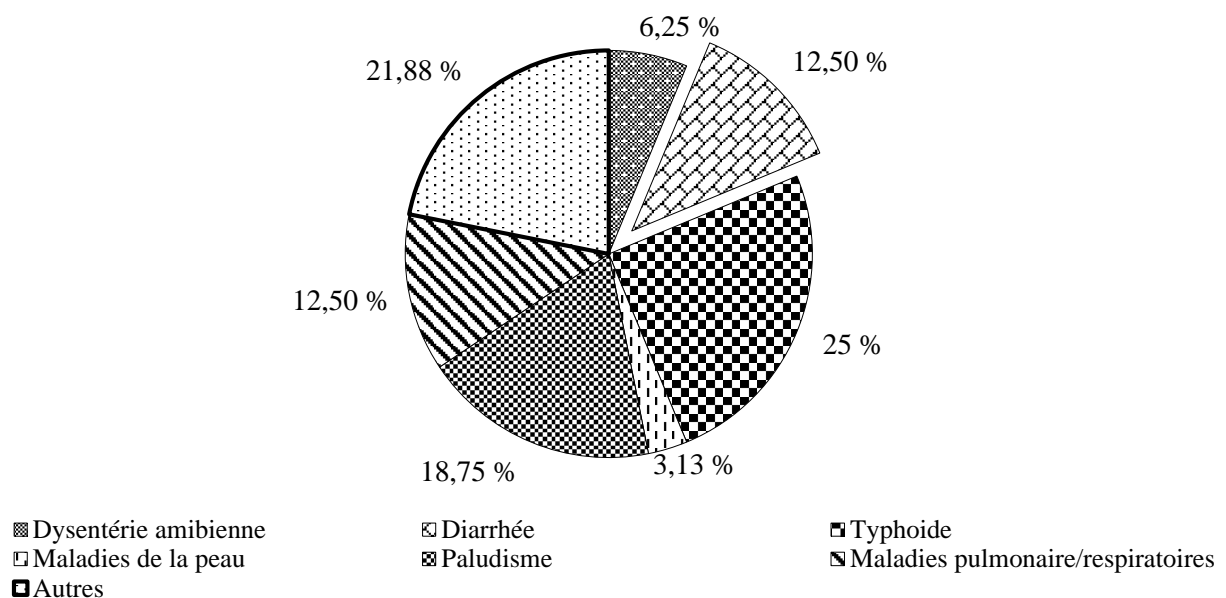


Fig. 56. Proportion des personnes affectées par les maladies au niveau des vidangeurs et des gestionnaires du site de dépotage (n= 32).

III.1.3.1.3.2. Relation entre la survenue des blessures pendant la manipulation des boues, les maladies et le port des EPI aux niveaux des vidangeurs et gestionnaires du site de dépotage

La variable port des équipements de protection n'est pas significativement lié à la survenue d'une blessure pendant l'activité de vidange ($\chi^2 = 10,02$ et $p = 0,36$) (Fig. 57). En effet, 10,53 % et 11 % des vidangeurs ayant pour matériel de protections les gants et les bottes uniquement admettent s'être déjà blessés pendant l'exercice de leur fonction.

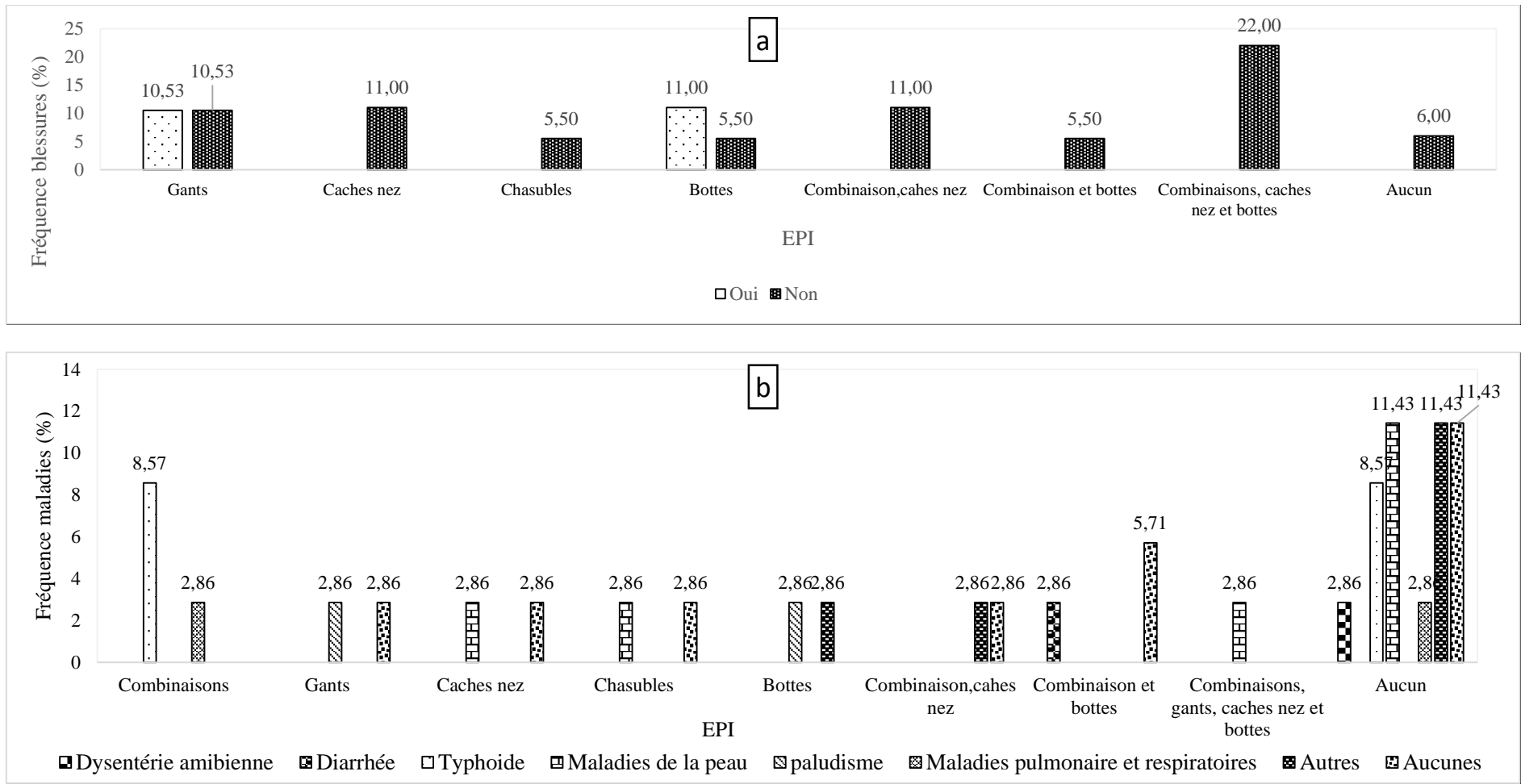


Fig. 57. Relation entre les blessures (a, (n= 36)), les maladies recensées (b, (n= 32)) et le port des équipements de protection individuelle chez les vidangeurs de la ville de Douala.

Les autres vidangeurs notamment ceux utilisant les caches nez (11 %), les chasubles (5,50 %), les combinaisons et caches nez (11 %), les combinaisons et les bottes (5,50 %), les combinaisons les caches nez et les bottes (22 %) déclarent ne s'être jamais blessés pendant leur travail (Fig. 57a).

Le test de corrélation khi-carré de Pearson ($\chi^2 = 65,05$ et $p = 0,405$) révèlent que les variables port des équipements de protection et maladies ne sont pas significativement liées. En effet, les différentes maladies sont représentées chez les individus quel que soit le type de matériaux de protection utilisé. Il est à noter cependant que les personnes se protégeant à l'aide de combinaison, caches nez, gants et bottes présentent uniquement les maladies de la peau avec un pourcentage de 2,86 %. La plus grande représentativité des maladies a été observée chez les opérateurs n'utilisant aucun équipement de protection notamment 2,86 % pour la dysenterie amibienne et les maladies pulmonaires, 8,5 % pour la typhoïde et 11,43 % pour les maladies de la peau les autres types de maladies (Fig. 57b).

III.1.3.2. Caractéristiques bactériologiques et parasitaires des boues de vidange des sols, des plantes, des fruits au site de dépotage des Bois des singes et des points d'eau dans la ville de Douala

III.1.3.2.1. Qualité bactériologique et parasitaire des boues de vidange

III.1.3.2.1.1. Qualité bactériologique des boues de vidange

La concentration des bactéries dans les échantillons de boues de vidange est très élevée (Tableau XXV). Les valeurs moyennes des concentrations sont de l'ordre de 3 701 43 et 2 992 857 UFC/100 mL pour les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux, respectivement. Ces valeurs sont largement supérieures à celle recommandées par les normes MINEPDED et les normes de L'OMS.

Tableau XXV. Qualité bactériologique des boues de vidange au site de dépotage des Bois des singes (n=7).

Parameters	Moyenne	Écart type	minimum	Maximum	Normes MINEPDED (2008)	Normes OMS (2006)
CF (UFC/100 mL)	3 701 43	4 274 800	190 000	1 3000 00	2000	1000
SF (UFC/100 mL)	2 992 857	2 151 827	1 300 000	7 000 000	1000	1000

III.1.3.2.1.2. Caractéristiques parasitaires des boues de vidange

Les résultats obtenus ont révélé une forte variation du nombre d'œufs d'helminthes dans les boues de vidange brute (Fig. 58 ; Tableau XXVI). Le nombre d'œufs variait d'environ 2890 à 8 000 œufs/L. Environ 43 % du nombre total d'œufs appartenaient à *Tenia* sp. Tandis que 28 % et 25 % respectivement étaient *Ascaris lumbricoides* et *Strongyloides stercoralis*. *Hymenolepis nana*, *Trichuris trichiura* et *Trichostrongylus ovum* constituant les 4 % (0,6, 2,7 et 0,6 %) restants.


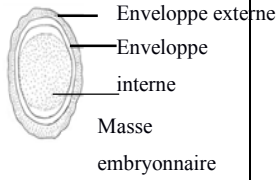

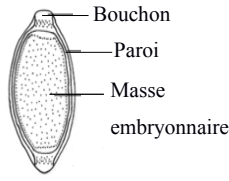
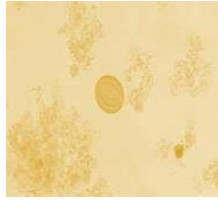
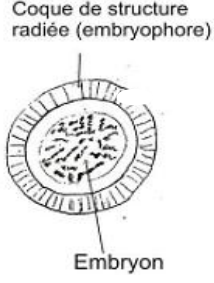

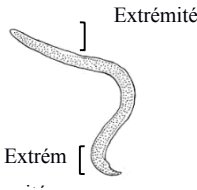
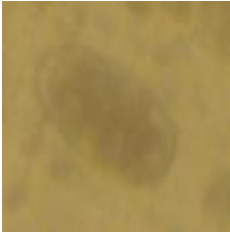
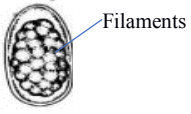

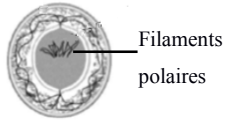
			
<p>Œuf de <i>Ascaris lumbricoides</i> 55-75 μm x 35-50μm</p>		<p>Œuf de <i>Trichuris trichiura</i> 50-55μm x 22-24μm</p>	
			
<p>Œuf de <i>Tenia</i> sp. 50-60 μm x 20-30 μm</p>		<p>Œuf de <i>Strongyloides stercoralis</i> 180-380 μm x 14-20 μm</p>	
			
<p>Œuf de <i>Trichostrongylus ovum</i> 30-47 μm</p>		<p>Œuf de <i>Hymenolepis nana</i> 175 μm x 45-70 μm</p>	

Fig. 58. Quelques types d'œufs d'helminthes identifiées (et les schémas extraits de la clé d'identification) dans les boues de vidange (Grossissement 10 X).

Tableau XXVI. Caractéristiques parasitaires des boues de vidange au site de dépotage des Bois des singes (n =7).

Espèces d'œufs d'helminthes (Nombre d'œuf/L)	Moyenne	Pourcentage	Ecart type	Minimum	Maximum
<i>Tenia</i> sp.	2 007	43 %	1 965	0	5 560
<i>Ascaris lumbricoides</i>	1 301	28 %	581	440	2 000
<i>Strongyloides stercolaris</i>	1 141	25 %	774	440	2 220
<i>Hymenelopsis nana</i>	31	0,6 %	83	0	220
<i>Trichuris trichiura</i>	126	2,7 %	215	0	440
<i>Trichostrongylus ovum</i>	31	0,6 %	83	0	220
Total	4 639	100 %	1 782	2 890	8 000

III.1.3.2.2. Qualité parasitaire des sols au site de dépotage des Bois des singes

L'analyse parasitologique des sols a révélé la présence des parasites (œufs d'helminthes) dans les échantillons prélevés aux distances 50 m (D₁) et 100 m (D₂) du site de dépotage des Bois des singes (Tableau XXVII). En effet, un nombre total de 1 580 œufs /L a été obtenu. De ce total, ont été identifiées deux principales espèces à savoir *Ascaris lumbricoides* et *Strongyloides stercolaris*. Ces espèces se sont distinguées avec un nombre de 630 germes/L pour *Ascaris lumbricoides* et de 500 germes/L pour *Strongyloides stercolaris* au sol prélevé à 50 m et un nombre de 450 germes/L pour *Strongyloides stercolaris* au sol prélevé à 100 m.

Tableau XXVII. Qualité parasitaire des sols au site de dépotage des Bois des singes.

Espèces d'œufs d'helminthes (Nombre d'œuf/L)	Sol témoin	D1 (50 m)	D2 (100 m)	D3 (150 m)
<i>Ascaris lumbricoides</i>	/	630	/	/
<i>Strongyloides stercolaris</i>	/	500	450	/
Total	/	1130	450	/

III.1.3.2.3. Qualité Bactériologique et parasitaire des plantes et des fruits au site de dépotage des Bois des singes

III.1.3.2.3.1. Qualité bactériologique des plantes et des fruits au Bois des singes

L'analyse bactériologique des échantillons de feuilles de *Talinum triangulare* et des fruits de *Carica papaya* au niveau du site de dépotage des Bois des singes a montré que l'ensemble des échantillons comprenait les germes témoins de pollution fécale (Fig. 59). Les feuilles de *Talinum triangulare* ont présenté des valeurs de l'ordre de 33 UFC/100 mL, de 24 UFC/100 mL et de 20 UFC/100 mL aux distances 50, 100 et 150 m pour les coliformes fécaux et les valeurs de 14 UFC/100 mL, de 16 UFC/100 mL et de 13 UFC/100 mL pour les streptocoques fécaux respectivement. Pour les fruits de *Carica papaya*, les valeurs des coliformes fécaux étaient de l'ordre de 19 UFC/100 mL, de 7 UFC/100 mL et de 3 UFC/100

mL aux distances 50, 100 et 150 m et celles des streptocoques fécaux étaient de l'ordre de 11 UFC/100 mL, 5 UFC/100 mL et 1 UFC/100 mL aux distances 50, 100 et 200 m respectivement. De manière générale, les concentrations en germes de la pollution fécales décroissent considérablement lorsque la distance est un peu plus éloignée du site de dépotage, à l'exception des streptocoques fécaux qui ont présentés des teneurs plus élevées à la distance 100 m.

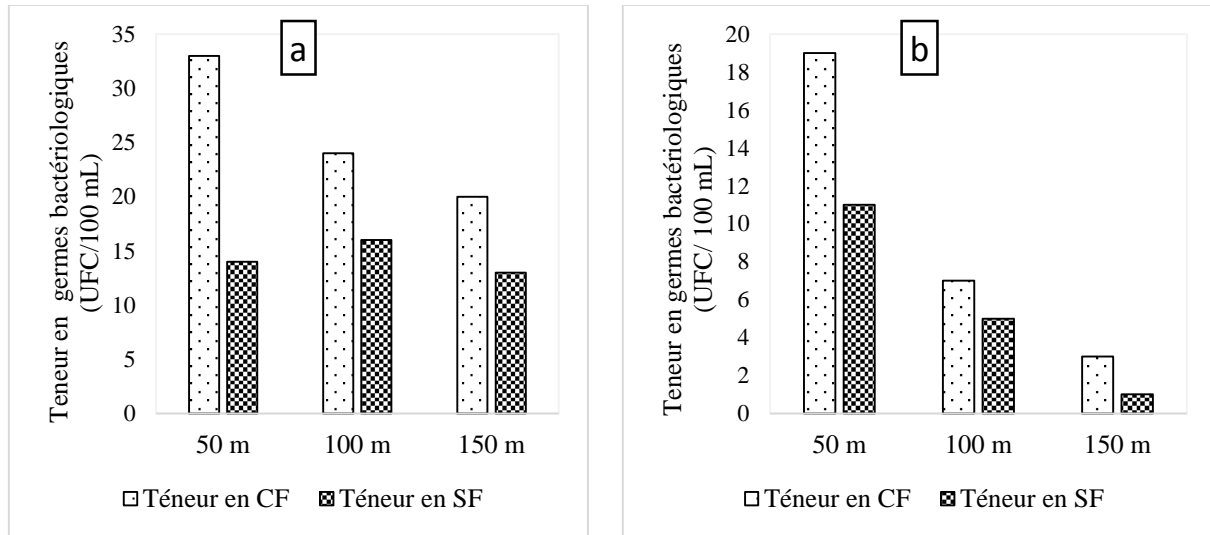


Fig. 59. Qualité bactériologique des plantes (a) et des fruits (b) au Bois des singes.

III.1.3.2.3.2. Qualité parasitaire des plantes et des fruits au Bois des singes

Les résultats d'analyse parasitaire des plantes et des fruits obtenus ont révélé la présence d'œufs d'helminthes dans les échantillons de feuilles de *Talinum triangulare* récoltées au Bois des singes (Tableau XXVIII). Un nombre total 62 germes /L a été obtenu. De ce total, ont été identifiées deux principales espèces à des valeurs plus ou moins variables. Parmi ces espèces, se distinguent *Paragonium westermani* et *Strongyloides stercolaris* avec des valeurs de 20 et 20 germes/L respectivement dans les échantillons récoltés à 50 m (D1) et des valeurs de 22 germes/L pour *Strongyloides stercolaris* dans les échantillons récoltés à 100 m (D2).

Tableau XXVIII. Qualité parasitaire des plantes et des fruits au Bois des singes.

Espèces d'œufs d'helminthes (Nombre d'œuf/L)	Feuilles de <i>Talinum triangulare</i>			Fruits de <i>Carica papaya</i>		
	D1 (50 m)	D2 (100 m)	D3 (150 m)	D1 (50 m)	D2 (100 m)	D3 (150 m)
<i>Paragonium westermani</i>	20	/	/	/	/	/
<i>Strongyloides stercolaris</i>	20	22	/	/	/	/
Total	40	22	/	/	/	/

III.1.3.2.4. Caractéristiques bactériologiques des eaux de surface

L'analyse des paramètres microbiologiques (CF et SF) pour les eaux de surface a révélé de très fortes concentrations de l'ordre de 98 000 et 48 000 UFC/100 ml respectivement pour les CF et les SF. Ces valeurs sont très élevées comparativement aux normes de l'OMS (Tableau XXIX).

Tableau XXIX. Caractérisation bactériologique du point d'eau de surface situé au Bois des singes.

Paramètres	Valeurs	Normes de rejet OMS
CF (UFC/100 mL)	98 000	< 2000
SF (UFC/100 mL)	48 000	< 1000

III.1.3.2.5. Analyse bactériologique des eaux souterraines dans les ménages

L'analyse bactériologique des échantillons d'eau a montré que plus de 90 % des eaux souterraines de la ville de Douala contiennent des germes témoins de la pollution fécale avec des valeurs médianes de streptocoques fécaux de (6 UFC/100 mL ; 83 UFC/100 mL ; 24,5 UFC/100 mL) pour les forages, puits et sources respectivement, et de *Escherichia coli* (16 UFC/100 mL ; 180 UFC/100mL et 76 UFC/100 mL) pour les forages, puits et sources respectivement (Fig. 60). La plupart des échantillons d'eau prélevés sont contaminés par les germes témoins de la pollution fécale (Fig. 60). En effet, les concentrations maximales de ces échantillons en SF (55 ,527 et 1046 UFC/100 mL) et *E. coli* (90, 1370 et 2400 UFC/100 mL) respectivement pour les forages, les sources et les puits sont très élevées. Les résultats ainsi obtenus sont largement au-dessus des normes de l'OMS qui recommande une valeur de 0 UFC/100 mL d'échantillon pour les eaux de boisson.

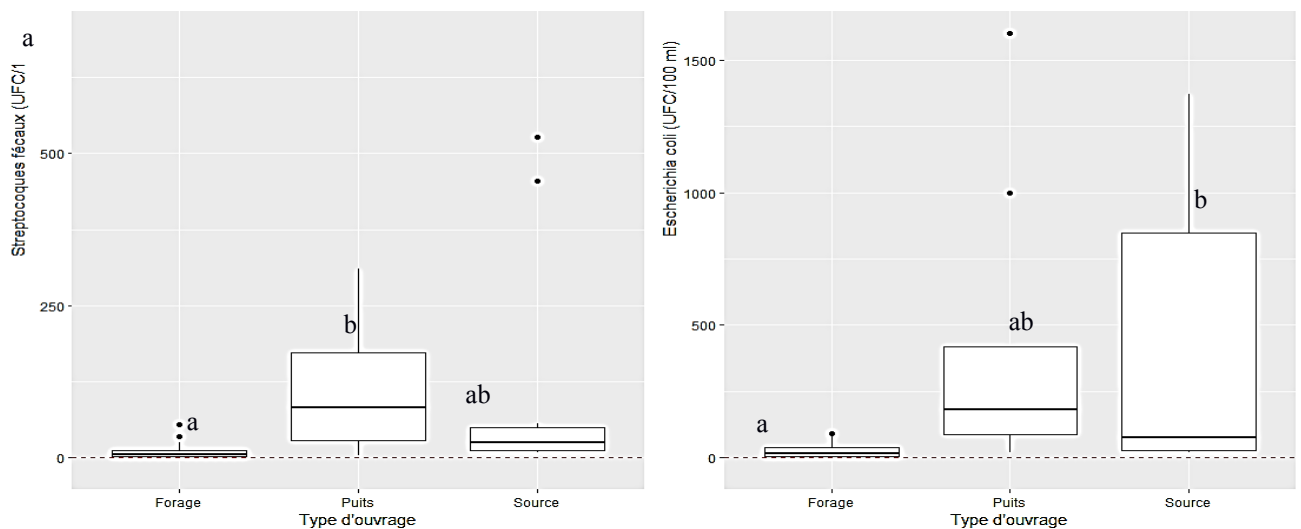


Fig. 60. Caractéristiques bactériologiques des eaux souterraines en fonction du type d'ouvrage d'assainissement dans les ménages enquêtés de la ville de Douala.

A cet effet, ces eaux sont impropres à la consommation humaine excepté celles de trois forages (dont deux à Nkongmondo et un à Bonabéri) qui n'ont montré aucun germe de contamination fécale (SF et *E. coli*). Les concentrations moyennes en SF ($\chi^2 = 19,33$) et *E. coli* ($\chi^2 = 21,15$) varient significativement ($p < 0,001$) en fonction du type d'ouvrage d'approvisionnement en eau. En effet, les puits et les sources sont significativement plus pollués que les forages pour les SF et *E. coli*.

III.1.3.2.5.1. Corrélation entre les paramètres bactériologiques des eaux souterraines et les sources de pollution

Les *E. coli* sont négativement et significativement corrélés avec l'état d'aménagement des DAA ($r = -0,47$) et avec la distance point d'eau/DAA ($r = -0,47$). Ils sont positivement corrélés avec la position topographique DAA/point d'eau ($r = 0,29$). Les SF sont négativement et significativement corrélés avec l'état d'aménagement des DAA ($r = -0,41$) et avec la distance point d'eau/DAA ($r = -0,43$). Ils sont positivement corrélés avec la position topographique DAA/point d'eau ($r = 0,32$) (Tableau XXX).

Tableau XXX. Matrice de corrélation entre les caractéristiques bactériologiques des eaux souterraines et les sources potentielles de pollutions.

	Etat d'aménagement	Distance point d'eau/DAA	Position topographique DAA/point d'eau	Source de pollution à proximité du point d'eau	SF	<i>E. coli</i>
Etat d'aménagement	1					
Distance point d'eau/DAA	,384**	1				
Position topographique DAA/point d'eau	-0,255	-,294*	1			
Source de pollution à proximité du point d'eau	0,238	0,251	-0,201	1		
SF	-,415**	-,433**	,316*	0,015	1	
<i>E. coli</i>	-,467**	-,465**	,288*	-0,074	,860**	1
**. la corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).						
*. la corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).						

III.1.3.2.5.2. Représentation des variables dans les plans factoriels

Les trois premières composantes principales expliquent le mieux les risques environnementaux et sanitaires liés à la proximité des dispositifs d'assainissement autonomes

aux points de prélèvement des eaux souterraines. Ces trois composantes représentent 57,87 % de la part d'information. Le premier axe traduit 27,52 % de l'inertie totale, le deuxième 17,91 %, et le troisième 12,44 %. Le plan factoriel (dim 1- dim 2) contient 45,43 % de la variance initiale des données. Le plan factoriel (dim 2- dim 3) contient 30,35 % de l'inertie totale (Fig. 61).

Les variables, *E. coli* (0,95), SF (0,84), MES (0,64), NH_4^+ (0,63), pH (0,33) sont corrélées de manière significative à la dimension 1. La température (0,82), les ions NO_3^- (0,69), les ions PO_4^{3-} (0,58), la CND (0,43) contribuent significativement à la formation de la dimension 2. Les variables CND (0,56), NH_4^+ (0,38) sont corrélés positivement à la dimension 3 et les variables PO_4^{3-} (- 0,54) et pH (- 0,60) sont négativement corrélés à cette dimension (Fig. 61).

La dimension 1 (l'axe 1) est relative aux paramètres bactériologiques (*E. coli* et SF), qui sont les principaux indicateurs de la pollution fécale des eaux de boisson. En effet avec la température, ils sont les critères discriminants de cette pollution de par leur coefficient de corrélation élevé (> 80 %).

Les dimensions 2 et 3 reflètent la pollution physique (température, CND) et chimique (pH, PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_4^+) des eaux souterraines. En effet, 30 % des échantillons d'eau prélevés ont des valeurs en NH_4^+ supérieures à la norme de l'OMS (0,5 mg/L), à raison de 0% pour les forages, 11% pour les sources et 19 % les puits.

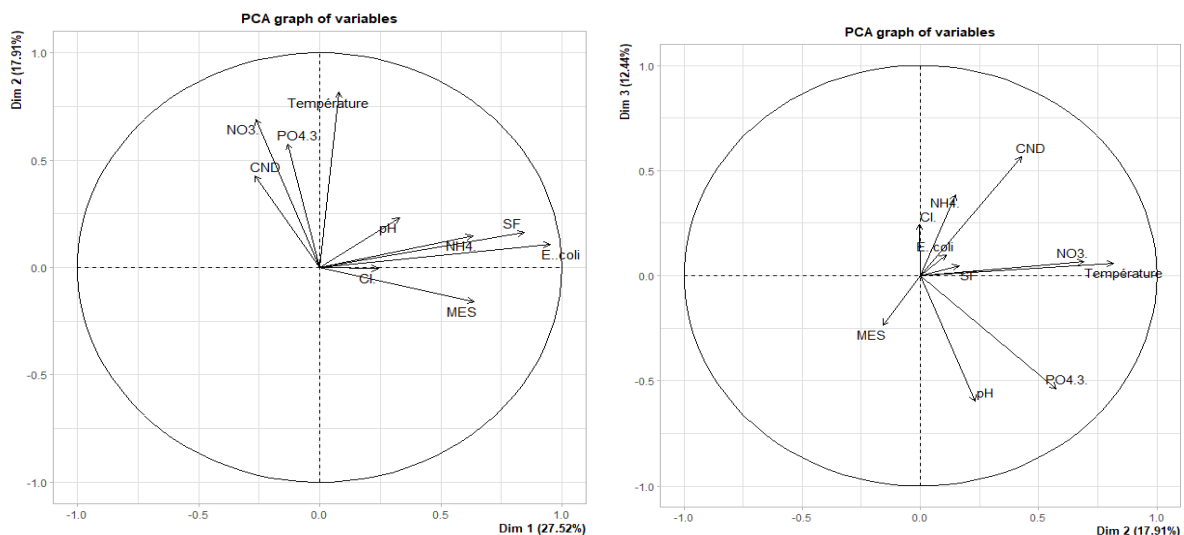


Fig. 61. Représentation des variables dans les plans factoriels ; 1-2 et 2-3. CND : conductivité, *E. coli* : *Escherichia coli*, MES : matières en suspension, SF : streptocoques fécaux.

La meilleure représentation des individus, est celle réalisée grâce aux deux premières composantes principales. Cinq classes y sont représentées. La classe 1 en noire, la classe 2 en rouge, la classe 3 en vert, la classe 4 en bleu et la classe 5 en rose (Fig. 62).



Fig. 62. Représentation des individus dans le premier plan factoriel: 1 : forage (F) Nkonmondo (nk), 2: F2 nk, 3: F3 nk, 4: F4 nk , 5 : F1 Bépanda (bp) , 6 : F2bp, 7 : F3 bp , 8 : F4 bp, 9 : F1 Japoma (jp) , 10 : F2 jp, 11 : F3 jp , 12 : F4 jp, 13 : F1 Bonabéri (bn) 14 : F2 bn, 15 : F3 bn, 16 :F4 bn, 17 : F1 Bois ses singes (bs) ; 18 : source (S) (nk), 19: S2 nk 20 : S1 bp , 21: S2 bp, 22: S1 jp, 23: S2 jp, 24 : S1bn, 25 : S2 bn, 26 : S1bs, 27 : S2 bs, 28 : puits (p) 1 nk , 29 : p2 nk , 30 : p3 nk , 31: p4 nk, 32: p1 bp , 33 : p2 bp , 34 :p3 bp, 35 : p4 bp , 36 : p1 jp, 37 : p2 jp , 38 : p3 jp, 39: p4 jp , 40 : p1 bn, 41 : p2 bn 42 : p3 bn, 43 : p4 bn, 44 : p1 bs, 45 : p2 bs , 46 : p3 bs, 47 : p4 bs.

Le clustering est réalisé à la suite de l'analyse en composantes principales. La classification des points de prélèvement d'eau est réalisée avec les dimensions 1, 2 et 3 ; les variables utilisées présentent des coefficients de corrélation élevés et significatifs dans ces dimensions. L'analyse factorielle (Fig. 62) et la classification hiérarchique (Fig. 63) effectuées permettent de répartir les points d'eau en cinq groupes ayant presque les mêmes caractéristiques en fonction des variables retenues :

- le groupe 1 (cluster 1) regroupe les points d'eau n'ayant pas ou ayant des concentrations faibles en *E. coli* (0-144 UFC /100 mL), en SF (0-96 UFC /100 mL) et en MES. Des cinq groupes, ce groupe comprend les points d'eau les moins pollués. Dans ce groupe, trois points d'eau sont exempts de contamination bactériologique (*E. coli* et SF) ;
- le groupe 2 est constitué des points de prélèvement d'eau ayant des concentrations intermédiaires en *E. coli* (216-420 UFC /100 mL), SF (4-208 UFC /100 mL) et MES.
- le groupe 3 possède les caractéristiques des eaux similaires à celles du groupe 2 à la différence que dans ce groupe, le taux de contamination bactériologique (*E. coli* : 1100-1370 et SF : 8-527 UFC /100 mL) est plus élevé. Ce groupe est constitué des points d'eau plus pollués que ceux du groupe 2 et moins pollués que ceux des groupes 4 et 5 ;
- le groupe 4 comprends les points d'eau ayant les concentrations élevées en *E. coli* (1600-2000 UFC /100 mL), en SF (303-310 UFC /100 mL) et en MES. Ce groupe est constitué des points d'eau plus pollués que ceux des groupes précédents et moins pollués que ceux du groupe 5 (Fig. 63) ;
- le groupe 5 est représenté uniquement par un point d'eau, il possède les concentrations les plus élevées en *E. coli* (2400 UFC /100 mL), en SF (1046 UFC /100 mL) et en MES (Fig. 63).

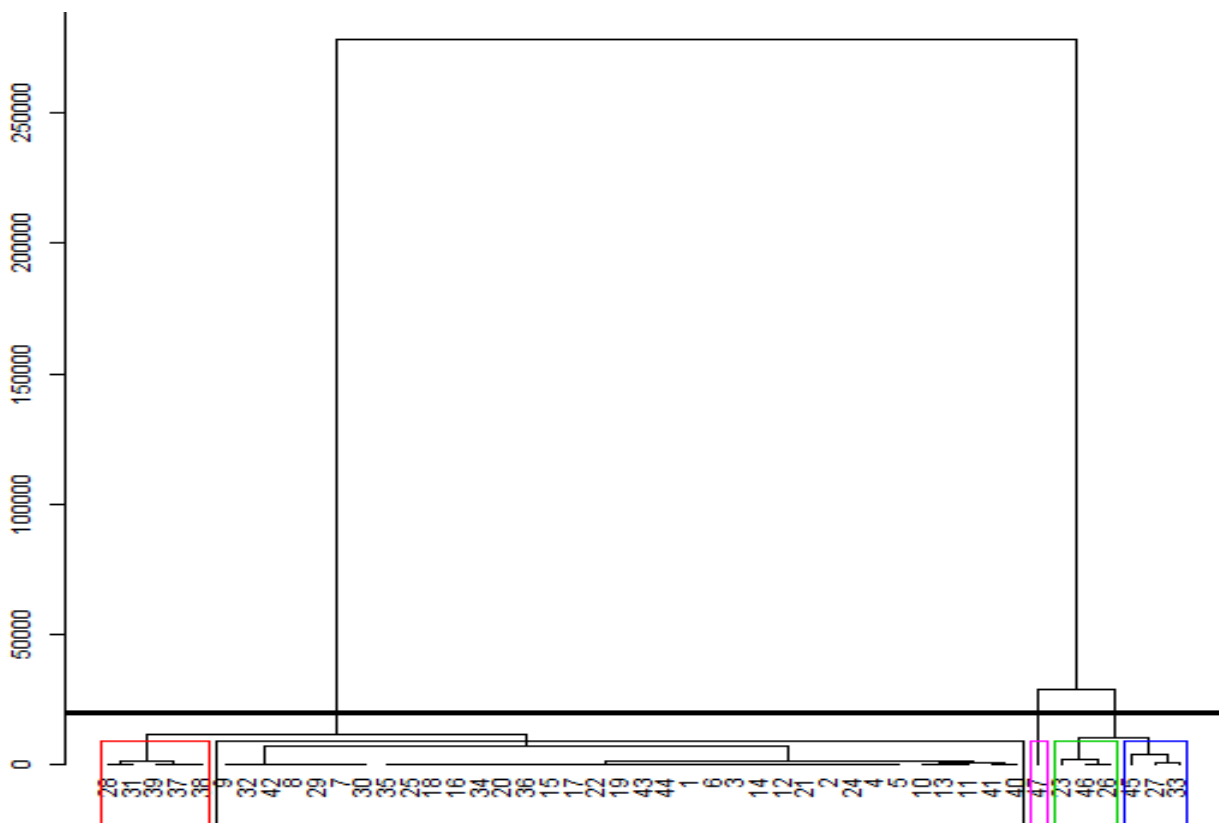


Fig. 63. Représentation des individus (points d'eau) dans le premier plan factoriel.

III.1.3.2. Exposition

-La dose microbienne consommée (D) pour ménages utilisant l'eau des forages (f)

$$D(f) = 27,52 \times 1,8$$

$$D(f) = \mathbf{49,53}$$

- La dose microbienne consommée (D) pour les ménages utilisant l'eau des sources (s)

$$D(s) = 401,6 \times 1,8$$

$$D(s) = \mathbf{722,88}$$

- La dose microbienne consommée (D) pour les ménages utilisant l'eau des puits (p)

$$D(p) = 497,2 \times 1,8$$

$$D(p) = \mathbf{894,96}$$

III.1.3.3. Relation dose réponse

-La probabilité d'infection pour ménages utilisant l'eau des forages (f)

$$P. \text{ inf. (f)} = 1 - (1 + (27,52 \times 1,8)) / 8,60107 (2^{1/(0,1778)} - 1)^{-0,1778}$$

$$P. \text{ inf. (f)} = \mathbf{0,6326491}$$

-La probabilité d'infection pour les ménages utilisant l'eau des sources (s)

$$P. \text{ inf. (s)} = 1 - (1 + (401,6 \times 1,8)) / 8,860107 (21 / (0,1778 - 1))^{-0,1778}$$

$$P. \text{ inf. (s)} = \mathbf{0,7717799}$$

-La probabilité d'infection pour les ménages utilisant l'eau des puits (p)

$$P. \text{ inf. (p)} = 1 - (1 + (497,2 \times 1,8)) / 8,60107 (21 / (0,1778 - 1))^{-0,1778}$$

$$P. \text{ inf. (p)} = \mathbf{0,7802803}$$

III.1.3.4. Caractéristiques des risques sanitaires

III.1.3.4.1. Méthode quantitative (Analyse microbiologique des risques)

Le nombre probable de personnes infectées est calculé suivant la formule ci-dessous

$$N \text{ inf} = N \text{ exp} \times \text{probabilité d'infection}$$

Le nombre probable de personnes infectée utilisant l'eau des forages ; N inf (f) dans les ménages enquêtés est de 64.

$$N \text{ inf (f)} = N \text{ exp (f)} \times \text{probabilité d'infection (f)}$$

$$N \text{ inf (f)} = 102 \times 0,63$$

$$N \text{ inf (f)} = \mathbf{64 \text{ personnes}}$$

Le nombre probable de personnes infectée utilisant l'eau de source ; N inf (s) dans les ménages enquêtés est de 46.

$$N \text{ inf (s)} = N \text{ exp (s)} \times \text{probabilité d'infection (s)}$$

$$N \text{ inf (s)} = 60 \times 0,77$$

$$N \text{ inf (s)} = \mathbf{46 \text{ personnes}}$$

Le nombre probable de personnes infectée utilisant l'eau des puits ; N inf (p) dans les ménages enquêtés est de 94.

$$N \text{ inf (p)} = N \text{ exp (p)} \times \text{probabilité d'infection (p)}$$

$$N \text{ inf (p)} = 120 \times 0,78$$

$$N \text{ inf (p)} = \mathbf{94 \text{ personnes}}$$

III.1.3.4.2. Méthode semi-quantitative

Le tableau XXXI présente l'analyse préliminaire des risques sanitaires.

Au niveau du maillon amont, les principales situations de dangers suite à l'usage des latrines sont l'exposition aux odeurs, aux insectes, aux moustiques et aux rongeurs dans les latrines, l'exposition aux matériaux de construction usés des toilettes, aux eaux stagnantes dans les toilettes, l'exposition des points d'eau aux substances toxiques contenues dans les boues de vidange, l'exposition aux mauvaises odeurs lors de la vidange dans les ménages. Les causes principales de ces situations de dangers sont entre autres la mauvaise construction, le mauvais entretien des dispositifs d'assainissement, l'ignorance des technologies appropriées, le manque de moyen financier, le non-respect de la distance de sécurité entre les points d'eau et DAA. Les risques recensés sont l'inhalation des mauvaises odeurs, les piqûres d'insectes et des moustiques, les chutes dans les latrines des ménages, la pénétration cutanée des eaux usées, l'ingestion des eaux de boisson contaminés. Ces risques avaient des scores variant de 12 à 32. Les conséquences relatives à ces risques sont : les maladies telles que le paludisme ; les maladies liées au péril fécal la typhoïde, le choléra, les amibiases, la diarrhée, les autres types de maladies telles que le paludisme, la fièvre jaune, les maladies de la peau la filariose, les maladies pulmonaires et respiratoires, les blessures corporelles et les démangeaisons.

Tableau XXXI. Analyse préliminaire des risques sanitaires. F= Faible, M= Moyen, E= Risque élevé, TE = Risque très élevé.

Différents maillons de la Chaîne de gestion des boues de vidange	Situation dangereuse	Causes	Risques	Proportion des ménages exposée (%)	Conséquences	Evaluation des risques				Sécurités existantes
						P	G	Score	R	
Maillon amont de la chaîne de gestion des boues de vidange	Exposition aux odeurs, aux insectes, aux moustiques et aux rongeurs dans les latrines	-Toilettes mal construites	Inhalation des mauvaises odeurs dans les latrines des ménages	87 ménages (13,6 %)	Maladies pulmonaires/respiratoires	3	4	12	E	Certaines latrines ne sont pas nettoyées convenablement
		-Toilettes mal entretenues								
			Piqûre par les insectes et moustiques dans les latrines des ménages	87 ménages (13,6 %)	Maladies telles que paludisme, la fièvre jaune, la filariose.	3	8	24	E	Certaines latrines ne sont pas nettoyées convenablement
	Exposition aux toilettes mal construites	Mauvaise conception de l'ouvrage, -ignorance des technologies appropriées, -manque de moyen financier	Chute dans les toilettes dans les ménages	48 ménages (7,5 %)	Blessures corporelles	3	8	24	E	Certaines latrines sont difficiles d'accès et mal construites ceci pouvant entraîner la chute des personnes les utilisant et

										occasionnant des blessures
	Exposition des ménages aux eaux stagnantes dans les toilettes	Mauvaise conception de l'ouvrage, -ignorance des technologies appropriées, -manque de moyen financier	Pénétration cutanée des eaux usées	6 Ménages (1 %)	Démangeaison, Maladies de la peau	3	2	6	F	Certaines latrines ne sont pas nettoyées convenablement
	Exposition des points d'eau aux substances toxiques contenues dans les boues de vidange.	-Mauvaise conception de l'ouvrage, -non-respect de la distance de sécurité point d'eau/DAA	Ingestion des eaux de boisson contaminés par les boues	321 ménages (51 %)	Maladies liées au péril fécal telles que Typhoïde, choléra, amibiases, diarrhée.	4	8	32	E	Certains DAA sont construits à proximité des points d'eau
	Exposition aux mauvaises odeurs lors de la vidange dans les ménages	Usage d'un matériel de vidange de mauvaise qualité	Inhalation des mauvaises odeurs par les ménages pendant la vidange	82,7 % (527 ménages)	Maladies pulmonaires et respiratoires	4	4	16	E	Le matériel de vidange des boues n'est pas toujours conforme

Maillon intermédiaire (transport des boues de vidange)	Exposition aux mauvaises odeurs lors de la vidange et du transport des boues pour le site de dépotage	-Usage des camions de transport des boues usés où vétuste -Absence des EPI	Inhalation des mauvaises odeurs par les vidangeurs	71,8 % (28 vidangeurs et population locale)	Maladies pulmonaires et respiratoires	4	4	16	E	Le matériel de transport des boues n'est pas toujours conforme
	Exposition aux insectes et aux rongeurs contenus dans les boues lors du transport au site de dépotage	Usage des camions de transport des boues usés où vétuste -Absence des EPI	Piqûre par les insectes lors du transport des boues	20 vidangeurs (50 %)	La présence des insectes et des rongeurs peut entraîner des maladies telles que le paludisme, la fièvre jaune, la filariose	4	8	32	M	Les camions de transport des boues de vidange ne sont pas conformes
	Exposition aux fosses males construites	DAA mal construits, -Absence des EPI	Ingestion des boues par les vidangeurs pendant la vidange	30 vidangeurs (75 %)	-Maladies telles que, maladies de la peau, gastroentérites, paludisme, fièvre jaune, filariose.,	3	8	24	E	Certains DAA sont mal construits
			Chute dans les fosses ouvertes	30 vidangeurs (75 %)	Blessures corporelles, ingestion des boues, pénétration cutanée des boues	3	8	24	E	Certains DAA sont mal construits

			Blessures ou coupures pendant l'ouverture des dalles	9 vidangeurs 22%	Incapacité temporelle d'effectuer son travail	4	2	8	M	
			Pénétration cutanée des boues pendant la vidange et le dépotage	30 vidangeurs (75 %)	Démangeaison, maladies de la peau	4	4	16	E	
Maillon aval de la chaîne de gestion des boues de vidange	Exposition aux odeurs nauséabondes pendant le nettoyage et l'entretien du site de dépotage	Site de dépotage des boues de vidange non conforme	Inhalation des mauvaises odeurs par les agents d'entretien du site de dépotage	2 agents d'entretien du site de dépotage	Maladies pulmonaires/respiratoires	4	4	16	E	Le site de dépotage des boues de vidange n'est pas conforme
	Exposition au sol contaminé par les boues de vidange au Bois des singes	Site de dépotage des boues de vidange non conforme	Ingestion des boues brutes par les agents d'entretien pendant le nettoyage du site de dépotage	2 agents d'entretien du site de dépotage	Maladies liées au péril fécal telles que le choléra, la typhoïde les amibiases, la diarrhée.	5	8	40	E	Le site de dépotage des boues de vidange n'est pas conforme
	Exposition au site de		Chute dans le lit filtrant	2 agents d'entretien	Ingestion des boues et pénétration cutanée des boues.	4	8	40	E	

	dépotage mal construit			du site de dépotage	Blessures corporelles	4	8	40	E	
	Exposition aux plantes contaminées par les boues de vidange au Bois des singes	L'agriculture familiale est pratiquée à proximité du site de dépotage.	Consommation des aliments contaminés au Bois des singes	Ménages riverains sur 50 m	Maladies liées au péril fécal telles que le choléra, la typhoïde les amibiases, la diarrhée.	4	8	40	E	Le site de dépotage des bois des singes n'est pas approprié pour les activités agricoles
	Exposition aux eaux souterraines contaminées par les boues de vidange au Bois des singes	Non-respect de la distance recommandée entre le site de dépotage des boues et les dispositifs d'approvisionnement en eau.	Consommation des eaux souterraines contaminés au Bois des singes	Ménages riverains sur 50 m	Maladies liées au péril fécal telles que le choléra, la typhoïde les amibiases, la diarrhée.	4	8	40	E	Le site de dépotage des boues n'est pas conforme
	Exposition aux eaux de surface contaminés par les boues de vidange	Le cours d'eau est situé à proximité et en aval du site de dépotage	Consommation des poissons contaminés par les boues au Bois des singes	(Ménages riverains sur 50 m)	Absorption de l'ammonium et des nitrate entraînant une grande fatigue et les brûlures d'estomac	3	4	12	M	Le cours d'eau est situé à proximité et en aval du site de dépotage

Au niveau du maillon intermédiaire, les situations de dangers recensés sont l'exposition aux mauvaises odeurs, l'exposition aux insectes et aux rongeurs contenus dans les boues lors de la vidange et du transport des boues pour le site de dépotage, l'exposition aux fosses mal construites. Les causes de ces situations de dangers sont notamment le mauvais état des DAA, l'usage des camions de transport des boues usés ou vétustes, l'absence du port des EPI. Ces risques ont été enregistrés avec des scores variant de 8 à 32 avec pour conséquences les maladies telles que le paludisme, la fièvre jaune, la filariose, les maladies la peau, les maladies pulmonaires et respiratoires, les gastroentérites, les blessures corporelles, l'ingestion des boues, les démangeaisons, l'incapacité temporelle d'effectuer son travail.

Au niveau du maillon aval, les situations de dangers sont l'exposition aux odeurs nauséabondes, au sol et aux plantes contaminés par les boues de vidange au Bois des singes, l'exposition au site de dépotage mal construit, l'exposition aux eaux souterraines et aux eaux de surface contaminées par les boues de vidange au Bois des singes. Les causes majeures de ces situations de dangers sont la non-conformité de construction du site de dépotage des boues de vidange, la pratique de l'agriculture familiale à proximité du site de dépotage, et le non-respect de la distance recommandée entre le site de dépotage des boues et les dispositifs d'approvisionnement en eau. Ces risques ont présenté des scores variant de 12 à 40 et avaient comme conséquences, les maladies liées au péril fécal telles que le choléra, la typhoïde les amibiases, l'hépatite A, les maladies pulmonaires/respiratoires, l'ingestion et la pénétration cutané des boues brutes, les blessures corporelles, les brûlures d'estomac causées par absorption de l'ammonium et des nitrates contenus dans les boues

III.1.3.5. Risques sanitaires hiérarchisés

L'analyse préliminaire des risques a permis de faire une hiérarchisation des risques sanitaires observés au niveau des différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange (Fig. 64). Cette hiérarchisation nous permettra d'avoir une vision générale sur l'ensemble des risques et de proposer des solutions en fonction des priorités qui s'y prête. Les risques sanitaires les plus élevés sont observés chez l'homme au niveau du site de dépotage des Bois des singes, et les plus faibles sont observés au niveau des ménages.

Les risques les plus élevés sont observés au niveau du maillon aval de la chaîne de gestion des boues de vidange (site de dépotage des boues de vidange) avec des scores de 16 pour l'inhalation des mauvaises odeurs par les agents d'entretien du site de dépotage, de 40 pour l'ingestion des boues brutes pendant le nettoyage du site de dépotage, pour l'ingestion des boues brutes par les agents d'entretien pendant le nettoyage du site de dépotage, pour les chutes dans

le lit filtrant, pour la consommation des aliments contaminés par les boues, pour la consommation des eaux souterraines contaminés par les boues au Bois des singes, pour la consommation des poissons contaminés par les boues au Bois des singes respectivement.

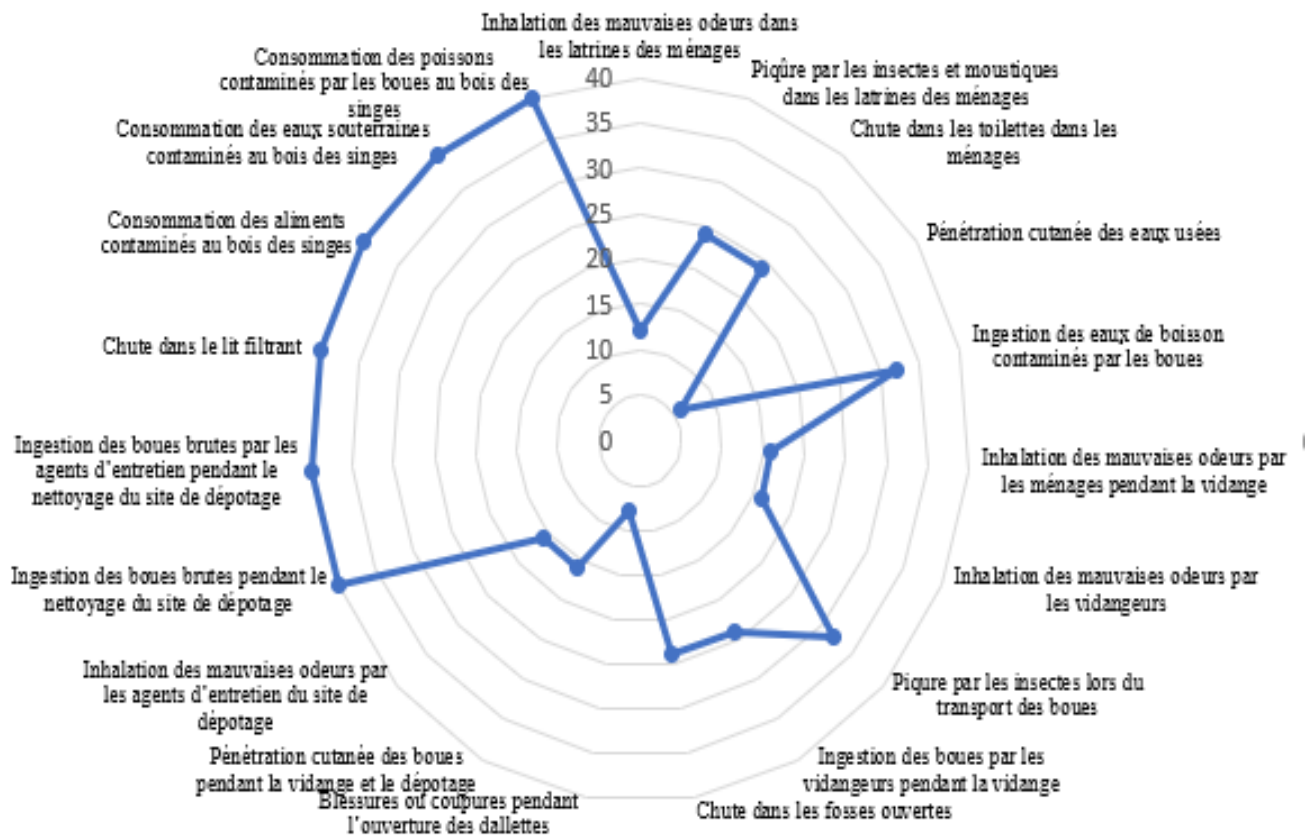


Fig. 64. Hiérarchisation des risques sanitaires.

Les risques moyens ont été obtenus au niveau du maillon intermédiaire de la chaîne de gestion des boues de vidange (vidangeurs) avec des scores de 16 pour l'inhalation des mauvaises odeurs par les vidangeurs et la pénétration cutanée des boues pendant la vidange et le dépotage, de 32 pour les piqûres par les insectes et moustiques lors du transport des boues, de 24 pour l'ingestion des boues par les vidangeurs pendant la vidange et les chutes dans les fosses ouvertes et 8 pour les blessures ou coupures pendant l'ouverture des dalles.

Les risques les plus faibles ont été observés au niveau du maillon amont de la chaîne de gestion des boues de vidange (ménages) avec des scores de 12 pour l'inhalation des mauvaises odeurs dans les latrines des ménages, de 24 pour les piqûres par les insectes et moustiques et les chutes dans les latrines dans les ménages, de 6 pour les pénétration cutanée des eaux usées, de 32 pour la consommation des eaux de boisson contaminées par les boues et de 16 pour l'inhalation des mauvaises odeurs par les ménages pendant la vidange.

III.1.4. Plan de gestion stratégique de la chaîne de gestion des boues de vidange pour la ville de Douala

III.1.4.1. Au niveau du maillon amont

Afin, de réduire les risques de diffusion d'odeurs et de contamination des sols, des eaux souterraines au sein des ménages de la ville de Douala, de nombreuses solutions peuvent être proposées notamment la construction et l'entretien des ouvrages d'assainissement adéquats au niveau des ménages (Fig. 65a), l'usage des produits d'entretiens (détergents et désinfectants) pour assainir les latrines et désinfecter les eaux souterraines.

III.1.4.1.1. Type d'ouvrages d'assainissement adéquats

Les latrines modernes avec fosses septiques (Fig. 65a) pourraient être utilisées pour réduire ces risques. Ces latrines doivent être construites en béton, être aérées suffisamment pour éviter les risques de diffusion d'odeurs et de propagation des insectes et des moustiques. Les fosses septiques doivent comporter au moins deux compartiments. Le premier compartiment doit faire environ 50 % de la longueur totale ; et, lorsqu'il y a seulement deux compartiments, le premier doit faire deux tiers de la longueur totale. Ces fosses doivent avoir une conduite de sortie en forme de T et être ventilées pour une libération contrôlée des gaz odorants et potentiellement nocifs. L'utilisation de ces fosses septiques permettrait ainsi d'éviter les infiltrations des boues au niveau de la nappe souterraine et d'éliminer près de 50 % des matières solides, 30 à 40 % de la DBO et 1 unité-log des bactéries *E. coli*.

III.1.4.1.2. Produits utilisés pour assainir les latrines et désinfecter les eaux souterraines

III.1.4.1.2.1. Usage des détergents et des désinfectants (chlore) pour assainir les latrines

Le chlore et ses composés sont les agents désinfectants les plus utilisés à l'échelon mondial, L'hypochlorite de sodium (NaClO) en solution (eau de javel) à 0,5 % associé à des désinfectants pourrait donc être utilisé pour assainir les latrines et réduire les risques de diffusion d'odeurs et de propagation des insectes dans les ménages.

III.1.4.1.2.2. Usage du chlore pour désinfecter les eaux souterraines

Deux gouttes NaClO devraient être ajoutées par litre d'eau pour la désinfection. Si l'eau est trouble, colorée ou très froide la dose d'eau de javel devra être doublée. Après ajout de l'eau de javel, le mélange devrait être remué et laissé au repos 30 minutes comme temps d'action. L'eau devrait avoir une légère odeur de chlore. Si ce n'est pas le cas, il faudrait répéter le dosage et laisser au repos durant 15 minutes supplémentaires avant l'usage l'eau. Si le goût de chlore

est trop prononcé, versez l'eau dans un autre récipient propre et laissez-la reposer quelques heures avant de l'utiliser.

III.1.4.2. Au niveau du maillon intermédiaire

Afin de réduire les risques liés à la vidange et au transport des boues de vidange, notamment les risques de chute dans les fosses septiques, d'inhalation et d'ingestion des boues de vidange, les opérateurs de la vidange devraient utiliser du matériel de bonne qualité (camions de vidanges et pompes non usés) (Fig. 65a), effectuer des vaccins et des contrôles médicaux de façon régulière, se munir régulièrement des équipements de protections individuels (blouse, bottes, gants, cache nez, lunettes) pendant le travail et désinfecter le matériel utilisé pendant la vidange à l'aide de détergents et d'une solution préparée de chlore à 0,5 %.

III.1.4.3. Au niveau du maillon aval

Afin de réduire les risques recensés au niveau du site de dépotage des Bois des singes, il serait judicieux de respecter les mesures de protection telles que le port des équipements de protection par les agents d'entretien du site de dépotage d'une part et d'autre part construire une station de traitement des boues de vidange respectant les normes de protection de l'environnement. La construction d'une station de traitement des boues de vidange (Fig. 65b) nécessite au préalable de tracer une ceinture de sécurité sur un rayon de 150 m partant du site de dépotage afin de délocaliser les populations de la zone. Le type de système de traitement à utiliser dans la station serait des lits de séchage plantés associés à un système de lagunage. Ce type est idéal car les filtres plantés permettront de réduire la charge organique des boues de vidange et le lagunage permettra un abattement des paramètres bactériologiques. Les lits de séchage plantés permettent également de transformer les boues en humus qui peut être valorisé en agriculture et générer des revenus. Les plantes à utiliser dans la station de traitement des Bois des singes sont *Pennisetum purpureum* qui est la plante la plus abondante dans la zone d'étude ou *Echinochloa pyramidalis* qui a déjà prouvée ses capacités épuratrices. Pour mettre sur pieds la station des Bois des singes, il faut utiliser plusieurs lits en alternance pour assurer la continuité du traitement tout en permettant des périodes de repos de ces lits de séchage.

III.1.4.3.1. Caractéristiques des lits de séchage plantés proposés pour la station de traitement des boues de vidange dans la ville de Douala

La ville de Douala produit en moyenne 413 m³ de boues de vidange par jour. Afin de traiter la totalité des boues de vidange produite dans la ville, la charge totale, la surface utile, et le nombre de lits nécessaire pour le traitement des boues de vidange doivent être connus.

Il ressort des calculs que la charge de boues de vidange à traiter annuellement est de 653 112 kg/MS/an, la surface utile des lits pour l'application des charges de boues de vidange à traiter annuelle est de 13 266 m², et le nombre de lits de séchage est de 33 lits.

III.1.4.3.2. Proposition des plantes à utiliser

Les plantes qui pourront être sont les Poacées telles que *Pennisetum purpureum* ou *Echinochloa pyramidalys*. Douze (12) boutures de *P. purpureum* peuvent être utilisées par mètre carré ce qui correspond à 168 000 boutures pour l'ensemble des lits filtrants. La surface nécessaire pour traiter l'ensemble des boues de vidange, étant très grande, trois stations de traitement des boues de vidange devraient être construites pour desservir l'ensemble de la ville. Une station pourrait être construite au Bois des singes, pour desservir les arrondissements de Douala 1^{er} et Douala 2^{ème} une station dans l'arrondissement de Douala 4^{ème} et une station pour desservir les arrondissements de Douala 3^{ème} et Douala 5^{ème}. Les lits de séchage doivent être réalisés en béton armé dosé à 350 kg de ciment/m³ de granulats avec adjuvant d'étanchéité pour le radier. L'application d'un adjuvant d'imperméabilisation appliqué en surface du béton est préconisée pour garantir de manière pérenne l'étanchéité des ouvrages en béton. Afin d'optimiser le traitement de ces boues de vidange, un traitement d'affinage peut se faire par un système de lagunage. La construction des lagunes doit être en béton, pour éviter les infiltrations. La présence d'une faible margelle de 20 cm pour éviter l'entrée des eaux pluviales dans la lagune est préconisée. Les eaux sorties du lagunage pourront être récupérées en cas de besoin et réorientées (une fraction) vers le centre de compostage des déchets ménagers.

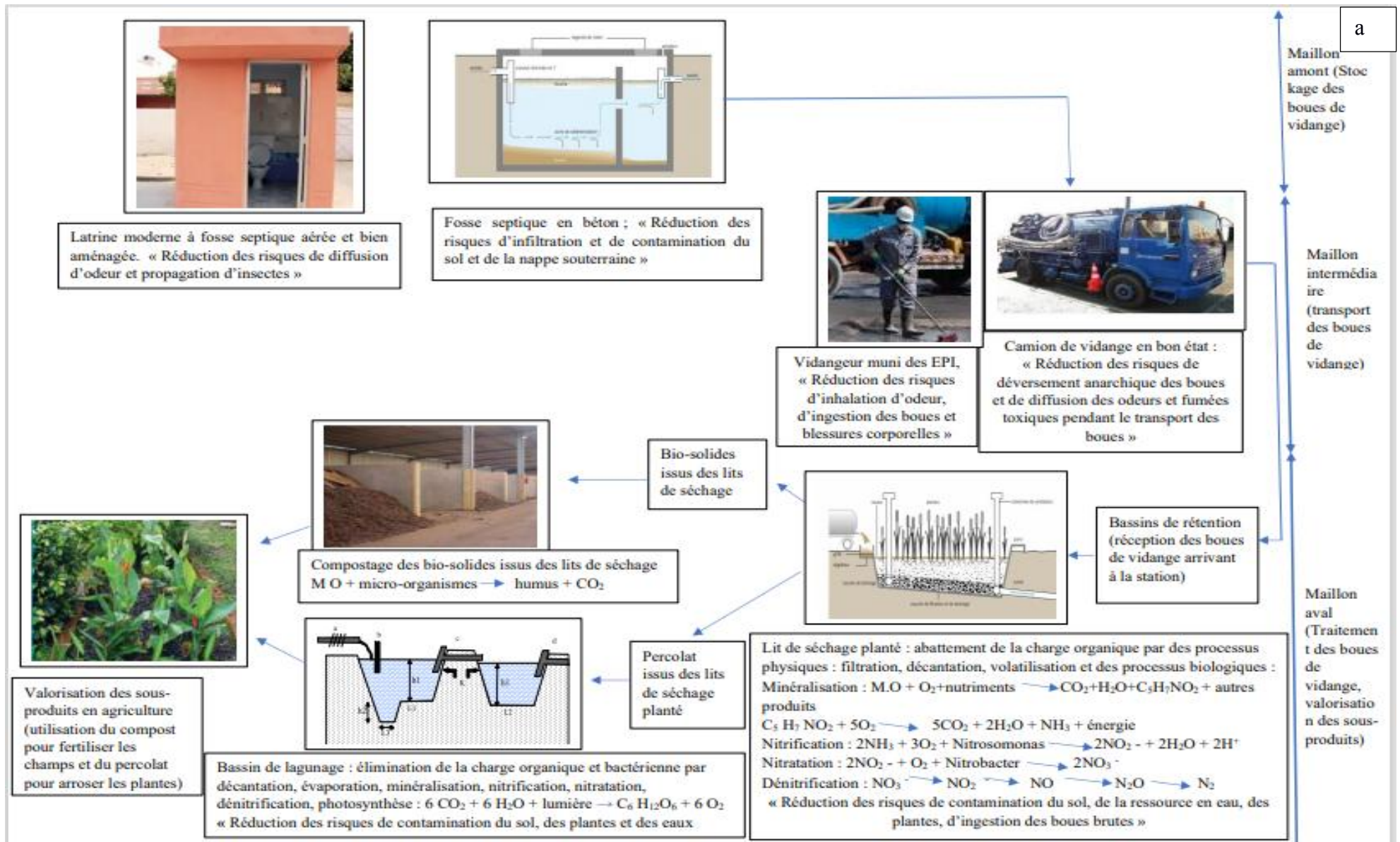




Fig. 65. Plan de gestion au niveau des différents maillons (a) et modèle de station de traitement des boues pour la ville de Douala (b).

III.2. Discussion

III.2.1. Etat des lieux de la chaîne de gestion des boues de vidange

III.2.1.1. Etat des lieux au niveau du maillon amont

La plupart des ménages (52,80 %) de la zone d'étude utilisent les latrines traditionnelles à fond perdu. Cette préférence pour ce type d'ouvrage d'assainissement repose sur le type de matériaux de construction disponible dans la zone d'étude et sur le coût des autres types de dispositifs d'assainissement (améliorées) qui sont onéreux et ne sont pas toujours à la portée de toutes les couches sociales. Ces résultats se rapprochent de ceux obtenus par Bassam et *al.* (2013) qui ayant travaillé sur le programme de gestion des boues de viange pour les villes du Burkina Faso ont trouvé que les latrines à fond perdu représentent le mode majoritaire d'évacuation des excréta (95 %). Ce type d'ouvrage est le plus répandu en Afrique subsaharienne à cause des habitudes socioéconomiques, culturelles des populations locales. Les principaux inconvénients pour ce type de dispositif d'assainissement sont la diffusion d'odeurs et la prolifération des mouches ce qui les rend sujette à des risques sanitaires et environnementaux élevés. Brown et *al.* (2015) ont également souligné la difficulté d'obtenir un changement dans les pratiques d'élimination des excréta dans ces villes car elles font partie du modèle de comportement. 90,60 % des dalles des dispositifs d'assainissement autonomes sont construites en béton. En effet l'utilisation majeure du béton comme matériel de construction de la dalle des latrines s'expliquerait par le fait de vouloir rendre étanche la latrine pour limiter la dispersion d'un produit hautement pathogène que sont les excréments. En Effet, Katukiza et *al.* (2012) ayant travaillé sur les options technologiques d'assainissement durable en zone urbaine soulignent que les excréments et les eaux grises sont les principaux contributeurs de pollution de la ressource en eau souterraine et de l'environnement. De plus Jinkens et *al.* (2014) ont montré que l'une des clés de la préservation de la santé et l'hygiène des populations des pays en développement est l'utilisation d'un dispositif de stockage approprié des excréta. Ceci démontre la perception des ménages de l'importance des ouvrages d'assainissement autonomes en matériaux définitifs pour la préservation de l'hygiène et la santé des populations. La variabilité obtenue dans la taille des personnes utilisant les latrines dans les ménages au sein de la zone d'étude s'expliquerait par le fait que les habitants de la zone d'étude ne partageaient pas leurs latrines avec d'autres utilisateurs externes, de plus la diversité ethnique des populations de la zone d'étude pourrait avoir une influence sur le planning familial et réduirait considérablement la taille des ménages (Ambassa, 2005 ; Jenkins et *al.*, 2014). De plus, Bakary (2000) a démontré que la taille des ménages varie quelque peu selon le tissu urbain dans les

quartiers à habitat spontané de Mokolo et de Madagascar à Yaoundé. S'agissant de la fréquence de vidange, près de la moitié des ménages (41,92 %) effectuent la vidange après 4 ans, ceci serait dû au manque de moyen financier pour effectuer la vidange de manière régulière ; on note cependant une proportion peu négligeable de ménages (19,87 %) qui vidangent leur latrines avant un an, ceci pourrait être dû à la partialité effectuée lors des vidanges précédentes où au mauvais entretien des latrines. En effet de nombreux ménages ont pour habitude de jeter des déchets solides ou non dégradables au niveau de leur latrine ce qui a pour conséquence de boucher les canalisations et provoquer le remplissage rapide des latrines. Il est à noter que de nombreux camions de vidanges à cause de la consistance pâteuse des boues ont des difficultés à aspirer au niveau des fosses septiques et laisse souvent les fosses à moitié pleines. De plus, la nappe phréatique de la zone d'étude n'étant pas très profonde ceci pourrait influencer la profondeur des fosses septiques et entraîner le remplissage rapide des fosses septique. Ces résultats s'apparentent à ceux obtenus par Letah Nzouebet et *al.* (2019), qui ont montré que les ouvrages d'assainissement ne sont pas toujours vidangés après un même intervalle de temps et que la fréquence de vidange varie en fonction de l'entretien et des caractéristiques des dispositifs d'assainissement. Des résultats similaires ont également été obtenus par Nakagiri et *al.* (2016) qui ont mentionné que la forte variation des profondeurs des fosses des latrines et le nombre d'utilisateurs de latrines seraient les principaux facteurs pouvant affecter le taux de remplissage et la vidange de la fosse en Afrique subsaharienne.

III.2.1.2. Etat des lieux au niveau du maillon intermédiaire

Le nombre peu élevé d'entreprises et de camions de vidange recensé dans la ville de Douala serait lié aux coûts d'achats et à la qualité du matériel utilisé dans l'exercice de cette activité d'une part, et d'autre part, au nombre fluctuant de pannes mécaniques récurrentes qui entraînent l'immobilisation des camions sur des périodes indéterminées. En effet, l'achat d'un camion de vidange s'élève à des centaines de million et l'essentiel de ces véhicules est en général constitué de camions de seconde main achetés en Europe, parfois dans un état vétuste, ce qui pourrait constituer une source importante de pollution environnemental lors du transport des boues. Ce résultat se rapproche à celui de Faye et *al.* (2013). Ces auteurs ayant travaillé sur l'évaluation du marché de la vidange dans la région de Dakar au Sénégal ont constaté que, la plupart des entreprises de vidange possèdent en général un seul camion de vidange en raison notamment de leur faible capacité financière pour acquérir des camions supplémentaires en vue de rentabiliser leurs activités, mais également de leurs difficultés à accéder aux emprunts bancaires. De plus, une étude menée par Collignon (2002) sur les entreprises de vidange et les

mécaniques des systèmes d'assainissement autonome dans 6 grandes villes Africaines a montré que les entreprises de vidange mécanique sont en général des petites structures. La grande majorité d'entre elles (59 %) possède un seul camion, généralement acheté par un entrepreneur individuel. De plus ces entreprises disposent souvent des camions dans un état de vétusté très avancé contrairement aux structures légalement formées disposant d'un nombre de camions supérieur à 5 (Collignon, 2002 ; Mbéguéré et *al.*, 2011). La variation du coût de la vidange observée serait due à l'augmentation des prix du carburant, à la distance du lieu d'évacuation de la fosse jusqu'au site de dépotage, à l'accessibilité de la fosse. Cependant, le coût élevé de la vidange n'est pas toujours à la portée de tous et contraint certains ménages à pratiquer la vidange manuelle. L'analyse des prix de vidange ainsi déclarée par les vidangeurs semblent relativement stables, et ne présentent pas de grande distorsion par rapport aux prix mentionnés dans d'autres études similaires (Berteigne, 2012). Cependant, Faye et *al.* (2013) mentionnent que la détermination du prix de la vidange n'obéit pas toujours à des critères objectifs et s'inscrit souvent dans une logique commerciale où le prestataire essaie d'en tirer le maximum de profit possible. Cependant, les entreprises de vidange et les opérateurs informels, assurent un service auprès des populations moyennant un montant fixé par eux-mêmes. Aussi, Collignon (2002) montre que les coûts de la vidange mécaniques sont élevés lorsqu'il s'agit d'une fosse de grande contenance, ce qui demande deux ou trois voyages pour un camion. Des résultats similaires ont été obtenus par Ambassa (2005) dans la ville de Yaoundé. Cet auteur mentionne dans ses travaux que, les critères qui président à la tarification des services de la vidange sont très variés et sont fonction de la capacité ou du volume du camion sollicité, du nombre de voyages ou de la fréquence de la vidange, de l'éloignement du site de dépotage, du type de client (ménages, entreprises, établissement...) du type de fosses et de l'accessibilité des fosses.

III.2.1.3. Etat des lieux au niveau du maillon aval

La prédominance des camions de 10 m³ peut être attribuée à la disponibilité de ces camions sur le marché ainsi qu'à leur capacité, ce qui permet d'effectuer plus d'une opération de vidange par tour. Une telle prédominance pour ces camions a également été constatée à Dakar, au Sénégal par Faye et *al.* (2013). Le volume total de boues (148 680 m³/an) est largement supérieur à celui trouvé par Berteigne en 2012 (108 589 m³/an). Cela peut être dû au fait que, avec le temps, le nombre de camions a peut-être augmenté ceci suite à l'effet de la sensibilisation des entreprises de vidange sur la maximisation de la collecte ou au contrôle de leurs activités. La variabilité observée dans les volumes de boues de vidange et le nombre de dépotage enregistrés peut être attribuée à la distance qui séparent le site de dépotage et les

différents arrondissements de la ville, ainsi qu'à la situation et aux revenus du ménage pratiquant la vidange mécanique.

Les résultats de cette étude sur la diversité floristique au site de dépotage du Bois des singes de la ville de Douala a révélé l'existence de 24 espèces appartenant à 20 genres répartis dans 16 familles. Des espèces telles que *Tallinum triangulare*, *Commelina benghalensis* et *Pennisetum purpureum* sont les plus abondantes sur l'ensemble de l'inventaire floristique. Ces résultats sont proches à ceux trouvés par Tchinda *et al.* (2018) et Priso *et al.* (2000) qui ont montré que *C. benghalensis* était particulièrement abondante dans les sites où les eaux usées avaient une influence sur la diversité floristique du Mfoundi dans la ville de Yaoundé. Les familles les plus représentées sont les Tallinaceae (21,88 %) et les Poaceae (21,87 %). Ceci s'expliquerait par le fait que ces familles sont plus tolérantes à la pollution (Anoliefo *et al.*, 2008). Ces résultats sont aussi similaires à ceux obtenus par Priso *et al.* (2014). La grande diversité des macrophytes au site des Bois des singes pourrait être attribuée au stress environnemental dû aux activités anthropiques telles que l'agriculture et le déversement de déchets (déchets ménagers, boues de vidange, etc.).

La richesse spécifique et l'indice de diversité de Shannon sont variables. L'indice de diversité de Shannon était compris entre 2,31 et 0,95. Ceci témoigne d'une faible diversité floristique. Ces résultats sont contraires à ceux trouvés par Ngoukwa en 2018 qui a travaillé sur l'impact des effluents d'abattoir sur la diversité floristique. Ceci pourrait s'expliquer par le développement urbain anarchique et les activités agricoles qui ont pris naissance dans la zone d'étude et ont entraîné une perturbation de l'écosystème végétal. D'autre part les valeurs obtenues pour l'indice d'équitabilité de Pielou (proche de 1) dans cette étude montrent que les espèces sont équitablement réparties. Ce résultat est en accord avec les travaux de Ayo *et al.* (2021) qui a obtenu une diversité presque équitable dans les bas-fonds pollués. Ceci malgré le fait que dans chaque site il y a une dominance du fond floristique par certaines espèces.

Les pratiques de réutilisation des bio solides brutes en champ aux alentours du site de dépotage sont fréquentes. Ce mode de valorisation des bio solides tel que pratiqué par les ménagères est sujet à des risques sanitaires du fait de la présence de nombreux germes pathogènes dans les boues de vidange et dans les bio solides. Selon l'OMS (Anonyme 15, 2012), dans les pays ou les régions où l'hygiène et l'assainissement sont insuffisants et où l'on utilise largement des eaux usées non traitées et des excréta en agriculture, les risques sanitaires sont le plus souvent dus aux helminthes. D'autres agents pathogènes liés aux excréta peuvent aussi comporter des risques sanitaires, comme l'indiquent les forts taux de diarrhée et d'autres

maladies infectieuses, telles que la typhoïde et le choléra, et les taux d'incidence élevés des infestations par des protozoaires et des infections virales. Cependant, dans les pays soumis à des normes exigeantes en matière d'hygiène et d'assainissement où il existe une infrastructure de traitement des eaux et où les procédés de traitement sont bien gérés, les maladies virales représentent un plus grand risque que les autres agents pathogènes. En effet, les virus sont souvent difficiles à éliminer par les procédés de traitement des eaux usées en raison de leurs petites dimensions, mais aussi de la résistance de certains d'entre eux dans l'environnement et de leur infectiosité même à faible concentration. En outre, il est fréquent que les personnes vivant dans un environnement où s'appliquent des normes strictes en matière d'hygiène et d'assainissement et qui n'ont jamais été exposées auparavant à l'agent viral ne disposent donc pas d'une immunité acquise et sont plus vulnérables à l'infection ou à la maladie virales. Cette utilisation à risque des boues de vidange et des bio solides serait liée à l'ignorance des dangers qu'ils représentent sur la santé (Anonyme 15, 2012).

III.2.2. Risques environnementaux le long de la chaîne de gestion des boues de vidange

III.2.2.1. Dénaturations des composantes de l'environnement

La dénaturation du sol et de la végétation observée pourrait s'expliquer par le fait que, les dispositifs de stockage et de transport des boues ne sont pas construits de manière conforme ce qui entraîne des infiltrations des boues et une contamination de la ressource en eau et des plantes. Le site de dépotage des Bois des singes est également construit de manière anarchique. En effet, la mangrove située en contrebas du site de dépotage qui constitue l'exutoire des boues de vidange déversées est sujette au quotidien à des phénomènes de marées hautes qui transportent à leur passage ces matières fécales. La présence des boues de vidange sur la route serait donc la conséquence du mauvais fonctionnement de ces dispositifs, couplé au mauvais stationnement des camions lors de la vidange et du dépotage des boues. Ces résultats sont similaires à ceux de Koanda (2006) a mentionné que le déversement anarchique des boues de vidange dans la nature engendre des désagréments d'ordre visuels et olfactifs pour les populations et présente des risques environnementaux et sanitaires.

III.2.2.2. Nuisances recensées le long de la chaise de gestion des boues de vidange

Les principales nuisances évoquées au niveau des maillon amont et intermédiaire (mauvaises odeurs, prolifération des insectes) seraient liées au non-entretien des latrines dans les ménages, au déversement accidentel des boues de vidanges au non-port des EPI et aussi à la proximité du site de dépotage. Des résultats similaires ont été rapportés par Defo et *al.* (2015)

travaillant sur la collecte et l'évacuation des boues de vidange dans la ville de Bafoussam. Ces auteurs ont relevé que les principales nuisances évoquées par les populations au niveau du site de dépotage des boues de vidange de la ville étaient à 80 % des odeurs et la prolifération des moustiques. En effet des études comparatives des modes de gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest ont également rapportés que la pullulation des insectes couplée aux mauvaises odeurs, constituent quelques-unes des nuisances principales liées à la proximité de la station de traitement des boues de vidange de Sibeau au Bénin

III.2.2.3. Caractérisation physico-chimique des boues de vidange

Les moyennes des températures obtenues étaient toutes dans la plage mésophile (25 - 40) °C idéale pour l'activité bactérienne. Les résultats similaires ont été obtenus par Vaishadi et Debarbrata (2019) qui, ayant travaillé sur le potentiel de production d'hydrogène à partir de la biomasse, ont montré que les températures mésophiles influenceraient significativement l'activité des bactéries dans un milieu. La plage de pH enregistrée dans les différents échantillons de boues mesurée était comprise entre (6,5 – 9) ; valeurs requises pour la dégradation de la matière organique par les microorganismes (Kengne, 2008). Les valeurs moyennes des conductivités des boues analysées sont relativement élevées, elles sont de l'ordre de $237,7 \pm 430$ $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ces teneurs élevées de conductivités traduisent un degré de minéralisation excessif des boues. En effet, de fortes conductivités des boues traduisent une richesse en particules organiques subissant une dégradation excessive. Il existe un rapport entre la conductivité et la minéralisation. En effet, une conductivité >1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ traduit une minéralisation excessive des effluents (Nisbet and Verneaux, 1970). Cette caractéristique particulière des boues de Douala pourrait provoquer des dysfonctionnements dans le cas d'un traitement à base de plante, si les espèces utilisées ne sont pas aptes à supporter des concentrations élevées en sel, ou si les temps de contact boues-plantes sont longs.

Les valeurs élevées de MS et Les MVS enregistrées sont communes avec celles des latrines publiques dont les boues sont fraîches et moins minéralisées. Ces valeurs des MVS obtenues sont très élevées en raison de l'alimentation des habitants qui est faite principalement de glucides mais aussi à cause de la courte durée de stockage des boues, durée qui ne permet pas leur minéralisation complète (Koné et Strauss, 2004 ; Bassan et *al.*, 2013, Letah Nzouebet et *al.*, 2019). Les boues déversées au Bois des singes avaient une fraction organique (MVS / MS) comprise entre 61 et 80 % indique qu'elles comportaient encore une quantité très élevée de matière organique biodégradable. Ce ratio est plus élevé que ceux rapportés dans d'autres études similaires notamment ceux de (Bassan et *al.*, 2013 ; Talla et *al.*, 2017) qui avaient trouvé

des ratio MVS / MS compris entre 53-61 %. Ce résultat montre également qu'il conviendrait d'appliquer des techniques biologiques pour traiter ces boues car ceci permettrait d'agir sur la pollution organique des déchets pendant le traitement. S'agissant de la siccité et de la teneur en matières volatiles en suspension, elles varient en fonction des jours de la semaine. Cette variabilité des boues s'expliquerait par de nombreux facteurs à l'instar de l'origine de la boue (standing des ménages), le type de fosse (fosse septiques, latrines, toilettes publics...), la fréquence de vidange des fosses, les intrusions éventuelles de l'eau dans l'ouvrage, le climat, etc. Cette variabilité des boues en matières sèche doit être prise en considération dans le dimensionnement des ouvrages d'assainissement pour un traitement par voie naturelle.

Les boues de vidange brutes présentaient des valeurs de DCO et de DBO₅ très élevées. Ces valeurs étaient comprises entre 28,9 - 73,2 g/L et 1,1 - 1,8 g/L respectivement. Des fortes valeurs de DCO ont été également enregistrées dans les boues de vidange de Bangkok, de Manille et d'Accra (Ato et *al.*, 2017). L'indice de biodégradabilité des boues (DCO / DBO₅) est égal à 28. Cet indice est très élevé par rapport aux valeurs venant de certaines villes de pays en développement (Kone et Strauss, 2004). Cependant, une étude réalisée à Ouagadougou au Burkina Faso par Bassan et *al.* (2013) sur la caractérisation des boues de vidange pendant les saisons sèches et pluvieuses prouve qu'il existe une grande variation allant de 1 à 26, dans les échantillons de boues. Un ratio aussi élevé que 26 peut être dû au fait que les boues ont été stockées pendant une longue période dans les dispositifs d'assainissement, (Hienss, et *al.*, 1998). En outre, cette valeur élevée (28) obtenue peut aussi être due au fait que des polluants inorganiques sont généralement ajoutés dans les latrines par les utilisateurs (par ex. huile moteur, graisse /cuisine / déchets solides) (Bassan et *al.*, 2013). Le traitement de ces boues par des processus biologiques peuvent se heurter à des complications ou peuvent ne pas donner les niveaux de traitement adéquats. Des études portant sur la caractérisation des boues de vidange issue des fosses septiques en Afrique de l'Ouest ont montré des concentrations de TS, de VS et de DCO moins élevées que celle de cette étude. Par exemple au Burkina Fasso, les valeurs de TS, de TVS et de DCO étaient respectivement 11820 mg/L, 6 855 mg/L et 10 725 mg/L (Bassan et *al.*, 2013). Cependant, des études au Vietnam ont montré des caractéristiques similaires à cette étude notamment (31470 ± 24081 mg/L) et (48990 ± 12808 mg/L) pour la DCO des toilettes à chasse d'eau selon (Anh et *al.*, 2012).

Les valeurs élevées de l'azote ammoniacal peuvent résulter de lammonification et minéralisation de l'azote organique qui est un constituant majeur des matières fécales. Les concentrations en ammoniac trouvées (299 à 876 mg/L) pourraient nuire considérablement aux

algues et à la croissance bactérienne. Ils pourraient également produire des mauvaises odeurs pouvant provoquer des irritations oculaires dans les stations d'épuration (McGinn, 2003).

III.2.2.4. Caractérisation physico-chimique des eaux souterraines

Les analyses physico-chimiques effectuées sur les eaux souterraines de la zone d'étude révèlent que 95 % des échantillons prélevés ont un pH inférieur à 7 ce qui leur confère un caractère acide. Cette acidité pourrait être liée à la nature de la roche mère riche en quartz (Njueya et *al.*, 2012). En effet, les études géologiques et pédologiques menées dans la ville de Douala ont montré que la ville de Douala présente des sols ferrallitiques jaunes dérivés des roches sableuses et sablo-argileuses ayant de faibles teneurs en base et un pH acide. Les valeurs de température oscillent entre 26,2 °C et 29 °C avec une moyenne de 27,14 °C pour les forages, 27,95 °C pour les sources et 27,50 °C et pour les puits. Ces écarts observés peuvent s'expliquer par les fluctuations enregistrées par la température ambiante au cours des prélèvements ainsi que des diverses activités qui se développent autour des points de prélèvements. Toutes ces valeurs sont au-dessus de la valeur guide de l'OMS qui est de 25 °C. Les valeurs des sources légèrement supérieures, pourrait être dû au type d'aquifère des sources qui est ouvert et moins profond que ceux des puits et des forages, la température de l'eau se rapproche donc de celle de l'air ambiante (28,8 °C). Des résultats similaires ont été obtenus par Feumba (2015), qui travaillant sur l'hydrogéologie et évaluation de la vulnérabilité des nappes dans le bassin versant de Besséke (Douala, Cameroun) sur les caractéristiques des eaux souterraines de la ville ont observé que plus l'aquifère est profond, moins la température de l'eau est élevée.

Les nitrates et l'ammonium sont les principales formes d'azote observées dans les eaux analysées. La présence d'éléments chimiques tels les nitrates, l'ammonium et les phosphates dans les eaux souterraines pourraient avoir non seulement une origine naturelle (dégradation de la matière organique) mais également anthropique (pollution diffuse due aux lixiviats provenant des décharges d'ordures des plantations et/ou des latrines). A cet effet, Appelo et Postma (2005) travaillant sur la géochimie et la pollution des eaux souterraines ont montré que la présence des nitrates dans les eaux pourrait être due à une pollution diffuse causée par les processus d'infiltration d'eaux usées, de lixiviat des décharges sauvages d'ordures et des excréta d'une part mais aussi aux processus de dégradation incomplète de la matière organique. Les teneurs en nitrates obtenues sont cependant inférieures aux normes recommandées par l'OMS (50 mg/L) dont sans dangers pour la consommation. Les analyses montrent que 70 % des sources contre 50 % des puits présentent une pollution ammoniacale au-dessus des normes. Ils sont de ce fait néfastes pour la santé. La concentration élevée en azote ammoniacal dans les eaux

souterraines témoigne d'une pollution par les rejets d'origine humaine ou industrielle. Les valeurs moyennes élevées en ammonium au niveau des sources et des puits ($0,73\pm 0,52$ et $0,53\pm 0,34$ mg/L) témoigneraient d'une pollution par les rejets d'origines humaines ou industrielles (Antonakos et Lambrakis, 2000). Ces valeurs seraient dues à la présence des sources de pollution à proximité de ces points d'eau. En effet, plus de la moitié des sources et puits analysés présentaient des sources de pollution notamment la présence de latrines et des décharges d'ordure à proximité. De plus, ces sources et ces points d'eau n'étaient pas pour l'ensemble bien entretenus et bien aménagés.

Les corrélations positives observées entre la température et la concentration des ions NH_4^+ ($r = 0,43$) témoignent de la décomposition de la matière organique qui croît généralement avec l'augmentation de la température. En effet, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur de 2 à 3 pour une augmentation de température de 10 °C. La corrélation observée entre la concentration des ions NO_3^- et la concentration des ions PO_4^{3-} ($r = 0,30$) serait lié au fait que ces 2 paramètres (phosphate et nitrate) sont des paramètres qui décrivent tous deux les sels organiques provenant de la matière en décomposition présents en solution (Yaka et *al.*, 2020).

III.2.2.5. Teneur en ETM (plomb et cadmium) dans les boues de vidange, les eaux usées, les plantes et les fruits

Dans la zone d'étude, les teneurs moyennes en Pb obtenus sont de l'ordre 0,206 mg/L pour les boues de vidange et de $0,307\pm 0,021$ mg/L pour les eaux de surface. Ces valeurs sont au-dessus des limites admissibles par l'OMS, l'UE et le MINEPDED (0,01 mg/L). Par conséquent, ces boues devraient subir des traitements qui permettrait de les valoriser où même de réduire la charge polluante. En effet, le plomb est un métal lourd non essentiel qui est connu pour être l'un des polluants environnementaux hautement toxiques. L'exposition au plomb même à de faibles doses provoque des coliques dans l'organisme, des lésions cérébrales et rénales, des maux de tête, des problèmes d'anémie, de fausses couches, des convulsions, des problèmes rénaux, des troubles du système nerveux central, du système musculaire et du système gastro-intestinaux (Maffo et *al.*, 2016). Ces valeurs de Pb sont également supérieures à celles obtenues par Djumyom (2018) qui a trouvé des concentrations en plomb de l'ordre de (0 mg/L). En effet, Les différences observées pourraient être dues d'une part à la nature des déchets présents au site et d'autre part à la provenance des boues de vidange déversées au Bois des singes. En effet, la ville de Douala étant le siège des activités économiques au Cameroun, les boues de vidange qui y sont déversées proviennent aussi bien des ménages domestiques que des industries

métallurgiques. Les valeurs de Plomb cependant sont faibles par rapport à celles obtenues par Agendia (1995) qui a obtenu des valeurs de l'ordre de 47,5 mg/L pour les boues d'épuration à Yaoundé.

Les concentrations de Cd dans les boues de vidange et les eaux usées sont de l'ordre de 0,603±0,01 mg/L et de 0,13±0,41 mg/L pour les boues de vidange et les eaux de surfaces respectivement. Ces valeurs sont supérieures à celles admissibles par les limites de l'OMS (0,003 mg/L). Ces valeurs sont inférieures à ceux obtenus par Décock (2019) qui a trouvé des valeurs en Cd de l'ordre 0,71 mg/L pour les eaux usées utilisées en agriculture. La présence de Cd dans la zone d'étude indique que ces boues de vidange sont polluées et pourraient entraîner un risque potentiel pour l'environnement et la santé. En effet, le cadmium est un oligo-élément non essentiel extrêmement toxique même à faible concentration. Les niveaux élevés de cadmium provoquent des troubles d'apprentissage et l'hyperactivité chez les enfants. Le cadmium s'accumule dans le corps humain et endommage principalement les reins et le foie. L'intoxication au Cd peut donc entraîner des lésions rénales, osseuses et pulmonaires (Godt et al., 2006). Pour ce qui est des eaux de surface, le cours d'eau prélevé était situé en contrebas du site de dépotage et était le réceptacle de tous les déchets drainés provenant des lits filtrants et même des autres sources de pollution (Compaoré et Nanéma, 2010). Ces teneurs élevées en ETM dans les boues de vidange et les eaux de surface obtenue montrent que ces effluents présentent des dangers et ne peuvent pas être utilisés comme amendement agricole où pour l'irrigation en champs sans prétraitement.

Les résultats d'analyse ont révélé des teneurs moyennes élevées en plomb dans les feuilles de *Talinum triangulare* (0,49 à 0,80 µg/g) et les fruits de *Carica papaya* (0,0010 à 1,17 µg/g) récoltées au Bois des singes. Ces teneurs sont relativement supérieures à celles recommandées par les limites admissibles de l'OMS dans la majorité des échantillons. Ces teneurs sont cependant inférieures à celles obtenues par Maffo et al. (2016) qui a trouvé des teneurs moyennes de l'ordre de 14,9 µg/g pour les feuilles de *Ageratum conyzoides* et de 11,28 µg/g pour les feuilles de *Eremomastaxe speciosa*. De plus, Amit Kumar et al. (2020) ont trouvé des valeurs en Pb de l'ordre de variant 0,98 à 9,2 pour *Spinacia oleracea* et de 23 à 26 pour *Amaranthus blitum* en Inde. Les teneurs élevées en plomb dans ces plantes et fruits pourraient donc être attribuées au plomb contenu dans le sol qui a été absorbé par les plantes ; aux eaux utilisées pour l'arrosage des cultures et aux activités sources de pollution telle que le déversement incontrôlé des boues de vidange, des déchets et des ordures dans la zone d'étude. En effet, d'après Atayese et al. (2009), la principale source de plomb dans les parties des plantes est le sol sur lequel elles se développent.

III.2.2.6. Caractérisation des risques environnementaux

Les risques environnementaux observés le long de la chaîne de gestion des boues de vidanges sont entre autres ; La diffusion des odeurs nauséabondes, des fumées toxiques dans l'air ambiant, la pollution du sol, la contamination des eaux et la contamination des plantes. Ces risques entraînent de nombreuses conséquences sur l'environnement telles que l'enlaidissement du milieu, l'eutrophisation de la mangrove... Ces résultats sont conformes à la littérature qui montre que, la pollution de l'environnement peut être causée par les émanations d'odeurs provenant des fosses septiques, des latrines, des toilettes publiques et des dépositaires des boues de vidange qui sont mal conçues, mal gérées, ou pas vidangées régulièrement. Tout aussi, les boues de vidange déversées de façon non contrôlées dans l'environnement suite au manque de systèmes d'élimination adéquats liés à la mauvaise gestion et au manque de ressources financières, peuvent polluer les eaux de surface et les eaux souterraines, les sols, l'air, détruire l'équilibre des écosystèmes et causer les maladies hydriques (Blunier et *al.*, 2004). Les risques les plus élevés ont été observés au niveau du maillon aval de la chaîne de gestion des boues de vidange. Ceci peut s'expliquer par le fait que les plus grandes quantités de boues de vidange sont déversées et de manière régulière au niveau des Bois des singes. De plus ce site ne dispose d'aucune barrière de protection. Tous ces problèmes pourraient être évités grâce au port des équipement de protection et à l'utilisation des systèmes adaptés de gestion des boues de vidange impliquant un système adéquat de stockage, de vidange et de traitement des boues, c'est à dire des systèmes d'assainissement pourvoyant un risque minimum lors du maniement et du transport et prévoyant un système de traitement des boues aboutissant à une élimination ou une réutilisation sans danger en agriculture (Heinss et *al.*, 1998).

III.2.3. Risques sanitaires le long de la chaîne de gestion des boues de vidange

III.2.3.1. Prévalence des maladies le long de la chaîne de gestion des boues de vidange

Les nombreux cas de maladies enregistrés lors des enquêtes auprès des ménages (2,7% ont souffert du choléra ; 14 % ont souffert d'amibiases ; 8 % de diarrhée ; 16,3 % de typhoïde, 18, 2 % de paludisme ; 6,4 % de fièvre jaune ; 3,8 % de maladies de la peau et au niveau des opérateurs de la vidange (6,25 % amibiase, 12,50 %, diarrhée, 25 % typhoïde, 3,13 % maladies de la peau, 18,75 % paludisme, 12,50 % maladies pulmonaires et respiratoires). Ces maladies seraient la résultante des mauvaises pratiques en matière d'assainissement notamment le mauvais entretien et la mauvaise gestion des dispositifs d'assainissement d'une part, et le mode d'approvisionnement en eau des ménages d'autre part. En effet, les latrines qui étaient les plus régulièrement nettoyés et celles nettoyées avec des produits chimiques présentaient moins de

maladies que celles qui étaient moins nettoyées. D'autre part, les enquêtes auprès des ménages ont révélé des pratiques telles que la défécation à l'air libre et d'autres sources de pollution présentes à proximité des DAA. Ces sources de pollution sont donc susceptibles de dégrader les nappes des eaux souterraines et affecter la qualité bactériologique de ces eaux. En effet, Mougoue et *al.* (2012), travaillant sur les impacts sanitaires et environnementaux de l'assainissement et des excréta dans les quartiers précaires de Yaoundé ont montré que la dégradation de la qualité de l'eau combinée au mauvais assainissement serait des facteurs de risque sanitaires pour les populations ; Les maladies hydriques telles que les : parasitoses, diarrhées, typhoïdes et choléra seraient dues à la consommation des eaux de mauvaise qualité. En effet, la consommation d'une eau contaminée par les organismes pathogènes intestinaux, qu'ils soient bactériens, viraux ou parasites, proviennent des porteurs humains ou animaux et peut entraîner l'apparition des maladies d'origine microbienne (fièvres typhoïdes, dysenteries, diarrhées et gastro-entérites, hépatite A et E,) (OMS, 2004-2006). Ces eaux contaminées causent environ, 12 millions de décès par an, dont 5 millions à la suite des maladies diarrhéiques (OMS, 2004-2006). La plupart des victimes sont des enfants vivant dans les pays en voie de développement En d'autres termes, les enfants constituent la couche la plus vulnérable. (Davidson et *al.*, 1992). Les résultats obtenus l'attestent car il a été noté que les personnes les plus affectés par les maladies étaient les enfants (47,5%) De plus, les travaux de Bopda (2018) sur les acteurs locaux et préservation du cadre de vie des populations de la ville de Yaoundé, soutiennent que les populations des quartiers précaires sont généralement les plus exposés aux maladies hydriques essentiellement liées à la forte présence des coliformes et des streptocoques fécaux. Au niveau des opérateurs de la vidange, le grand nombre de cas de maladies et de blessures observées seraient dû au non-port des équipements de protection individuel en effet, le contact réguliers et l'inhalation répétitive des boues de vidange peut-être à l'origine de nombreuses maladies notamment les maladies du péril fécal, les maladies de la peau et les maladies pulmonaires. Le port des EPI constitue donc un moyen de protection lors de la manipulation des boues de vidange car permet aux vidangeurs de préserver leur santé. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Doumgoumai (2018) qui travaillant sur l'évaluation des risques sanitaires et environnementaux liés à la gestion des boues de vidange dans la commune de Toma au Burkina Faso a trouvé que 50% des vidangeurs enquêtés se plaignent de blessures et coupures par les objets tranchants dû au manque d'équipements et 15% de ces vidangeurs attribuent également les cas de maladies observés telles que la diarrhée, les éruptions cutanées au non port des EPI également.

III.2.3.2. Caractérisation bactériologique et parasitaire des boues de vidange

Les teneurs élevées en germes témoin de la contamination fécale obtenues traduisent ainsi une plus grande probabilité de présence de germes pathogènes responsables de maladies du péril fécal telles que la typhoïde, le choléra, les gastroentérites. Ces résultats se rapprochent de ceux de Defo et *al.* (2015) qui ont noté que l'effet des boues de vidange sur la santé des populations est réel et peut engendrer de nombreuses maladies telles que le choléra, la typhoïde, la Diarrhée et amibiase.

Les concentrations en œufs d'helminthe obtenues sont comparables à celles des boues des pays tropicaux, et donc bien élevées par rapport à celles des eaux usées dans lesquelles les teneurs en germes parasites sont en général de l'ordre de 30–2000 germes/L (Heinss et *al.*, 1998). La présence de ces germes parasites dans les boues de vidange traduit ainsi une plus grande probabilité d'existence de maladies gastrointestinales ainsi que des infections virales au sein de la population de la ville de Douala. Les infections helminthiques sont très fréquentes dans la plupart des pays en développement (OMS, 2006 ; Letah Nzouebet, 2018). Ces infections étant l'ascaridiose, la trichuriose et le ténia. Cependant, le nombre moyen d'œufs trouvés dans cette étude (5000) est trop faible par rapport à celle trouvée par Strauss et *al.* (2003) dans les toilettes publiques tropicales, environ 30000 en moyenne. Cela peut être dû au fait que les boues provenaient surtout des ménages et la durée de stockage est plus longue que celle des toilettes publiques. Ceci ayant permis une plus grande disparition des œufs d'helminthes. En effet, il a été démontré que les œufs d'helminthes sont très résistants au stress environnemental notamment à la sécheresse et à la chaleur (Kengne et *al.* 2008).

III.2.3.3. Caractérisation parasitaire des feuilles de *Talinum triangulare*

La présence des espèces d'œufs d'helminthes sur les feuilles de *Talinum triangulare* pourrait être liée à la présence de ces parasites dans les boues de vidange. En effet, les boues de vidange déversées sur les lits filtrants au Bois des singes sont drainées à cause des mauvaises canalisations et du site de dépôtage non conforme. Ces boues se déversent sur le sol, au niveau des habitations et des plantations familiales qui sont aux alentours du site ce qui entraîne une contamination des sols et des cultures. Ces résultats (40 germes/L) sont inférieurs à ceux obtenus par Tsama et *al.* (2015). Cet auteur obtenu environ 50 germes/L dans les échantillons de *Lactuca sativa* à Nomayos. Cette différence pourrait s'expliquer par la durée de stockage des boues dans les ménages qui serait inférieure à celle de Nomayos. En effet, les œufs d'helminthes viables peuvent classiquement survivre dans les boues stockées pendant plus de

quatre mois. Au-delà de 6 mois, le stockage des boues entraîne une réduction du nombre d'œufs capables de se développer normalement (Déléry, 2007). De plus, le rayonnement solaire et les rayons ultraviolets de Douala pourraient avoir une influence sur la réduction de ces germes. Des études ont révélé que certains œufs d'helminthes sont rapidement détruits quand ils sont directement exposés à la lumière solaire (Otto, 1929, cit. Anonyme 19, 2004). En termes d'abondance des espèces, la prédominance des de *Strongyloides stercolaris* s'expliquerait par leur haute résistance face aux conditions environnementales (Kengne, 2008). Cette résistance serait due à la présence d'une cuticule composée de plusieurs couches ce qui leur permet de résister dans le milieu. En effet, Chéma (2012) mentionne que la cuticule empêche le passage de certaines substances toxiques (acides et bases forts, détergents...) et de certains gaz pouvant s'avérer toxiques pour la croissance de ces parasites.

III.2.3.4. Caractérisation bactériologique des eaux souterraines

Les germes responsables de la pollution fécale *E. coli* et SF ont été retrouvés dans 90 % des eaux analysées. La présence des *E. coli* et des SF dans une eau la rend automatiquement impropre à la consommation humaine au regard des normes de potabilité de l'eau recommandées par l'OMS. Une large partie de cette pollution peut être attribuée à l'existence des latrines situées à proximité de certains points d'eau, à la nature de nappe phréatique de la zone d'étude qui est située à moins d'un mètre à partir du niveau du sol (Njueya et al., 2012), mais aussi aux pratiques d'assainissement dans la zone. En effet, la plupart des ménages de la zone d'étude ne respectent pas la distance de sécurité point d'eau et latrines recommandées par L'OMS (15 m). De plus dans certains ménages ont été noté la défécation à l'air libre. Tout ceci contribue à la contamination bactérienne de la nappe phréatique à travers le processus de diffusion des contaminants dans le sol. Il a également été noté que les eaux de forage analysées sont moins contaminées par rapport à celles des puits. Cette situation serait dû au fait que les puits sont des ouvrages à grand diamètre, moins profond et souvent non protégés, ce qui les expose plus à la pollution atmosphérique et celle du sol. Sokegbe et al. (2017) ont constaté une forte contamination en germes fécaux des eaux de puits comparativement aux eaux de forages à Lomé. De plus, certains de ces points d'eau (puits et sources) ne respectent pas les normes de protection. En effet, ils sont pour la plupart ouverts ou mi- fermés par une plaque de tôle et des puisettes et qui sont abandonnées à même le sol. Des observations similaires ont été faites par Coulibaly (2005). Cet auteur, travaillant sur la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau des puits de certains quartiers du district de Bamako a montré que la contamination fécale des eaux souterraines était liée à la proximité des latrines par rapport aux points d'eau et aussi

au manque de protection des dits points d'eau. La corrélation négative ($r = -0,47$) observée entre les paramètres bactériologiques (SF et *E coli*) et la distance point d'eau latrine pourrait s'expliquer par la fluctuation du niveau de la nappe phréatique, la perméabilité du sol et le sens de l'écoulement des polluants dans le sol. Des résultats similaires ont été obtenus par Nana (2014) et Tchouongsi (2020) qui ont démontré que la pollution des eaux souterraines n'est pas toujours causée par à un seul paramètre, mais plutôt par plusieurs paramètres associés telles que la distance point d'eau /latrines, la position topographique des point d'eau et l'état d'aménagement de ces points d'eau. Pour ce qui est de la forte corrélation observée entre les *E coli* et l'état d'aménagement des points d'eau, cela résulterait des mauvaises conditions d'assainissement et le non-respect des pratiques d'hygiène et l'ignorance des principes de prudence sanitaire ; En effet, les travaux de Mpakam et al. (2006) ont montré que le niveau d'aménagement d'un point d'eau affectait la qualité de l'eau avec pour conséquences des teneurs élevées en ions nitrates et ammoniums et en *E. coli*. La probabilité d'infection est plus élevée pour les personnes utilisant l'eau des puits comparée à celle des personnes utilisant l'eau des sources et les forages car les forages sont pour la plupart mieux aménagés et présentent moins de germes de contamination fécales que les puits et les sources. Ces résultats se rapprochent de ceux de Kouassi et al. (2015) qui ont trouvé que les ménages de bas standing ayant des points d'eau non aménagés sont plus susceptibles d'être contaminés par les germes de contaminations fécales que ceux de haut standing à Korhogo en Côte d'Ivoire.

III.2.3.5. Caractérisation bactériologique des eaux de surface

Les concentrations élevées en germes témoins de pollution fécale 98 000 UFC/100 mL pour les CF et 48 000 UFC/100 mL pour les SF obtenues dans les eaux du cours d'eau situé en contrebas du site de dépotage des boues de vidange seraient dues à la contamination par les boues issues du site par infiltration. En effet, le mouvement des coliformes fécaux peut se faire à une distance variant de 1 à 450 m dans différents types de sol. Cette migration des bactéries entraîne une contamination des eaux en plus des conséquences sanitaires et environnementales. Ces résultats sont différents de ceux obtenus par Derfoufi et al. (2019) qui ont travaillé sur le suivi de la qualité bactériologique des eaux de surface du Maroc, et ont trouvés des concentrations de l'ordre de $8,8 \times 10^5$ UFC /100 mL et $9,5 \times 10^4$ UFC/100 mL de CF et les SF respectivement pour les différents cours d'eau.

CHAPITRE IV. CONCLUSION RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

IV.1. Conclusion

Cette étude avait pour objectif général d'évaluer les risques environnementaux et socio-sanitaires associés à la chaîne de gestion des boues de vidange dans la ville de Douala. Certains ménages ne disposaient pas de technologie d'assainissement sur place et pratiquaient la défécation à l'air libre (1,8 %). Sur la base des observations des structures de latrines, plusieurs matériaux ont été utilisés par les ménages pour la construction des dispositifs d'assainissement autonome notamment les matériaux définitifs (béton /parpaing ou brique de terre) qui représente 80 % et les matériaux provisoires (planche, terre battue, natte/chaume/plastique qui représente 20 %. Les eaux souterraines représentaient 51,12 % des modes d'approvisionnement en eaux dans l'ensemble des ménages de la zone d'étude. Au niveau du maillon intermédiaire et aval, 51 % des vidangeurs et les agents d'entretien du site de dépotage n'arborent pas toujours les EPI et présentent généralement des signes de fatigue (31,1 %) des vertiges (2,56 %) des nausées (31,11 %) et des céphalées. (17,63 %) après la manipulation des boues. Pour leur besoin en engrais, 14,34 % des ménages riverains déclarent utiliser les boues de vidanges comme fertilisant pour leur plantation familiale.

Les composantes de l'environnement affectées par la mauvaise manipulation des boues de vidange sont l'air (48,61%) l'eau (38,4%) et le sol (12,9%). Les boues de vidange ont présenté des valeurs moyennes très élevées pour les paramètres physico-chimiques, bactériologiques parasitaires et les ETM. Les feuilles de *Talinum triangulare* ont révélé des teneurs en plomb ($0,80 \pm 0,02$; $0,73 \pm 0,49$ et $0,07 \pm 0,01$ $\mu\text{g/g}$) supérieures aux normes du MINEPDED, ainsi que la présence des œufs *Paragonium westermani* et de *Strongyloides stercoralis*. La qualité des eaux souterraines est acceptable du point de vue physico-chimique à l'exception de l'ammonium qui a présenté des concentrations supérieures aux valeurs guides de l'OMS et du MINEPDED au niveau des sources ($0,73 \pm 0,52$ mg/L) et des puits ($0,53 \pm 0,34$ mg/L). Du point de vue bactériologique, ces eaux étaient chargées en germes témoins de la pollution fécale avec des valeurs moyenne en *E. coli* de ($27,52 \pm 29,20$ UFC/100mL ; $116 \pm 198,88$ UFC/100mL ; $497 \pm 698,41$ UFC/100mL) et streptocoques fécaux ($11,47 \pm 14,71$ UFC/100mL ; $401,6 \pm 571,21$ UFC/100mL ; $154,25 \pm 232,27$ UFC/100mL) pour les forages, sources et puits respectivement. L'analyse en composante principale a permis de classer les points d'eau en fonction de leur concentration paramètres physico-et bactériologiques en 3 groupes :

- le groupe 1 est relatif aux paramètres bactériologiques qui sont les principaux indicateurs de la pollution fécale des eaux de boisson, il est constitué des points d'eau plus pollués que ceux du groupe 2 et moins pollués que ceux des groupes 3 et 4 ;

- le groupe 2 reflète la pollution physique (température, CND) et chimique (PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^-) des eaux souterraines. Il regroupe les points d'eau n'ayant pas ou ayant des concentrations faibles en *E. coli* (0-144 UFC /100 mL), en SF (0-96 UFC /100 mL) et en MES ;

- le groupe 3 possède les caractéristiques des eaux similaires à celles du groupe 1 à la différence que dans ce groupe, le taux de contamination bactériologique (*E. coli* : 1000-1370 et SF : 8-527 UFC /100 mL) est plus élevé ;

- le groupe 4 comprends les points d'eau ayant les concentrations les plus élevées en *E. coli* (0-144 UFC/100 mL), en SF (0-96 UFC /100 mL).

L'analyse préliminaire des risques a permis de ressortir de nombreux risques environnementaux notamment la diffusion des fumées toxiques pendant le transport des boues, la diffusion des mauvaises odeurs au niveau des ménages, des vidangeurs et du site de dépotage, la contamination du sol au site de dépotage et lors du transport des boues, la contamination des eaux souterraines au niveau des ménages et au niveau des Bois des singes, la contamination des plantes au Bois des singes. Sur le plan sanitaire, les principaux risques enregistrés sont l'inhalation des mauvaises odeurs dans les latrines des ménages, pendant la vidange et au site de dépotage, les piqûres par les insectes et moustiques dans les latrines, pendant le transport des boues au site de dépotage, les chutes dans les latrines dans les ménages, la pénétration cutanée des eaux usées, des boues de vidange pendant la vidange et l'entretien du site de dépotage, l'ingestion des eaux de boisson contaminés par les boues, l'ingestion des boues par les vidangeurs pendant la vidange, les chutes dans les fosses ouvertes, les blessures ou coupures pendant l'ouverture des dalles.

A l'issue de cette évaluation des risques au niveau des différents maillons de la chaîne de gestion des boues de vidange, la mise en application du plan de gestion stratégique proposé devrait être effectif car il permettra de réduire de manière efficace les risques environnementaux et sanitaires le long de la chaîne d'assainissement.

IV.2. Perspectives

Afin d'accroître les connaissances relatives à la chaîne de gestion des boues de vidanges en zone tropicale, l'étude pourrait être complétée par :

-l'évaluation des impacts environnementaux et sanitaires associés aux systèmes d'assainissement dans le contexte rural du Cameroun ;

-les mécanismes d'adaptation de *pennisétum purpureum* aux sols pollués ;

- la description des différents modèles de flux financiers pour la gestion des boues de vidange au Cameroun.

IV.3. Recommandations

Au terme de cette étude, des recommandations ont été formulées aux principaux acteurs impliqués dans la chaîne de gestion des boues de vidange.

1) Aux ménages :

- éviter de jeter les déchets dans la fosse des latrines ;
- respecter et pratiquer les règles d'hygiène et d'assainissement.

2) Aux entreprises de vidange :

- éviter le rejet incontrôlé de boues fécales dans le milieu naturel ;
- améliorer les conditions de travail en portant des équipements de protection individuelle.

3) Au gouvernement

- construire des stations de traitement afin d'éviter le rejet incontrôlé de boues de vidange dans l'environnement naturel ;
- standardiser les coûts des services de vidange ;
- convaincre les populations de changer leur comportement en particulier dans l'établissement informel via les groupes de discussion sur la communauté ;
- faire une planification de l'assainissement de l'environnement urbain ou via les communications de masse (radio, télévision, téléphones...);
- créer des routes pour un accès facile aux ménages pour les services de vidange mécanique ;
- promouvoir la construction des latrines conformes dans la ville de Douala en particulier dans les bidonvilles urbains ;
- mettre sur pied un système fonctionnel de gestion des boues de vidange par une organisation institutionnelle et par l'élaboration de textes de lois adaptés au contexte local ;
- promouvoir la formation, l'éducation et sensibilisation des agents de la municipalité, des vidangeurs, et les populations sur l'assainissement autonome et gestion des boues de vidange ;
- renforcer les capacités de la maîtrise d'ouvrage et accompagner l'émergence d'un marché local ;
- promouvoir la coopération entre les différents acteurs de la gestion des boues de vidange.

BIBLIOGRAPHIE

- Agendia P.L., 1995. *Treatment of sewage using aquatic plants: case of the Biyem-Assi domestic sewage (Yaounde)*. Doctorat d'Etat, Université de Yaoundé I, 154 p.
- Ambassa A., 2005. *Contribution à la caractérisation de la production des boues de vidange de la ville de Yaoundé*. Mémoire de DESS, Université de Yaoundé I, 41 p.
- Anh N.V., Nguyen H.S., Dinh D.H., 2011. Landscape analysis and business model assessment in fecal sludge management: extraction and transportation models in Vietnam. final report. *Bill & Melinda Gates Foundation*. 1-143.
- Anoliefo G.O., Ikhajiagbe B., Okonokhua B., Edegbai B., Obasuyi D.C., 2008. Metal tolerant species distribution and richness in and around the metal based industries : possible candidates for phytoremediation. *Afr. J. Env. Sci. Technol.* 2(11), 360-370.
- Anonyme 1, 2012. Progress on drinking-water and sanitation. WHO/UNICEF, Geneva, pp 15-25.
- Anonyme 2, 2013. Rapport sur les objectifs de développement durable. Nations Unies. New York, pp.1-6.
- Anonyme 3, 2007a. Stratégie Nationale de gestion des déchets au Cameroun, rapport d'étude Ministère de l'Environnement et de la protection de la nature DRAFT III, 39 p.
- Anonyme 4, 2017a. Renforcement des capacités des opérateurs africains d'assainissement par des partenariats d'apprentissage par pairs (RASOP-Africa) synthèse des rapports d'évaluation initiale Bamako – Kampala – Lusaka Yamoussoukro – Yaoundé. 16 p.
- Anonyme 5, 2019. Lignes directrices relatives à l'assainissement et à la santé [Guidelines on sanitation and health] ISBN 978-92-4-251470-4 157 p.
- Anonyme 6, 2016 a. Planifications de la gestion de la sécurité sanitaire de l'assainissement OMS 2016. 138 p.
- Anonyme 7, 2008. Normes environnementales et procédure d'inspection des installations industrielles et commerciales au Cameroun. MINEP, 37 p.
- Anonyme 8, 2004. Etude comparative des modes de gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest. CREPA, 47 p.
- Anonyme 9, 2001. Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites collectivités, UE. Classification: 91/271. 42 p.

- Anonyme 10, 2016 b. Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management 187 p.
- Anonyme 11, 1983. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. National Academy Press, Washington DC, 1983, 191 p.
- Anonyme 12, 2000. Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice Cédex, ISBN 2-11-09 14 82-3, 49 p
- Anonyme 13, 2008. Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement : étude des cas du Burkina Faso, Cameroun, Côte d'Ivoire, Ghana, Niger et Sénégal. Rapport scientifique, 32 p
- Anonyme 14, 2019. Douala urban area population history. Population Stat-World Bank, United Nations, Census. GeoNames <https://populationstat.com/cameroon/douala>.
- Anonyme 15, 2012. 3 em Recensement général de la population et de l'habitat. Bucrep (Bureau Central des Recensements et des Etudes de Population), Yaoundé. 87 p.
- Anonyme 16, 2011. Enquête sur le cadre de vie des populations de Douala et Yaoundé (2002). INS, Yaoundé. <http://nada.stat.cm/index.php/catalog/14>
- Anonyme 17, 2007 b. Etudes de faisabilité de la construction d'une station traitement des boues vidangées avec production d'électricité à Ngombé dans la Communauté de Douala 5°. Competing-Bet. Yaoundé, 257 p.
- Anonyme 18, 1992. Hach handbook of water analysis. 2thEd. Hach Company Loveland, Colorado, 824 p.
- Anonyme 19, 2004. Integrated Guide to Sanitary Parasitology, WHO. NLM classification : WA 671, 120 p.
- Anonyme 20, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st Edition. American Public Health Association, and Water and Environment Federation Publication., ISBN 0-87553-047-8, 21st edition. Washington D.C.pp 2-4
- Anonyme 21, 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. WHO Volume 4. Excreta and greywater use in agriculture, ISBN. Geneva 182p.
- Anonyme 22, 2017 b. Directives de qualité pour l'eau de boisson : 4e éd. Intégrant le premier additif (Guidelines for drinking-water quality: 4th ed. incorporating first addendum) ISBN 978-92-4-254995-9 WHO, 538 p.

- Antonakos A. et Lambrakis N. J., 2000. Hydrodynamic characteristics and nitrate propagation in Sparta aquifer. *Water Ressource*, 34: 3977-3986.
- Appelo T. and Postma D., 2005. Geochemistry, groundwater and pollution. 2nd edition. Amsterdam: *Sci Environnement Total*: 10-59.
- Atayese, M.O., Eigbadon, A.I., Oluwa, K.A., Adesodun, J.K., 2009. Heavy metal contamination of Amaranthus grown along major highways in Lagos. *Afr. Crop Sci. J.* 16 : 225- 235
- Ato FM, Tamakloe W, Antwi E, Ami J, Awarikabey E, Apatti J, Mensah M, Chandran K. 2017. Chemical characterization of faecal sludge in the Kumasi metropolis, Ghana. *Gates Open Research*, 1 :12. 1 p.
- Ayo A., Soh K. E. Djumyom W. G.V., Nbandah P., Djomo C.C., Nana A. S., Djocgoué P. F. and Kengne N. I. M. (In memorium), 2021. Floristic surveys of some lowlands polluted of a tropical urban area : the case of Yaounde, Cameroon *International Journal of Phytoremediation*, 12 p.
- Bakary H., 2000. *Etude de l'impact du dispositif d'assainissement autonome sur les ressources en eau dans les quartiers à habitat spontané : Cas de Mokolo et de Madagascar à Yaoundé*. Mémoire d'ingénieur, Université de Yaoundé I, 60 p.
- Barlett J.E., Kotrlik J.W., Higgins C.C., 2001. Organizational research: Determining appropriate sample size in survey research. *Inf. Technol. Learn. Perform* V.19 (1) :19-43.
- Baskaran K. and Farago L. 2007. Nitrogen removal in a two-stage, re-circulating waste stabilisation pond system. *Wat. Sci. Tech.*, 55(11): 57–63
- Bassan M., Mbéguéré M., Tchonda T., Zabsonre F. and Strande L., 2013. Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. *Journal Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 3(2): 216-221.
- Beebe D.A., Castle J.W., Molz F.J., Rodgers J.H., 2014. Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed Wetland : Experimental studies and modeling. *Ecol. Eng.* 71 : 394–400
- Bemmo N., Njine T., Nola M. et Ngamga G., 1998. Techniques utilisées au niveau des quartiers périurbains de Yaoundé (Cameroun) pour l'évacuation des eaux usées et excréta humains. Rapport final action de recherche N°4, programme « Alimentation en eau potable dans les quartiers périurbains et les petits centres », Yaoundé :126 p.

- Berteigne B., 2012. Quantification et caractérisation des boues de vidange issues des villes de Douala et Yaoundé. Rapport MAFADY. Mémoire d'après Césure. Promotion FEZ/HERAULT, 130 p.
- Bigumandondera P., 2014. *Étude de l'assainissement non collectif en Afrique Subsaharienne : Application à la ville de Bujumbura*. Dissertation présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences. 276 p.
- Blunier P., 2004. La collecte et le transport mécanisé des boues de vidange dans la ville de Ouahigouya (Burkina Faso) : Analyse du marché et propositions de réorganisation des flux financiers. EAWAG/SANDEC, Lausanne, 82 p.
- Blunier p., Koanda H., Strauss M., Klutse A. et Taravelles J., 2004. Quantification des boues de vidange, Exemple de la ville d'Ouahigouya, Burkina Faso. *EAWAG/SANDEC*, Lausanne, 8 p.
- Bolomey S., 2003, Amélioration de la gestion des boues de vidange par le renforcement du secteur privé local, CREPA, Mali, 38 p.
- Bonkougou Jean-Paul, 2017. *Evaluation des risques sanitaires et environnementaux liés à la gestion des déchets biomédicaux : cas du centre médical avec antenne chirurgicale Paul VI à Ouagadougou*. Mémoire pour l'obtention du master en ingénierie de l'eau et de l'environnement option : eau et assainissement, 57 p.
- Bonvallet N., Dor F., Valeurs toxicologiques de références. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice Cédex, 2002, 84 p.
- Bopda T., 2018, *Acteurs locaux et préservation du cadre de vie des populations de la ville de Yaoundé*, Mémoire de Master, IPD, 130 p. 3. Conférence de Dublin, 1992, Conférence internationale sur l'eau et l'environnement : le développement dans la perspective du 21e S ; Rapport, 57 p.
- Bösch A. and Schertenleib R., 1985. Emptying on-site excreta disposal systems: Field tests with mechanized equipment in Gaborone (Botswana). IRCWD report n°03/85. 116 p.
- Braun-Blanquet J. 1964. Pflanzensozioologie. Grundzuge der vegetationskunde. 3 rd Edition, Springer-Verlag, Berlin, 631 p.
- Brown J., Cumming O., Bartram J., Cairncross S., Ensink J., Holcomb D., Knee J., Kolsky P., Liang K., Liang S., 2015. A controlled, before-and-after trial of an urban sanitation

intervention to reduce enteric infections in children: research protocol for the Maputo Sanitation (MapSan) study, Mozambique. *BMJ Open* 5: 1-89.

Buckley C.A., Foxon K. M., Brouckaert C.J., Rodda N., Nwaneri C., Balboni E., Couderc A. and Magagna D., 2008. Scientific Support for the Design and Operation of Ventilated Improved Pit Latrines (VIPs) and the Efficacy of Pit Latrine Additives. *WRC Report* No. TT 357/08. Water Research Commission, Pretoria, 118 p.

Chaggu E. J., 2004. *Sustainable Environmental Protection Using Modified Pit-Latrines*. PhD Thesis, Wageningen University, the Netherlands, 149 p.

Chéma K., 2012. Oeufs helminthes dans les eaux usées et les boues de station d'épuration: en sanitaires et intérêt du traitement par lagunage. *Environnement Risques et Santé.*, 11 (6): 2-10.

Cofie O., Agbottah S., Strauss M., Esseku H., Montangero A., Awuah E. and Kone D., 2006. Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. *Water Research*, 40 (1) : 75-82.

Collignon, B., 2002. Les entreprises de vidange mécanique des systèmes d'assainissement autonome dans les grandes villes africaines. Rapport de synthèse final, Hydroconseil, France. 50 p.

Compaoré E et Nanéma L.S., 2010. Compostage et qualité du compost de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. *Tropicultura*, 28 : 4 : 232-237.

Corcoran E., Nellemann C., Baker E., Bos R., Osborn H., Savelli H., 2010. The central role of wastewater management in sustainable development. Nairobi, *UNEP*, 44 p.

Coulibaly, K., 2005. *Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau des puits de certains quartiers du District de Bamako*. Mémoire de Thèse, Université de Bamako, 69 p.

Covello V.T. et Merkhofer N.W., 1993 *Risk Assessment Methods*. Plenum Press, New York, 1993, 318 p.

Dah P. 2013. *Contribution à la gestion durable des boues de vidange dans la commune rurale de Saaba*. Mémoire de Master, Institut International d'Ingénierie Ouagadougou, 70 p.

Davidson S. H., Firestone C., Mary K., 1992. Internal Cycling of Nitrate in Soils of a Mature Coniferous Forest (73) :1148-1156.

- Decock R., 2019. Caractérisation et biolixiviation d'un résidu de traitement d'eaux usées stabilisé par oxydation en voie humide. Mémoire de Master, Haute Ecole Lucia de Brouckère : Bruxelles, 57 p.
- Defo C., Fonkou T., Mabou P.B., Nana P. et Manjeli Y., 2015. Collecte et évacuation des boues de vidange dans la ville de Bafoussam, Cameroun (Afrique centrale). *VertigO revue électronique en sciences de l'environnement*, 15 (1) : 1-23.
- Déléry L., 2007. Base scientifique de l'évaluation des risques sanitaires relatifs aux agents pathogènes. INERES, 61 p.
- Djumyom W.G.V., 2018. *Performances épuratoires et valorisation des produits dérivés du traitement de la station d'épuration des eaux usées domestiques par filtres plantés à Echinochloa pyramidalis (Lam.) Hitchc. & Chase de la Cité-Verte (Yaoundé - Cameroun)*. Thèse Doctorat, Université de Yaoundé I, 163 p.
- Doumgoumai Isabelle, 2018. *Evaluation des risques sanitaires et environnementaux liés à la gestion des boues de vidange dans la commune de Toma au Burkina Faso*. Mémoire pour le diplôme d'ingénieur eau et assainissement, 2^{ie}, 67 p.
- Duncan Mara, 1997. Design Manual for Waste Stabilisation ponds.xp
- Dufrêne M. 2003. Méthodes d'analyse des données écologiques et biogéographiques. Version du 11/05/03.<http://biodiversite.wallonie.be/outils/methodo/>.
- Eaton A. D., Franson M. A. H et American Public Health Association, 2005. *Standard methods for the examination public health and wastewater*. American public health association, Washington DC, pp. 12-17.
- Ersey S.A., Potach J.B., Robert L. et Shiff C.1991. Effects of improved water supply and sanitation on ascariasis, diarrhoea and trachoma. *Bull word health organ*, 69 (5) : 609-621.
- Evens Emmanuel, 2004. *Evaluation des risques sanitaires et ecotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers* : mémoire soutenue pour le grade de Docteur en sciences et techniques du déchet Ecole Doctorale de Chimie de Lyon 246 p.
- Farmer F.R., 1967. Siting criteria- a new approach in *Containment and siting of nuclear power plants*: proceedings of the IAEA symposium on nuclear siting. IAEA, 303-32. 817 p.
- Faye A., Sow O., Kandji A., Nehrling S., Touré F., Mangané P.M., Sow B., Sonko E. Lo M., Ndiayé M.S., Badji G. et Mbegueré M., 2013. Les boues de vidange : un marché porteur.

In : ONAS : Magazine trimestriel du programme de boues de vidange/(magBOUES) 1 : 8-9.

Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H. & Mara D.D., 1983. Reuse of excreta and discharge effluents. *In: Sanitation and Disease Health aspect of Excreta and wastewater Management.* Wiley J. & Sons (eds). New York, Brisbane, Toronto, Singapore: Chichester: 99-113.

Feumba R., 2015. *Hydrogéologie et évaluation de la vulnérabilité des nappes dans le bassin versant de Besseke à Douala (Cameroun).* Thèse de Doctorat/PhD, Université de Yaoundé I, 253 p.

Feumba, R., Ngounou Ngatcha, B., Tabué Youmbi, J.G. and Ekodeck, G.E. (2011). Relationship between Climate and Groundwater Recharge in the Besseke Watershed (Douala-Cameroon). *Journal of Water Resource and Protection*, 3 : 607-619.

Fonkou T., 1996. *Épuration par voie naturelle des eaux usées du campus de l'Université de Yaoundé I.* Thèse de 3^e Cycle Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, 152 p.

Fonkou T., 2007. *Essais d'épuration d'eaux usées agro-industrielles par marécages artificiels en régions tropicales : cas des effluents d'African Distilling Company (ADIC) à Mbandjock.* Thèse de Doctorat de 3^e cycle, Université de Yaoundé I, 197 p.

Franceys R., Pickford J. & Reed R. (1992). A guide to the development of on-site sanitation. World Health Organization, Genève, Suisse, 229 p.

Furumoto W.A., Mickey R. A. 1967. Mathematical model for the infectivity-dilution curve of tobacco mosaic virus: Experimental tests. *Virology* :216-223.

Gabert J., Marion S., Oddo S., Ily J-M, Thomas L. ,2018. Mémento de l'assainissement. *Mettre en œuvre un service d'assainissement complet, durable et adapté.* Éditions Quæ, du Gret, 843 p.

Gerba C.P., Wallis C. and Melnick J.L., 1975. Viruses in water: the problem, some solutions. *Environ. Sci. Technol.*, 9: 1122-1126.

Gillet F. 2000. La phytosociologie synusiale intégrée. Guide méthodologique document 1. Documents de laboratoire d'Ecologie Végétale. Université de Neuchâtel-Institut Botanique. Laboratoire d'écologie végétale et de phytosociologie. (4^e édition). 68 p.

- Godt, J., Scheidig, F., Grosse-Siestrup, C., Esche, V., Brandenburg, P., 2006. The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. *J. Occup. Med. Toxicol.* 22 : 1-6.
- Haas C.N., et Eisenberg J.N.S., 2001. Water Quality – Guidelines, standards and health: Assessment of Risk Management for water-related infectious disease. World Health Organization, Geneva, 424p.
- Heinss U., Larmie S.A. and Strauss M., 1998. Solid separation and pond systems for the treatment septage and public toilet sludges in tropical climate. Lessons learnt and Recommendations for preliminary design. *EAWAG/SANDEC Report N° 05/98*, Dübendorf, 57 p.
- Hieng I.O. 2003. Etude des Paramètres Géotechniques des Sols au Cameroun. Edns CLE: Yaoundé, Cameroun: 97-106.
- Ingallinella A.M., Sanguinetti G., Koottatep T., Montangero A. and Strauss M., 2002. The challenge of faecal sludge management in urban areas-strategies regulations and treatment options. *Water science and Technology*, 46(1): 285-294.
- Jenkins M.W., Cumming O., Scott B., Cairncross S., 2014. Beyond ‘improved’ towards ‘safe and sustainable’ urban sanitation: assessing the design, management and functionality of sanitation in poor communities of Dar es Salaam, Tanzania. *J. Water Sanit. Hyg. Dev.* 4 (1): 131–141.
- Katukiza A. Y., Ronteltap M., Niwagaba C. B., Foppen J.W.A., Kansiime F., Lens P.N.L., 2012 Sustainable sanitation technology options for urban slums A.Y 965-977.
- Kengne I. M., 2000. *Evaluation d’une station d’épuration des eaux usées domestiques par lagunage à macrophytes à Yaoundé : performances épuratoires, développement et biocontrôle des Diptères Culicidae*. Thèse de Doctorat de 3ème cycle, Université de Yaoundé I, 140 p.
- Kengne N.I.M., 2008. *Potentials of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc & Chase for faecal sludge treatment in tropical region*. Thesis Doctorat/Ph.D, University of Yaounde I, 114 p.
- Klingel F., Montangero A., Kone D. et Strauss M., 2002, Gestion des boues de vidange dans les pays en développement. SANDEC/EAWAG, Dübendorf, pp. 35-38.

- Koanda, H., 2006, *Vers un assainissement urbain durable en Afrique Subsaharienne : Approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange*, Thèse de Docteur, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 262 p.
- Koffi Kablan Douglas Serge, 2016. *Etude d'avant-projet détaillé d'une station de traitement des boues de vidange du district d'Abidjan*. Mémoire de master en ingénierie de l'eau et de l'environnement, Institut International d'Ingénierie Burkina Faso 52 p.
- Koné D. 2002. Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du centre : Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL).170 p.
- Koné D. and Strauss M., 2004. Performances et challenges des techniques de traitement à faible coût (rustiques) des boues de vidange. CREPA, Ouagadougou. 1-3.
- Koottatep T., 2014. Practical booklet on technical assessment and planning guidelines for fecal sludge management. AIT, Pathumthani, 6 p.
- Kosek Margaret, Bern Caryn, Guerrant Richard L., 2003. The global burden of diarrhoeal disease, as estimated from studies *Bulletin of the World Health Organization* 81: 197-204.
- Kouam Kenmogne G.R., Rosillon F., Mpakam G.H. et Nono Alexandre 2010. Enjeux sanitaires, socio-économiques et environnementaux liés à la réutilisation des eaux usées dans le maraîchage urbain : cas du bassin versant de l'Abiergué (Yaoundé-Cameroun), *Vertigo* 10 (2) 6-10
- Kouassi M. R., Kone B., Kouakou Yao E., Silue B., Cisse G. et Soro N., 2015. Approvisionnement en eau potable, qualité de la ressource et risques sanitaires associés à Korhogo (Nord Côte d'Ivoire). *Environ Risque Santé*, 14(3): 230-241.
- Kumar A. and Chaturvedi A. K., 2020. Lead Toxicity : Health Hazards, Influence on food chain, and sustainable remediation approaches. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17 (2179) : 1-33
- Le Bourgeois T, Merlier H. 1995. *Adventrop. Les adventices d'Afrique soudano-sahélienne*. CIRAD-CA, France, Montpellier 640 p.
- Letah Nzouebet W. A. 2018. *Variability of on-site sanitation faecal sludge of a tropical urban area and study of the factors affecting the fate of intestinal helminth eggs in planted*

- drying beds for faecal sludge dewatering déshydratation des boues* Dissertation Defended for the Award of a Doctorate/PhD in Plant University of Yaounde I. 149 p
- Letah Nzouebet W. A., Kengne N. and Rechenburg A. Prevalence., 2016. Diversity of intestinal helminth eggs in pit latrine sludge of a tropical urban area: *journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 06 (4): 622-630.
- Letah Nzouebet W. A., Soh K. E, Djumyom W. G.V, Wanda C., Rechenburg A. and Kengne N. I. M., 2019. Assessment of the faecal sludge management practices in households of a subSaharan Africa urban area and the health risks associated: the case study of Yaoundé, Cameroon. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 13(5)23 p.
- Liénard A., Cathérine B., Pascal M., Yvan R., François B., Bernadette P. 2004. Filtres plantés de roseaux à flux vertical et lagunage naturel en traitement d'eaux usées domestiques en France : comparaison des performances et des contraintes d'exploitation en termes de pérennité et fiabilité. *Ingénieries*, (87-99), London, 1421p.
- Maffo M. N. Liliane, Zapfack L., Youmbi E., Dibong S. D., Ntsomboh N. G. and Nanfack A., 2016. Metal concentrations in some common medicinal plants from different geographical locations in Douala, Cameroon. *Int. J. Curr. Res. Biosci. Plant Biol* 2016, 3(12) : 10-23.
- Mara D., 2003. Water, sanitation and hygiene for the health of developing nations. *Public Health*, 117 (6): 452-456.
- Mara D., Lane J., Scott B. & Trouba D., 2010. Sanitation and Health. *Plos Med journal*, 7 (11): 1-7
- Mbenguéré M., Dodane P. H. et Koné D., 2011. Gestion des boues de vidange. Optimisation de la filière. *Eawag. In : Actes du symposium international sur la gestion des boues de vidange. Dakar, Sénégal, 30 juin-1^{er} juillet 2009. ONAS*, 64 p.
- Mezrioui N. et. Baleux B., 2017. Effets de la température, du pH et du rayonnement solaire sur la survie de différentes bactéries d'intérêt sanitaire dans une eau usée épurée par lagunage : 573-591.
- Montangero A. et Strauss M., 1999. Transformation des excréta en compost, le cas de Niono au Mali. *Eawag/Sandec, Dübendorf*, 61 p.
- Montangero A. et Strauss M., 2002. Gestion des boues de vidange. *In : Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux* :7-8.

- Montangero A., Strauss M. et Dembélé A., 2000. Gestion des boues de vidange : Parent pauvre de l'assainissement et défi à relever. *In* : 12^e conférence des centres du réseau international de formation à la gestion de l'eau et des déchets (RIF/ITN) d'Afrique, Ouagadougou, décembre 2000, 1 p.
- Monvois J., Julien G., Clément F. et Marie G. 2010. *Choisir des solutions techniques adaptées pour l'assainissement liquide*. pS-Eau pp.110-117.
- Mpakam, H. G., 2006. *Étude de la vulnérabilité à la pollution des ressources en eau dans la ville de Bafoussam et indices socio-économiques et sanitaires : modalités d'assainissement*, Thèse de doctorat/PhD, Université de Yaoundé I, 272 p.
- Nakagiri A., Niwagaba C.B., Nyenje P.M., Kulabako R.N., Tumuhairwe J.B., Kansiime F., 2016. Are pit latrines in urban areas of Sub-Saharan Africa performing? A review of usage, filling, insects and odour nuisances. *BMC Public Health*, 16 p.
- Nana A.S., 2013. *Influence des modes de gestion des déchets sur la qualité des eaux souterraines : cas du quartier Ngoa-Ekellé, Yaoundé*. Mémoire de Master, Université de Yaoundé I. 80 p.
- Ngnikam E., Mougoue B. & Tietche F., 2007. Eau, Assainissement et impact sur la santé : étude de cas d'un écosystème urbain à Yaoundé. *Acte des JSIRAUF*, Hanoi :6-9.
- Ngoukwa G. 2018., *Impacts des effluents de l'abattoir de la SODEPA Yaoundé sur la diversité floristique du cours d'eau Ako'o* : Mémoire de Master Université de Yaoundé I. 55 p.
- Ngoulou E., 2004. *Gestion des boues de vidange dans les arrondissements 3 et 4 de Brazzaville : Etat des lieux et perspectives*. Mémoire de DESS en Génie Sanitaire de l'EIER de Ouagadougou, 73 p.
- Nisbet and Verneaux, 1970. Composantes chimiques des eaux courantes discussion et proposition de classe servant que bases d'interprétation des analyses chimiques : 161-190.
- Njueya K. A., Likeng J., Daniel H. et NONO A., 2012. Hydrodynamique et qualité des eaux souterraines dans le bassin sédimentaire de Douala (Cameroun) cas des aquifères sur formations quaternaires et tertiaires : 1874-1894.
- Nya J. 2001. Peuplement phytoplanctonique et performances épuratoires de la station de lagunage à microphytes de Biyem-Assi (Yaoundé). 3rd cycle thesis, University of Yaounde I, 148 p.

- Oekers E.H., Hering J G. and Zhu, C., 2011. Water: Is there a global crisis? *Elements*, (7): 157-162.
- Ozimek, T., Obarska P., H. and Cytawa, H., 2000. The effect of secondary sewage sludge on retention of nitrogen and phosphorus in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands. Transformation of nutrients in natural and constructed wetlands. Bachuys, leiden, 166 p.
- Pachura S., Block C., Stoufflet A., 2019. Sanitary risk assessment in employees working in thermal drying station of purification sludge: Urinary assay of cadmium: 358-366.
- Peal E. B., Blackett I., Hawkins P., Heymans C., 2014. Fecal sludge management: analytical tools for assessing FSM in cities. *J Water Sanit Hyg Dev.* 4(3) :371-383.
- Pearson H.W., Mara D.D., Cawley L.R., Arridge H.M. and Silva S.A., 1996. The performance of an innovative tropical experimental waste stabilization pond system operating at high organic loadings. *Wat. Sci. Tech.* 33(7) : 7-63
- Priso, R.J., Dibong, S.D., Tchinda, M.C., Taffouo, V., Din, N., Amougou A., 2010. Impacts des eaux polluées sur la croissance, les teneurs en chlorophylles et substances organiques dans les feuilles de deux Poaceae. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 4(4) : 1122-1129
- Priso, R.J., Ondo, O.B., Etame, J., Din, N., 2014. Influence de la pollution sur la répartition et le comportement de la végétation dans quelques écosystèmes aquatiques de la région de Kribi Cameroun. *Sciences, Technologies et Développement.* 15 : 23-32.
- Ramade, 2000. Dictionnaire encyclopédique des pollutions. *Ediscience internationale*, Paris, 2000, 690 p.
- Razafindradrandra Y. et Seveque J. L., 1998 Sites pollués et potentiellement pollués : Identification et contrôle juridique et technique. *Collection Environnement. Paris, Victoires*, 256 p.
- Riviere, 1998. Évaluation du risque écologique des sols pollués. Association RE.C.O.R.D., Lavoisier *Tec&Doc*, Paris, 230 p.
- Rochery F. et Gabert J., 2012. La filière de gestion des boues de vidange : de l'analyse aux actions. Actes de l'atelier d'échanges. 60 p.
- Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Chambon P., Champsaur H. & Rodi L., 2009. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod (8ème édition), Paris, pp. 709-785.

- Schoebitz M., Mengual C., Roldan A., 2014. Combined effects of clay immobilized *azospirillum brasilense* and *pantoea dispersa* and organic olive residue on plant performance and soil properties in the revegetation of a semiarid area. *Sci. Total environ.*: 466-467.
- Schwartzbrod J., 2003. Methods of Analysis of helminth eggs and cyst in wastewater, sludge, soil and crops. University Henry Poincare, Nancy, 12 p.
- Sokegbe O.Y., Djeri B., Kogno E., Dossou K. M., Mensah R. T., Soncy K. et Ameyapoh Y., 2017. Les risques sanitaires liés aux sources d'eau de boisson dans le district n°2 de Lomé-commune : cas du quartier d'Adakpamé : 2341-2351.
- Still D., Louton B., Bakare B., Taylor C., Foxon K.M., Lorentz S.A., 2012. Investigating the Potential of Deep Row Entrenchment of Pit Latrine and Waste Water Sludges for Forestry and Land Rehabilitation Purposes: Report to the Water Research Commission. Water Research Commission. 173p.
- Strande L., Ronteltap M. et Brdjanovic D., 2018. Faecal sludge management systems approach for Implantation and operation, *IWA Publishing*, 427 p.
- Strauss M., 1985. Health aspects of night soil and sludge use in agriculture and aquaculture. Part II: Pathogen Survival. *IRCWD Report*. 04 (85), IRCWD (now SANDEC), Duebendorf.
- Strauss M., Heinss U and Montangero A., 2000. On-Site Sanitation: When the pits are full planning for resource protection in faecal sludge management. *In: Proceedings, Int. Conference, Bad Elster, 20-24 Nov. 1998*: 353 -60
- Strauss M., Larmie S.A. and Heinss U., 1997. Treatment of sludges from on-site sanitation low-cost options. *Water Science and Technology*, 35: 129 –136.
- Suter G.W. G., Vermeire T., Munns W., Sekizawa J., 2001. Framework for the integration of Health and Ecological Risk Assessment. Lewis Publishers, Boca Raton, 538 p.
- Talla A., Sezawo R., Ngohe-Ekam P.S., 2017. Characterization of Depotted Faecal Sludge into the Environment and Design of a Suitable Treatment System: Case of Nomayos Area in Yaounde City. *British Journal of Applied Science & Technology*, 21(2): 1-12.
- Tchinda M. C., Zapfack L., Essono D. Marie, Ntsomboh N. G. and Chimi D. C., 2018. Influence of the Origin of Water Pollution on the Floristic Diversity of Macrophytes of the Mfoundi Lowlands in the City of Yaounde, *Int. J. Curr. Rés. Biosci.* 5 (8): 29-39.

- Tchonda T., 2010. *Analyse du marché de la vidange mécanique dans les villes moyennes et conditions de réussite de l'entrepreneuriat privé. Etude de cas de Sokodé au Togo*. Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du diplôme d'étude supérieure et spécialisées en génie sanitaire et environnement, Université Sokodé au Togo, 95 p.
- Tchoungsi K. E., Mongoue B., Tagne T. C., Touoyem M.F. Bonganjum N. S., 2020. Approvisionnement en eau et risques sanitaires dans le bassin versant amont de l'Abiergué à Yaoundé. *European Scientific Journal*, 16 (8) : 102-123.
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond P. and Zurbrügg C., 2014. Compendium of sanitation systems and technologies. Eawag, Dübendorf, 158 p.
- Toukap S.C. 2013. *Organisation de la filière boues de vidange dans la ville de Douala*. Master Professionnel en Urbanisme, aménagement et développement urbains, Dept. Géographie, Université de Yaoundé I, projet MAFADY. 142 p.
- Tuttolomondo T., Leto C., La Bella S., Leone R., Virga G., Licata M., 2016. Water balance and pollutant removal efficiency when considering evapotranspiration in a pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland in Western Sicily (Italy). *Ecol. Eng.* 87, 295-304.
- Tsama N. V., Godwill C.M., Kengne N. I. M., Letah Nzouebet W. A., Nkeze N. and Ambang Z., 2015. Contamination of lettuce plants irrigated with waste water in Yaoundé, Cameroon: 402-409.
- Vaishali S., Debabrata D., 2019. Potential of hydrogen production from biomass. in science and engineering of hydrogen-based energy technologies, Paulo EV (ed). University of Rio de Janeiro : 123-164.
- Volle M., 1981. Analyse des données. Economica, Paris, xp.
- Wagner E.G., and Lanoix J.N., 1958. Excreta Disposal for Rural Areas and Small Communities, World Health Organization, Geneva, 95 p
- Wang H., Tao W., Bingru L. Brahim T., Isaiah B. O., Thomas C., Mohamed A. M., 2014. Water and Wastewater Treatment in Africa – Current Practices and Challenges. *Clean - Soil Air Water* 42(8) : 1029-1035.
- Wethé J., Radoux M. and Tanawa E., 2003. Assainissement des eaux usées et risques socio – sanitaires et environnementaux en zones d'habitat planifié de Yaoundé (Cameroun) 54 p.

Yaka M. D. A., Tiemeni A. A., Zing Z. B., Jokam N. T. L., Aboubakar A., Nzeket A. B. Fokouong T. B. et Mfopou C., 2020. Qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines et risques sanitaires dans quelques quartiers de Yaoundé VII, Cameroun : *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 14(5) 1902-1920.

ANNEXES

Annexe 1 : Autorisation pour mener les travaux dans la ville de Douala



Annexe 2 : Fiche d'enquête auprès des ménages

ENQUETE AUPRES DES MENAGES

Notes : A travers ce questionnaire, on souhaite avoir les informations sur les modes d'évacuation des excréta existant dans la ville de Douala, leurs caractéristiques, mais aussi le mode de gestion de ces différents ouvrages d'assainissement. Cette étude est réalisée dans le cadre de la rédaction d'une Thèse de Doctorat PhD à l'université de Yaoundé I.

Les informations recueillies dans ce questionnaire sont confidentielles et ne serviront qu'à des usages statistiques pour les besoins du projet. Les résultats globaux seront retransmis dans le rapport final sous une forme agglomérée (aucun ménage ne sera cité individuellement).

000/- GENERALITES

001- Nom de l'enquêteur:/ _____ / 002- Date:/ _____ /

003- Nom de l'Arrondissement : / _____ / 004 - Numéro de la fiche/ _____ /

005- Nom du quartier / _____ /

006 - Type d'habitat / __/ 1- dur ou semi dur avec barrière 2- dur ou semi dur sans barrière 3- Planches ou carabot 4- Pise / terre battue 5- autres à préciser / _____ /

007 - Standing de l'habitat / __/ 1- Haut standing 2- Moyen standing 3- Bas standing

008 - Position topographique / __/ 1- crête 2- mi pente 3- Bas-Fonds

100/- CONNAISSANCE DU MENAGE

101 - Statut d'occupation du ménage / ____/ 1- Propriétaire 2- Locataire 3- Maison familiale 4- Autre à préciser / _____ /

102 - Statut de la personne qui répond au questionnaire dans le ménage / ____/ 1- Chef du ménage 2- Conjoint (es) du chef de ménage 3- Actif du ménage 4- Autres à préciser / _____ /

103- Contact téléphonique du répondant si possible / _____ /

104- Genre du chef de ménage / ___/ 1- Masculin 2- Féminin

105- Niveau d'instruction du chef de ménage / ___/ 1 - Analphabète 2 - Primaire
3 - Secondaire 4 - Supérieur

106 – Ethnie du chef de ménage / _____/

107 - Religion du chef de ménage : / ___/ 1. Chrétien 2. Musulman 3. Pas de religion 4. Animiste
5. Autre à préciser / _____/

108 - Activité principale du chef de ménage / ___/ 1. Employé du secteur privé 2. Agriculteur
3. Eleveur 4. Pêcheur 5. Ouvriers du bâtiment 6. Commerçant 7. Artisan (travaillant dans
l'artisanat, couture,) 8. Transporteur 9. Agent de l'état 10. Retraités 11. Inactifs / chômeurs 12.
Autres (à préciser) / _____/

109- Année d'installation dans le quartier / ___/ Nombre d'année / ___/

110 - Nombre de personnes qui vivent dans la maison ? / ___/ personnes

200 - ASSAINISSEMENT INDIVIDUEL

201 –Coordonnées géographiques

1= Longitude / _____/ 2= Latitude / _____/

3= Altitude / _____/ 4= Localisation / _____/

202- Quel est le mode d'assainissement des excréta dont dispose le ménage : / ___/

1- Réseau collectif 2- réseau individuel 3- réseau individuel et collectif

203- Quel est le type d'ouvrage d'assainissement dont dispose le ménage : / ___/

1 - Latrines traditionnelles à fond perdu 2 - Toilettes modernes avec fosse septique et/ou
puisard 3 - Latrines à chasse manuelle 4 -Latrines VIP 5- Latrines à
canon 6 - Autres à préciser / _____/

204- Caractéristiques de l'ouvrage d'assainissement

a) Profondeur : 1- moins de 5 m 2- entre 5 et 10 m 3- Plus de 10 m / ___/

b) Surface : 1- moins de 5 m² 2- entre 5 et 10 m² 3- Plus de 10 m² / ___/

c) Diamètre : 1- moins de 5 m 2- entre 5 et 10 m 3- Plus de 10 m / ___/

d) Volume : 1- moins de 10 m³ 2- entre 10 et 25 m³ 3- Plus de 25 m³ / ___/

205- Quel est l'état de finition de ces latrines / ___/ 1 - Bien aménagée 2 - Assez bien aménagée 3 - Non aménagée

206- Matériel utilisé / ___/ 1= béton/parpaings/briques cuites 2 = Planche/carabot
3 = terre battue 4- Tôles 5- nattes/chaumes feuilles/ papier plastiques

207- Utilisez-vous de l'eau pour évacuer les excréments ? / ___/ 1- Oui 2- Non

208- Si oui quelle quantité d'eau utilisez-vous / ___/ 1- Entre 1 et 5L 2- entre 5 et 10L 3- entre 10 et 15L 4- Plus de 15 L

209- Est-ce que les latrines sont aussi utilisées pour se doucher ? / ___/

1- oui 2- Non

210- Matériel de construction de la super structure / ___/ 1- Parpaings 2- Tôles 3- Planches 4- Briques de terre 5- Autres (à préciser) / _____/

210- La latrine présente-t-elle des problèmes ? / ___/ 1- Oui 2- Non

211- Si oui, quels sont les problèmes que pose cette latrine actuellement ? / ___/

1- Accessibilité ; 2- Confort ; 3- Odeurs ; 4- Fuites ou écoulement des excréta ; 5-Proximité d'un puits ou d'une source ; 6- présence des rats, cafards et mouches ; 7- Eaux usées stagnantes
8- Autre (à préciser) / _____/

300- EVACUATION DES EXCRÉTA

301- Que ferez-vous en cas de remplissage de votre fosse ? / ___/ 1 - Réalisation d'une autre fosse 2 - Vidange 3. Ajout du carbure 4 - Autres (à préciser)
/ _____/

302- Si c'est la vidange, comment cela se fera-t-elle ? / ___/ 1 - Camion spécialisé 2 - Manuellement 3 - Autres (à préciser) / _____/

303- Quels sont les critères qui président au choix du type de vidange ? /___/ 1- Coût
2- Qualité de service 3- Accessibilité 4- Autres (à préciser)
/_____/

304- Si c'est la vidange manuelle, qui la fera ? /___/ 1- Membres de la famille
2- Tâcheron 3- Autres à préciser /_____/

305- Avez-vous déjà effectué la vidange ? /___/ 1 - Oui 2 - Non

306- Si oui, combien de fois déjà ? /___/ fois

307- A quand remonte la dernière vidange ? /___/ 1- moins de 6 mois
2- 1 an 3- 2 ans 4- plus de 2 ans

308- Combien vous a coûté cette vidange ? /_____ / FCFA

309- Que pensez-vous de ce Tarif ? /___/ 1- très cher 2- Cher 3 -
Abordable 4- Bas 5- autres (à préciser) /_____ /

400- IMPACTS POTENTIELS DE LA GESTION DES EXCRÉTA

401- Lors de la réalisation de vos toilettes, avez-vous atteint la nappe phréatique /___/

1-Oui 2- Non 3- Je ne sais pas

402- Si oui qu'avez-vous fait /___/ 1- Rien 2- Construire une autre toilette 3-Autres
(à préciser) /_____ /

403- Disposez- vous d'un puits dans votre domicile ? /___/ 1-Oui 2- Non

404 – Si oui quelle est la distance entre le puits et votre latrine ? /___/

1- < à 5m 2- de 5 à 10 m 3- de 10-20 m 4 - > à 5 m

405- Quel est votre principal mode d'approvisionnement en eau ? /___/
1- Puits 2- Source 3- Borne fontaine 4- Eau de la SNEC à domicile
5- Eau de la SNEC chez le voisin 6- Autres (à préciser) /_____ /

406- Avez-vous été malade au cours ces 06 derniers mois /___/ 1-Oui 2- Non

407- Si oui lesquelles /___/ /___/ 1-Choléra 2-Amibiase 3- Diarrhée 4-Fièvre typhoïde 5-Paludisme, 6-Maladies pulmonaires/respiratoires 7-Fièvre jaune 8-Maladies de la peau 9- Autres (à préciser) /_____/

408- Quels étaient les individus les plus exposés ? /___/ 1-Les enfants 2- Les adultes 3- les enfants et adultes

409-Avez-vous une idée de l'origine de ces maladies ? /___/ 1-Oui 2- Non

410- Si oui laquelle ? /___/ 1-Mauvaises conditions d'hygiène 2- Mauvaise gestion des excréta 3- Insalubrité 4-Autres (à préciser) /_____/

411- A quelle solution faites-vous recours pour vous soigner ? /___/ 1-Automédication 2- Médecine traditionnelle 3- Autres (à préciser) /_____/

500- SUGGESTION POUR L'AMELIORATION DE LA GESTION DES BOUES DEVIDANGE

501- Etes-vous informé de la réglementation en matière de gestion des boues de vidange (Connaissance de ce qui est interdit, de ce qui autorisé et de comment procédé en matière de gestion de des boues de vidanges)?

/___/ 1-Oui 2- Non

502-etes vous en accord avec l'implantation des stations de traitements de boues de vidange dans la ville de Douala ?

/___/ 1-Oui 2- Non

Dire pourquoi.....

503- Suggestion pour l'amélioration des conditions de vie des populations et pratiques

D'assainissement dans le quartier.....

.....

502- Est-ce que vous permettrez que nous venions faire des prélèvements d'eaux et d'excréta

/___/ 1- Oui 2- Non

503- Si oui est-ce que vous pouvez nous donner vos coordonnées (noms et numéro de téléphone)

.....

Merci pour votre contribution et bonne journée !

- 203 b) Si -port des EPIS lesquels ? / _____ /
 1-Combinaisons 2-Gants 3-Caches nez 4-Casques 5-Chasubles 6-
 Chaussures adaptées (Bottes) 7- Autres
- 203 c) Si mesures d'hygiène, lesquelles ? / _____ /
 1-Nettoyage corporel après l'opération 2-Nettoyage des EPIS après l'opération 3-
 Nettoyage des ustensiles 4- autres
- 204) Quels Produits utilisez-vous pour ce nettoyage ? / _____ /
 1-Savon 2- Détergent 3- Eau de Javel 4-autres
- 205) Quelle est le temps moyens d'une vidange ? / _____ /
 1- inférieur à 15 min 2- entre 15 et 30 min de 30 à 45 min Autres à préciser
- 206) Comment jugez-vous ce temps/ _____ /
 1- Court 2-Acceptable 3-Long 3-Trop long 4-Autres
- 207) A Quels types de nuisances faites-vous généralement face pendant une vidange? / _____ /
 1- Odeurs 2- Insectes (mouches, moustiques, cafards...) 3- Petits rongeurs (souris,...) 4-
 Autres (à préciser) / _____
- 208) Comment vous sentez-vous généralement après une vidange ? / _____ /
 1-Fatigue 2-Vertiges 3-nausées 4-Céphalés 5-Autres à préciser
- 209) Que faire pour remédier?
- 210) Quelles sont les nuisances / problèmes liés au transport et au dépôt des boues de vidange ?
 / _____ /
 1-Emission d'Odeur 2-Déversement accidentel des boues 3-Autres
- 211) D'après vous quelles sont les causes de ces nuisances/Problèmes ? / _____ /
 a) Vétusté des camions b) Non étanchéité des joints des citernes c) Boues très
 fermentescibles 3-Autres
- 212) Vous arrive-t-il d'être blessé pendant votre activité ? / _____ /
 1. oui 2. Non
- 213-a) Si oui à quel moment ? / _____ /
 1-Pendant la collecte 2- Pendant le transport 3-pendant la décharge
- 213-b) Si oui lequel de vos outils sont responsable de ces blessures ?
- 214- Avez-vous souvent souffert de maladies ces 3 dernières années ? / _____ /
 1-Oui 2-Non _____ /
- 215- Si oui lesquelles ? / _____ /

1 Choléra 2-Dysentérie amibienne 3-Diarrhée 4-Thiphoïde 5-Hépatite- - 6-
Maladies de la peau 7-Paludisme 8- Autres (à préciser)

215- Pensez-vous que ces maladies sont liées à votre métier ? / _____/

1-Oui 2-Non 3- Aucune idée

216-Quelle mesure utilisez-vous pour vous soigner ? / _____/

1-Auto médication 2- médecine moderne 3-médecine traditionnelle

217-Quelles sont les mesures à prendre pour y remédier ?

.....
.....

Annexe 4 : Enquêtes auprès des vidangeurs, prélèvement et analyse des paramètres physico-chimiques des boues de vidange



Annexe 5 : Quelques dispositifs d'assainissement autonomes dans la zone d'étude



Annexe 6 : Quelques points d'eau prélevés et analyse des paramètres physico-chimiques et bactériologiques des échantillons d'eau souterraines.



Annexe 7 : Appareils utilisés pour les Analyses



Balance



pH-mètre HACH



Conductimètre multifonction



Spectrophotomètre HACH



Etuve



Réacteur de DCO



Réacteur à DBO5
(OXITOP)



Incubateur à SF



Incubateur à CF

Annexe 8 : Points d'eau prélevés

Points de prélèvement/paramètres	Latitude	Longitudes	Altitudes	X	Y	Quartiers
Forage 1 Nk	04°4.0340'	009°43'3250'	38	4,06723333	9,72208333	Nkongmondo
Forage 2 Nk	04°4.0490'	009°43'2900'	32	4,06748333	9,7215	Nkongmondo
Forage 3 Nk	04°4.1390'	009°43'3070'	25	4,06898333	9,72178333	Nkongmondo
Forage 4 Nk	04°4.1700'	009°43'2560'	35	4,0695	9,72093333	Nkongmondo
Source 1 Nk	04°4.2690'	009°43'2160'	10	4,07115	9,72026667	Nkongmondo
Source 2 Nk	04°4.2370'	009°43'2390'	14	4,07061667	9,72065	Nkongmondo
Puit 1 Nk	04°5.8060'	009°39'0960'	17	4,09676667	9,6516	Nkongmondo
Puit 2 Nk	04°5.8320'	009°39'1320'	26	4,0972	9,6522	Nkongmondo
Puit 3 Nk	04°5.8940'	009°39'0920'	28	4,09823333	9,65153333	Nkongmondo
Puit 4 Nk	04°5.9620'	009°39'0830'	8	4,09936667	9,65138333	Nkongmondo
Forage 1 Bp	04°4.0710'	009°43'4180'	42	4,06785	9,72363333	Bépanda
Forage 2 Bp	04°4.0140'	009°43'3740'	45	4,0669	9,7229	Bépanda
Forage 3 Bp	04°4.0200'	009°43'4140'	27	4,067	9,72356667	Bépanda
Forage 4 Bp	04°4.0060'	009°43'4830'	31	4,06676667	9,72471667	Bépanda
Source 1 Bp	04°4.1400'	009°43'3970'	39	4,069	9,72328333	Bépanda
Source 2 Bp	04°4.1090'	009°43'4030'	42	4,06848333	9,72338333	Bépanda
Puit 1 Bp	04°4.1270'	009°43'4050'	27	4,06878333	9,72341667	Bépanda
Puit 2 Bp	04°4.1200'	009°43'3820'	28	4,06866667	9,72303333	Bépanda
Puit 3 Bp	04°4.1060'	009°43'3730'	28	4,06843333	9,72288333	Bépanda
Puit 4 Bp	04°5.8590'	009°39'0520'	34	4,09765	9,65086667	Bépanda
Forage 1 Bn	04°6.0190'	009°39'0730'	16	4,10031667	9,65121667	Bonabéri
Forage 2 Bn	04°5.8610'	009°39'0510'	22	4,09768333	9,65085	Bonabéri
Forage 3 Bn	04°5.8330'	009°39'0240'	16	4,09721667	9,6504	Bonabéri
Forage 4 Bn	04°5.8320'	009°39'0250'	16	4,0972	9,65041667	Bonabéri
Source 1 Bn	04°5.7580'	009°39'0370'	24	4,09596667	9,65061667	Bonabéri
Source 2 Bn	04°5.3940'	009°38'7620'	36	4,0899	9,64603333	Bonabéri
Puit 1 Bn	04°5.4100'	009°38'7450'	27	4,09016667	9,64575	Bonabéri
Puit 2 Bn	04°5.4090'	009°38'7450'	30	4,09015	9,64575	Bonabéri

Puit 3 Bn	04°5.4420'	009°38'7260'	19	4,0907	9,64543333	Bonabéri
Puit 4 Bn	04°5.4460'	009°38'7250'	23	4,09076667	9,64541667	Bonabéri
Forage 1 Jp	04°2.1970'	009°48'0610'	59	4,03661667	9,80101667	Japoma
Forage 2 Jp	04°2.2240'	009°48'1060'	55	4,03706667	9,80176667	Japoma
Forage 3 Jp	04°2.2890'	009°48'1580'	55	4,03815	9,80263333	Japoma
Forage 4 Jp	04°2.3180'	009°48'1980'	52	4,03863333	9,8033	Japoma
Source 1 Jp	04°2.3560'	009°48'2520'	59	4,03926667	9,8042	Japoma
Source 2 Jp	04°1.7010'	009°47'9270'	46	4,02835	9,79878333	Japoma
Puit 1 Jp	04°1.7020'	009°47'9360'	51	4,02836667	9,79893333	Japoma
Puit 2 Jp	04°1.7250'	009°47'9540'	47	4,02875	9,79923333	Japoma
Puit 3 Jp	04°1.7250'	009°47'9290'	53	4,02875	9,79881667	Japoma
Puit 4 Jp	04°1.9580'	009°48'3390'	74	4,03263333	9,80565	Japoma
BsP1	N 04°00'19.5"	E 009°42'54.7"	16 m	4,00541667	9,71519444	Bois des singes
BsP2	N 04°01'46.1"	E 009°47'01.1"	22 m	4,02947222	9,78363889	Bois des singes
BsP3	N 04°00'13.5"	E 009°42'59.5"	5 m	4,00375	9,71652778	Bois des singes
BsS1	N 04°00'10.9"	E 009°48'03.4"	10 m	4,00302778	9,80094444	Bois des singes
BsS2	N 04°00'19.4"	E 009°42'50.5"	9 m	4,00538889	9,71402778	Bois des singes
BsF	N 04°00'14.7"	E 009°43'00.4"	9 m	4,00408333	9,71677778	Bois des singes
BsES	N 04°00'10.2"	E 009°42'54.3"	8 m	4,00283333	9,71508333	Bois des singes



Quantification and characterization of faecal sludge from a tropical urban area: the case study of Douala, Cameroon

Pegui DOUANLA MAFFO¹, Ebenezer SOH KENGNE^{1,2}, Guy Valerie DJUMYOM WAFO¹, Wilfried Arsène LETAH NZOUEBET¹, Michelle NOUNJA ZUITCHOU¹, Ginette Sandrine LIEGUI¹, Christian WANDA¹, FOTSO² and Ives Magloire KENGNE NOUMSI^{1*}

¹Wastewater Research Unit, Faculty of Science, Department of Plant Biology, University of Yaounde I, P.O. Box 812 Yaounde, Cameroon.

²Department of Biology, Higher Teacher Training College (ENS) Bambili, University of Bamenda, Cameroon.

*Corresponding author; E-mail: ives_kengne@yahoo.fr; Tel.: +237 677553401

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by the Swiss National Centre of Competence in Research (NCCR), North-South: Research Partnerships for Mitigating Syndromes of Global Change co-funded by the Swiss National Science Foundation (SNSF) and the Swiss Agency for Development and Cooperation (SDC).

ABSTRACT

Faecal sludge (FS) management is a challenging problem in low-income countries where the majority of the urban population relies on on-site sanitation systems. The design of treatment plants relies on accurate knowledge on FS quantities and characteristics. Due to the lack of information on the quality and quantity of FS in the Cameroonian context, this study aims at evaluating the quantity and the quality of FS produced at the city scale by mechanical trucks at the dumping site of “Bois des singes” in Douala. Quantification was done through enumeration of emptying trucks and emptying truck capacities during one-week period while in the laboratory, analyses of composite samples were performed by the determination of physico-chemical, bacteriological and parasitological parameters in samples according to the standard protocols. Results on the quantification of FS in the city of Douala revealed that the weekly volume of faecal sludge dumped in natural environment at “Bois de singe” is estimated at about 2,890 m³ with an average of 50 discharges per day by mechanical emptying trucks. Concerning the characterization of FS samples, FS exhibited high strength because of its higher concentration of organic, bacterial and helminth eggs loads. Therefore, there is need for proper health and environmental protection measures to prevent threats due to dumping of untreated faecal sludge into the environment after on-site sanitation technologies emptying by the construction of a treatment plant.

© 2019 International Formulae Group. All rights reserved

Keywords: Faecal sludge management, treatment plant, FS quantification, FS characterization, tropical urban area, Cameroon.

INTRODUCTION

Faecal sludge (FS) management is still a challenge in densely populated urban slums of Sub-Saharan Africa (SSA) as 65 to 100% of households rely on on-site sanitation systems

that need faecal sludge management (Koottatep et al., 2001; Strauss et al., 2000; Tilley et al., 2014). On-site options can be more affordable and attainable than sewer systems to provide sanitation to urban populations (Dodane et al.,

2012; Koné, 2010). However, for adequate environmental and public health protection, a management plan is required for the collection, transport, treatment, end use and disposal of the faecal sludge (FS) from on-site systems. Collection and transport companies already exist in most African cities. However, there is a lack of proper infrastructure for the treatment of FS once emptied, and as a result, huge quantities of FS are disposed of directly into the environment (Cofie et al., 2006; Kengne et al., 2008).

In Douala, the economic capital of Cameroon, the majority of the population is served by on-site sanitation facilities including septic tanks, public toilets, VIP latrines, and bucket latrines (Bertheigne, 2012). These on-site sanitation technologies are not deep, the site being a coastal region with an altitude of less than 10 m above sea level, and are subjected to the rise up of underground water, all of which favours manual emptying. Sludge from on-site systems is collected and transported by private companies and dumped at the only current official faecal sludge dumping site:- 'Bois des singes', which is located near the mangrove close to the Wouri Estuary. At this site, untreated faecal sludge is discharged directly into the ocean without any treatment, thereby creating severe public health hazard, sight and olfactory nuisance and water contamination. To address this situation, the local authority, through the Douala Urban Council (DUC), is planning to construct two FS treatment plants in Douala, with the financial support of the World Bank. One of these FS treatment plant will be built in the current dumping site.

The design and sizing of FS treatment plants requires accurate data on FS characteristics and quantities. Unfortunately, such data are very limited or almost unavailable in Cameroon as well as in the city of Douala. This research work is a contribution to the study of FS generated in the city of Douala prior sizing and design of the coming treatment plants.

MATERIALS AND METHODS

Study site

The study was carried out in Douala, a coastal region and the economic capital of

Cameroon. The average temperature is 26.4 °C and the climate is the hyper humid equatorial type (Cameroonian type) with a single long rain season, particularly abundant and presenting local nuances moderated by the breeze of the sea (Feumba et al., 2011). The dry season extends from December to February and the rainy season from March to November. Douala receives approximately 4000 mm of water per year. Douala population is evaluated at approximately 3,000,000 inhabitants (BUCREP, 2012).

Quantification of faecal sludge at 'Bois des singes'

In order to quantify the sludge produced in the city of Douala so as to implement the oncoming treatment plant, the dumping activity have been observed at the 'Bois des singes', during a period of one week. At this period, the number and the capacity of each truck that passes through the check point and dump effectively the sludge at the disposal site was counted every day. This action was done each day from 6 am to 7 pm. At the end of this period, the total volume of faecal sludge discharged was evaluated using the following formula:

$$Q = \sum V_i^n$$

Q: is the total volume of the sludge discharged;

V_i : volume of faecal sludge in truck i ;

n : total number of trucks.

Faecal sludge characterization

Sampling method

In order to determine the characteristic of FS in the laboratory, seven composite samples were collected during one week between 6 am to 7 pm every day. From each truck reaching at the dumping site, 10 L of sludge were collected using a 15 L plastic bucket at the beginning, middle and end of the discharge process. These samples were then transferred in a 50 L buckets, stirred and 1 L of the mixture was collected and transferred in a bigger drum (100 L). The same procedure was done for each truck and at the end of the day the composite sample was obtained after stirring the sludge in the drum, of which 1.5 L was sampled for laboratory analysis with three

repetitions. The samples were transported in a thermostatic flask with ice cooler for laboratory analysis.

Samples analysis

Faecal sludge was analysed for electrical conductivity (EC), pH, salinity, total solids (TS), total volatile solids (TVS), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD) and helminth eggs. Electrical conductivity, pH, and salinity were determined *in-situ* using a Hach HQ14d multimeter according to the manufacturer's manual. Total solids (TS) were measured using the thermo-gravimetric method by drying the sludge in an oven at 105 °C for 24 hours. Total volatile solids (TVS) were measured using a furnace at 550 °C for 2 hours. BOD was determined by incubating samples at 20 °C for 5 days. COD was determined through the dichromate reduction method and the complex read through a HACH DR 3900 spectrophotometer.

Data analysis

Data analysis was computed using the descriptive statistic in form of average and standard deviation.

RESULTS

Faecal sludge quantity

Truck capacity

A total of 41 trucks were found to operate in the city of Douala. These trucks belong to 36 private emptying companies. All of them are members of the AESL (Association of Emptiers and Sanitation of Littoral). These companies operate mainly within households and shared facilities (e.g. schools, markets, public and communal toilets).

The volume capacity of all these trucks ranged between 5 to 12 m³ (Figure 1). Trucks with 10 m³ were mainly represented in the study area with 14 trucks, followed by those of 8 m³ (11 trucks).

Trucks capacity numbers during the study period

The number of each truck capacity in the discharge site during the seven days of investigation was counted (Figure 2). The most frequent was trucks with a volume capacity of 10 m³ with 127 apparitions per week (37%)

followed by those of 8 and 7 m³ with 93 and 45 apparitions respectively. Trucks with a capacity of 6 and 5 m³ were counted only 13 and 10 times weekly respectively.

Total volume of faecal sludge discharged at "Bois des singes"

During the seven days of data collection at 'Bois des singes', a total number of 356 emptying activities were counted, which correspond to a total volume of 2 890 m³ when integrated in the formula of quantification. This volume corresponds to a daily volume of 413 m³ and an average emptying activity per day of 50 (Table 1). It also corresponds to a monthly average of around 12,523 m³, and an annual average of 150 693 m³ which can be rounded to 151,000 m³.

The periods of intense activity are Thursday and Saturday, period during which 66 and 72 discharge processes were recorded respectively, with volumes of sludge corresponding to 573 and 556 m³ respectively. Sunday is the period of low spill activity with 18 discharge operations.

Total volume of faecal sludge emptying and discharge per sub-division of Douala

Faecal sludge discharged on 'Bois des singes' originated from all five sub-divisions of Douala. The higher volume of faecal sludge (1,064 m³ i.e. about 37%) originated from Douala 1. The corresponding volumes for the other sub-divisions were respectively 446, 566, 427 and 406 m³ for the Douala 2, Douala 3, Douala 4 and Douala 5 respectively (Figure 3).

Constraint related to the mechanical emptying in Douala

The emptying activity in Douala faces many difficulties (Figure 4). In fact, according to emptiers, several constraints were noted, notably the road traffic (30%), police embarrassment (16%), the accessibility to households (14%), and other difficulties (12%) among which the presence of solid wastes in the pit latrines and the poor road maintenance.

Characteristics of faecal sludge

Physicochemical characteristics

The values for the major constituents analysed in the FS delivered to the dumping site, 'Bois des singes' by the emptying trucks

operating in Douala revealed that, there was not much variation in temperature (23.2 – 23.6) °C in all the samples, as well as in pH values which were slightly basic, varying between a pH of 6.2 to 7.3. These FS exhibited high variations in solids, organic and salt contents (Table 2). Indeed, on an average basis, Total solids (TS) and Total volatile solid (TVS) concentrations were respectively $1.9 \pm 0.6\%$ and $67.4 \pm 72\%$, while COD and BOD₅ concentrations were between 28.9 – 73.2 g/l and 1.1 – 1.8 g/l respectively which decreased as the amount of public toilet sludge emptied decreased. The biodegradability index of the sludge (COD/BOD₅) was 28. Ammonia concentrations ranged between 298.8 - 1310 mg/L (Table 2).

Faecal streptococci and faecal coliforms

The concentration in the FS samples was very high with mean concentrations of about 4×10^6 and 3×10^6 UFC/100ml for faecal streptococci and faecal streptococci respectively.

Helminth eggs

Results revealed a high variation of helminth eggs counts in raw FS (Table 3). The number of eggs varied from approximately 3000 to more than 8,000 eggs/L. Approximately 43% of the total egg counts belonged to *Tenia sp.* while 28% and 25% respectively were *Ascaris lumbricoides* and *Strongyloides stercoralis*, *Trichuris trichiuri* and *Trichostrongylus ovum* constituting the remaining 4%.

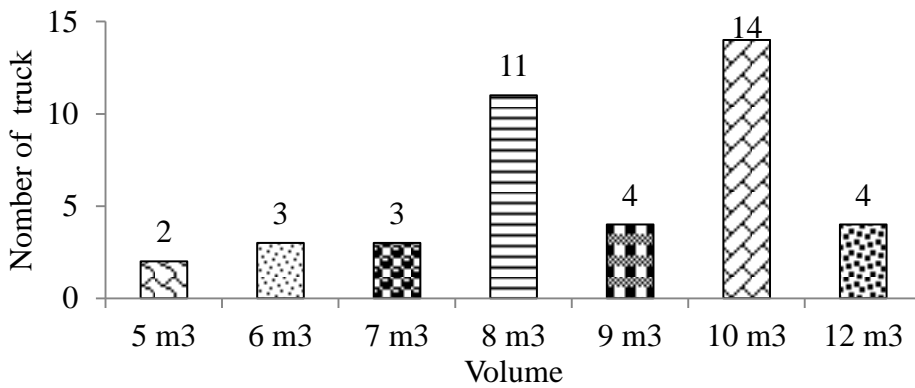


Figure 1: Trucks capacity in the study site.

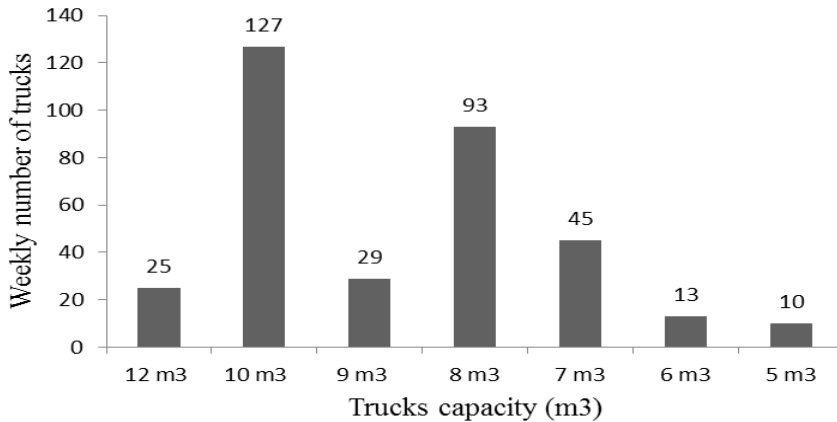


Figure 2: Weekly rotation of trucks.

Table 1: Daily volume of faecal sludge discharged in “Bois des singes”.

Periods	Daily volume m ³	Number of discharged process
Tuesday 07 October 2014	398	46
Wednesday 08 October 2014	447	50
Thursday 09 October 2014	573	66
Friday 10 October 2014	384	46
Saturday 11 October 2014	556	72
Sunday, 12 October 2014	121	18
Monday, 13 October 2014	411	49
Total	2,890	347
Daily average	413	50
Monthly average	12,523	1,504
Annual average	150,693	18,094

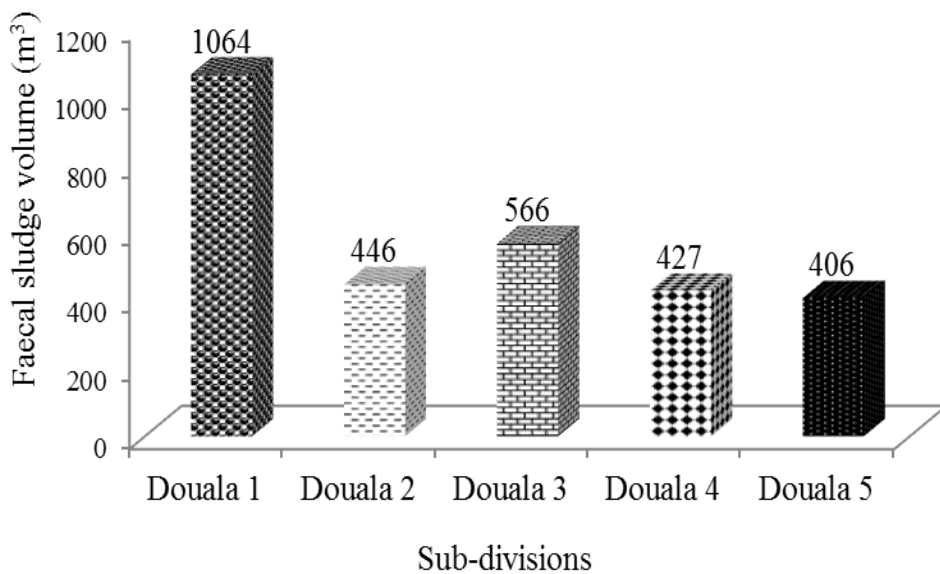


Figure 3: Faecal sludge volume discharged per Douala sub-division.

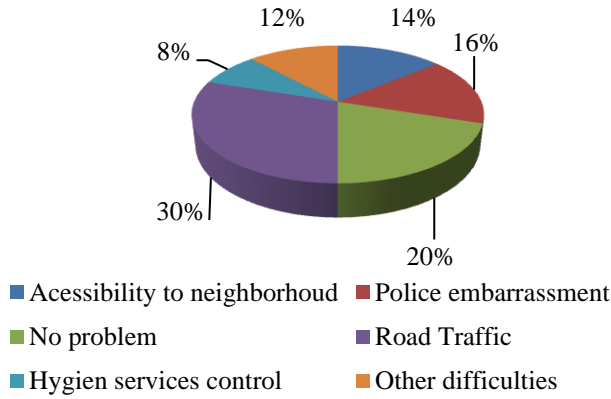


Figure 4: Difficulties faced by emptiers during their activities.

Table 2: Physicochemical characteristics of faecal sludge (n= 7).

Parameters	Mean	Standard deviation	Minimum	maximum
pH	6.6	0.3	6.2	7.3
Temperature (°C)	23.5	0.1	23.2	23.6
Conductivity (µS/Cm)	2,376.6	430.0	1,973.0	2,931.0
COD (mg/L)	39,925.7	15,034.6	28,900.0	7,3150.0
BOD ₅ (mg/L)	1,485.7	234.0	1,100.0	1,800.0
NH ₄ ⁺ (mg/L)	497.1	179.7	298.8	875.0
Sludge Indices (ml·g ⁻¹)	17.9	10.6	8.6	39.2
TS(g/L)	17.6	5,0	9.9	26.5
TVS(g/L)	11.9	4.0	7.3	20.3
MS (%)	1.9	0.6	1.0	2.8
MVS (%)	67.4	72	60.0	76.4
COD/MS	2.4	0.9	13	4.1
COD/BOD ₅	28	13.3	16.1	563
Faecal Coliforms (UFC/100mL)	3,701,429	4,274,800	190,000	1,3000,000
Faecal Streptococci (UFC/100mL)	2,992,857	2,151,827	1,300,000	7,000,000

Table 3: Parasites characteristics, Sd: standard deviation (n=7).

<i>Helminth egg species</i> (number of ova/L)	Average	Standard deviation	Minimum	Maximum
<i>Tenia sp.</i>	2,007	1,965	0	5,560
<i>Ascaris lumbricoides</i>	1,301	581	440	2,000
<i>Strongyloides stercolaris</i>	1,141	774	440	2,220
<i>Hymenelopsis nana</i>	31	83	0	220
<i>Trichuris trichiura</i>	126	215	0	440
<i>Trichostrongylus ovum</i>	31	83	0	220
TOTAL	4,639	1,782	2,890	8,000

DISCUSSION

Faecal sludge quantity

The predominance of 10 m³ difference can be attributed to the availability of such trucks on the market as well their capacity which permits to do more than one emptying activity per round. Such predominance for 10 m³ trucks was also noted in Dakar, Senegal (Faye et al., 2013). The total volume of sludge is lightly higher than that found by Berteigne in 2012 (108589 m³/yr.). This can be due to the fact that since then, the number of trucks might have increased as well the effect of sensitization of emptying companies on the maximization of the collect or the control of their dumping activities. The variation of the faecal sludge volume recorded per sub-division may be attributed to the proximity to the dumping site as well as to the standing and income of the household practising the mechanical emptying (Berteigne, 2012). This result shows that Douala 1 alone can host a treatment plant with regards to its FS production. Given that challenges in the emptying activity reduce the amount of FS arriving at the dumping site, it is important to consider these difficulties as solving them will certainly increase the quantity of sludge to be treated and hence the sizing.

Characteristics of faecal sludge

The obtained temperatures were all within the mesophilic range (25 – 40) °C which is ideal for bacterial activity (Vaishadi and Debarbrata, 2019). The pH range recorded for the different mixing ratios were within optimal ranges (6.5 – 9) required for biological degradation of organic matter by microorganisms (Kengne et al., 2008).

The high average values for TS and TVS recorded in FS are common with contents of public latrines whose sludge are fresh and less mineralized. TVS is very high due to the feeding habit of the inhabitants which is made of carbohydrates mainly and also to short duration of sludge in their containment, duration which did not allow their mineralization (Koné and Strauss, 2004; Bassan et al., 2013). The faecal sludge dumped in this area has an organics fraction (TVS/TS

ratio) of 61-80% indicating that a high amount of biodegradable organic matter is still remaining in the sludge. This ratio is higher than those reported in other comparable studies, with TVS to TS ratio of 53-61% (Bassan et al., 2013; Talla et al., 2017). This result also shows that it is suitable to apply biological techniques to treat the waste since it acts just on the organic pollution in the waste during the treatment.

The raw FS had high COD and BOD values ranging between 28.9 – 73.2 g/l and 1.1 – 1.8 g/l respectively which decreased as the TS ratio decreased (Table 2). Such high COD values have been recorded in FS from Bangkok, Manila and Accra (Ato et al., 2017). The concentrations of COD are several times (10 - 100) the strength of sewage (Strauss et al., 2000) confirming their high strength in the sense of Ato et al. (2017). The biodegradability index of the sludge (COD/BOD₅) is 28. This index is very high compared with values coming from some cities in developing country (Kone and Strauss, 2004). However, a study in Ouagadougou, Burkina Faso proves that there is a large variation in the samples, when evaluating this index (1 to 26) which did not give a substantial signification to this parameter (Bassan et al., 2013). This high value of 28 obtained in this study can be due to the fact that inorganic pollutants are being added to the latrines by users (e.g. engine oil, grease/kitchen/solid waste) which although can be oxidized are not through biochemical processes. The treatment of such sludge through biological processes may run into complications or may not give the expected treatment level.

Studies characterizing FS from septic tanks in West Africa have shown much lower concentrations of TS, VS and COD than this study. For example in Burkina Fasso, 11,820 mg/L TS, 6,855 mg/L TVS and 10,725 mg/L COD (Bassan et al., 2013). However, study in Vietnam observed similar characteristics to this study (31,470 ± 24,081 mg/L COD for cistern-flush toilets and 48,990 ± 12,808 mg/L COD for pour-flush toilets according to Anh et al., 2012).

The high values of nitrogen ammonia might result from the ammonification and mineralization of organic nitrogen (Epstein, 2003), which is a major constituent in faecal sludge. Ammonia concentrations ranging between 920 – 1310 mg/L as found in the raw sludge (Table 2) could hamper algal and bacterial growth. They also produce malodour and cause eye irritations in the treatment plants as additional problems (McGinn, 2003).

The average number of eggs found in this study (about 5,000) is too low compared with that found by Strauss et al. (2003) in tropical public toilets (about 30,000) in average. This is due to the fact that the sludge came mostly from household whose duration compared with that of public toilet is longer thereby enabling a greater die-off of helminth eggs. Helminthic infections are very common in most developing countries (WHO, 2006) thus the necessity of a treatment plant and safe household sludge disposal.

Conclusion

Weekly volume of sludge disposed at the dumping site of “bois des singes” is about 2,890 m³, with an average of 50 deposits per day. This sludge comes from all the sub-divisions of the Wouri Department, Littoral region. The sludge is of high strength with high microbial and parasites counts therefore stretching the urgency in setting a treatment plant as well as sensitization on faecal sludge handling and transport in order to ensure the safety of the stakeholders involved in the faecal sludge management.

COMPETING INTERESTS

The authors declare that they have no competing interests.

AUTHORS' CONTRIBUTIONS

PDM was the main investigator of this work. ESK contributed in defining the topic and followed the field work. GVDW coordinated the lab analysis and data interpretation. WALN helped in reviewing the article. MNZ and GSL contributed as master researchers under an aspect of this topic. CW contributed to the coordination of the field

work. F and IMKN were co-supervisors of the work who secured funds and administration facilitations to conduct the work.

REFERENCES

- Anh NV, Nguyen HS, Dinh DH, Nguyen PD, Bui X.T. 2012. Landscape Analysis and Business Model Assessment in Fecal Sludge Management: Extraction and Transportation Models in Vietnam. Final Report. For Bill & Melinda Gates Foundation. DOI: 10.13140/RG.2.1.3766.8728.
- Ato FM, Tamakloe W, Antwi E, Ami J, Awarikabey E, Apatti J, Mensah M, Chandran K. 2017. Chemical characterization of faecal sludge in the Kumasi metropolis, Ghana. *Gates Open Research*, 1:12. DOI: 10.12688/gatesopenres.12757.1
- Bassan M, Mbéguéré M, Tchonda T, Zabsonre F, Strande L. 2013. Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 3(2): 216-221. DOI: 10.2166/washdev.2013.156.
- Berteigne B. 2012. Quantification et caractérisation des boues de vidange issues des villes de Douala et Yaoundé. Rapport MAFADY. Mémoire d'après Césure. Promotion FEZ/HERAULT, 130 p.
- BUCREP. 2012. Results of the general population census in Cameroon. Yaounde, Cameroon.
- Cofie OO, Agbottah S, Strauss M, EssekuH, Montangero A, Awuah E, Kone D. 2006. Solid liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. *Water Research*, 40: 75-82. Conf., Bad Elster. IWA publishing House and WHO series. DOI: 10.1016/j.watres.2005.10.023.
- Dodane P-H, Mbeguere M, Ousmane S, Strande L. 2012. Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal.

- Environmental Science & Technology*, **46**: 3705-3711. DOI: 10.1021/es2045234.
- Fayé A, Sow O, Kandji A, Nehrling S, Touré F, Mangané PM, Sow B, Sonko EL, Ndiayé MS, Badji G, Mbegueré M. 2013. Les boues de vidange : un marché porteur. *ONAS : Magazine trimestriel du programme de boues de vidange/ (magBOUES) Dakar/Sénégal*, N°1 : 8-9.
- Kengne Noumsi IM. 2008. Potentials of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc & Chase for faecal sludge treatment in tropical region. Thesis Ph.D/Doctorat, Fac Sci UYI, 114 p.
- Koné D, Strauss M. 2004. Low-cost options for treating faecal sludge (FS) in developing countries: challenges and performance. In: Proc. of 9th Int. Conf. on Wetland Systems held in Avignon, France, Sept. 26 - Oct. 02. IWA & ASTEE, (1) 213-220.
- Kottatep T, Polprasert C, Oanh NT, Surinkul N, Montangero A, Strauss M. 2002. Constructed Wetlands for Septage Treatment-Towards effective faecal sludge management. IWA 8th Int. Conf. on Wetlands Systems for Water Poll. Cont., Arusha, Tanzania, Sept. 15-19.
- Soh KE, Kengne NI, Letah Nzouebet WA, Amougou A, Hung NV, Linda S. 2014. Performance of vertical flow constructed wetlands for faecal sludge drying bed leachate: Effect of hydraulic loading. *Ecological Engineering*, **71**: 384–393. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.07.041.
- Strauss M, Heins U, Montangero A. 2000. On-site sanitation: when the pits are full Planning for resource protection in faecal sludge management. In: Proceed. Int. Niono au Mali. SANDEC, 62 p.
- Strauss S. Drescher, CH. Zurbrügg Montangero A. 2003. A Literature and State-of-Knowledge Review, Swiss Federal Institute of Environmental Science and Technology (EAWAG) and IMWI.
- Talla A, Sezawo R, Ngohe-Ekam PS. 2017. Characterization of Depotted Faecal Sludge into the Environment and Design of a Suitable Treatment System: Case of Nomayos Area in Yaounde City. *British Journal of Applied Science & Technology*, **21**(2): 1-12. DOI: 10.9734/BJAST/2017/32755.
- Tilley E, Ulrich L, Lüthi C, Reymond P, Zurbrügg C. 2013. *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. Eawag: Dübendorf, Germany.
- Vaishali S, Debabrata D, 2019. Potential of Hydrogen Production from Biomass. In *Science and Engineering of Hydrogen-Based Energy Technologies*, Paulo EV (ed). University of Rio de Janeiro.
- WHO (World Health Organization). 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and grey water: Wastewater use in agriculture. Geneva, Switzerland; 2: 219 p.