AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4
Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10
http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php
http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm

République du Bénin

Université d'Abomey-Calavi

Ecole Doctorale Sciences Exactes et Appliquées (EDSEA)

Formation Doctorale Chimie et Application (FDCA)

République Française

Université de Lorraine

École Doctorale Ressources Procédés Produits Environnement (RP2E)

THESE DE DOCTORAT

Pour l'obtention du Grade de :

Docteur de l'Université d'Abomey-Calavi et

Docteur de l'Université de Lorraine

Spécialités : **Génie des Procédés et Produits, Chimie de l'Environnement et Assainissement**

RELATIONS ENTRE LA VARIABILITE DE LA POLLUTION DES EAUX USEES URBAINES ET LES CONTEXTES GEOGRAPHIQUES, SOCIO-ECONOMIQUES ET CULTURELS AU BENIN ET EN FRANCE

Par :

Nelly Chrystelle Houéfa ATINKPAHOUN

Sous la Direction de :

D.R. Marie-Noëlle PONS
Prof. Henri H. SOCLO
D.R. Jean-Pierre LECLERC

Soutenue publiquement le 27 /06 / 2018 devant la Commission d'examen composée de :

Félicien AVLESSI,	Professeur Titulaire, Univ-Abomey-Calavi, Bénin	Examinateur / Président du Jury
Yvonne BONZI C.,	Professeur Titulaire, Univ-Ouagadougou, Burkina-Faso	Rapporteur
Julien LAURENT,	MdC, HdR, Univ-Strasbourg, France	Rapporteur
Christophe MERLIN,	MdC, HdR, Univ-Lorraine, France	Examinateur
Marie-Noëlle PONS,	Directrice de Recherche, CNRS, Univ-Lorraine, France	Directrice de Thèse
Henri H. SOCLO,	Professeur Titulaire, Univ-Abomey-Calavi, Bénin	Directeur de Thèse
Jean-Pierre LECLERC,	Directeur de Recherche, INRS, France	Co-Directeur de Thèse

2017-2018

DEDICACE

Je dédie ce travail à :

Mon cher père Daniel T. ATINKPAHOUN,

Ma chère mère Patricia I. de-SOUZA ATINKPAHOUN,

Ma chère sœur Corine Dossi J. ATINKPAHOUN et à

Mes enfants chéris :

Zeynab Isménia Ifè. A. HOUNKPONOU,

Rihanath Imelda E. HOUNKPONOU,

Latif Harold O. HOUNKPONOU.

Veuillez trouver en l'aboutissement de ce travail, un soulagement, du réconfort, du plaisir et de la joie. Le chemin est long, mais je l'ai parcouru jusqu'au bout par la grâce de Dieu. Vous avez été au cours de ces quatre dernières années remplies de joies et de péripéties, et continuez à être pour moi d'un soutien infaillible. Votre amour, votre attention soutenue et vos prières constituent pour moi, une énorme force. Force qui sous-tend ma patience, ma persévérance et ma détermination. Merci. Que Dieu vous protège et vous comble davantage.

Je vous aime.

REMERCIEMENTS

Ce document de thèse est le fruit d'un long travail de recherche. Il n'aurait pu aboutir sans la grâce d'une bonne santé sur ma personne ; sans le soutien financier de certaines institutions ; sans l'acceptation, la présence, la collaboration, l'aide, les conseils et les prières d'un grand nombre de personnes. A tous, à travers quelques lignes, j'exprime ma profonde gratitude. Ainsi mes remerciements vont à l'endroit de :

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique du Bénin et de l'**Ambassade de France** au Bénin. Merci pour votre appui financier. Puissent les programmes de financement perdurer dans le temps au profit d'autres doctorants ;

Zone Atelier de la Moselle (France), dispositif structurant qui a pour objectif principal d'étudier et de protéger la ressource en eau pour une sécurisation de l'approvisionnement en eau. Merci pour le soutien financier à la réalisation de nos travaux en France ;

Professeur Emérite **Dominique SOHOUNHLOUE**. Je vous dis merci pour m'avoir accueillie au sein du Laboratoire d'Etude et de Recherche en Chimie Appliquée de l'Ecole Polytechnique d'Abomey-Calavi afin de me permettre de mener à bien mes travaux de recherche ;

Monsieur **Pierre MUTZENHARDT,** Président de l'Université de Lorraine. Merci Monsieur pour avoir été la personne par qui je suis entrée en contact avec ma Directrice de Thèse dans le cadre de ma thèse en cotutelle avec l'Université de Lorraine en France ;

Monsieur **Laurent FALK**, Directeur du Laboratoire Réactions et Génie des Procédés à Nancy. Merci Monsieur pour avoir donné votre accord afin que j'intègre le LRGP pour mener à bien mes travaux de recherches doctorales de cotutelle avec l'Université de Lorraine. Mes trois séjours au sein du laboratoire se sont agréablement bien passés ;

Professeur **Henri H. SOCLO**, mon Directeur de thèse à l'Université d'Abomey-Calavi. Professeur, recevez tous mes remerciements pour avoir accepté de superviser mes travaux de recherche malgré déjà vos nombreuses charges. Depuis les premiers jours de nos activités, vous n'avez ménagé aucun effort pour un aboutissement heureux. Etape par étape, à travers une très bonne et franche collaboration et par votre dévouement, nous en sommes arrivés. Merci Professeur ;

Madame **Marie-Noëlle PONS**, Directrice de recherche au Centre National de Recherche Scientifique, ma Directrice de thèse à l'Université de Lorraine. Madame, veuillez recevoir mes remerciements pour avoir accepté de superviser mes travaux de recherches malgré vos multiples occupations. Merci pour la proposition du sujet de thèse. Merci pour avoir facilité toutes mes démarches administratives du côté de la France du début jusqu'à la fin. Merci pour toute l'assistance prompte, franche et formative que j'ai eue avec vous à toutes les étapes de nos travaux. Merci Madame ;

Monsieur **Jean-Pierre LECLERC**, Co-Directeur de thèse en France en service à l'Institut National de Recherche en Santé (INRS). Merci Monsieur pour toute votre collaboration ;

Président et membres du Jury, Messieurs **Félicien AVLESSI**, **Yvonne BONZI COULIBALY**, **Julien LAURENT** et **Christophe MERLIN.** Merci pour avoir accepté examiner et juger ce travail ;

Monsieur **Edmond ADJOVI,** Professeur Titulaire de Génie Civil. Merci pour votre assistance à ma personne à un moment crucial de ma vie. Bien à vous ;

A l'équipe de l'Ecole Doctorale Science et Ingénierie Ressources Procédés Produits Environnement (RP2E) de l'Université de Lorraine. En particulier à l'endroit de Monsieur **Stéphane DESORBY**, Directeur de l'Ecole et Madame **Christine Fivet** du Secrétariat de l'Ecole. Merci pour l'acceptation et les orientations pour la facilité des formalités administratives et pédagogiques à remplir pour la validation des différents dossiers ;

Messieurs **Elias POGNON**, **Constant C. ADANDEDJAN**, **Alexis S. YAROU MAYE**, **Merlaud DJEDO**, Mesdames **Evelyne SOCLO DJOSSOU** et **Dorice BOSSIKPONON**, du Laboratoire de Contrôle de Qualité des Eaux et des Aliments de la Direction Départementale de la Santé de l'Atlantique au Bénin. Messieurs et Mesdames, veuillez recevoir tous mes sincères remerciements pour votre disponibilité et toute votre assistance à la réalisation de la phase expérimentale de nos travaux au Bénin. Dans le temps, les moyens financiers n'étaient pas encore disponibles mais vous nous avez aidez. Recevez toute ma reconnaissance ;

Monsieur **Steve Pontvianne** et Madame **Hélène Poirot**. Merci pour l'assistance technique aux analyses de laboratoire en France. Merci à vous ;

Messieurs **Félicien AVLESSI** (Professeur à l'UAC et actuel Vice Recteur chargé de la Recherche Universitaire), **Fidèle DIMON** (Professeur à l'UAC), **Christophe DAGOT** (Professeur à l'Université de Limoges en France) et **Christophe Merlin** (Professeur à l'Université de Lorraine), membres de mon comité de point de thèse. Merci Messieurs pour votre disponibilité pour avoir eu à évaluer l'avancée de mes travaux pour un bon aboutissement. Merci à vous ;

Monsieur **Codjo Pierre TCHINHOUNTCHIN**, Président du Comité de gestion de la station d'épuration de la Cité Vie-Nouvelle à Cotonou. Merci Monsieur pour toute votre disponibilité et pour avoir facilité toutes les dispositions prises pour mener à bien les travaux sur le site. Merci Monsieur ;

Monsieur **Sylvain TAVY,** gardien de la station d'épuration de la Cité Vie-Nouvelle. Merci pour votre disponibilité et pour les aides que vous nous avez apportées pour mener les travaux sur le site ;

Personnel de la Station d'épuration de Maxéville. Merci pour l'accès à la station dans le cadre de nos prélèvements et pour la mise à disposition de certaines données en cas de besoin ;

Monsieur **Xavier FRANCE**, entre temps en service au Groupement pour l'Evaluation des Mesures en Continu dans les Eaux et en Assainissement (GEMCEA) à Nancy. Merci pour toute l'assistance aux prélèvements des eaux usées en entrée de la station d'épuration de Maxéville ;

Monsieur **Arnaud SAGBO**, Chercheur et Secretaire de la Formation Doctorale Chimie et Application de l'UAC. Merci pour votre assistance, vos encouragements et pour les partages d'informations relatives à notre formation ;

Aux collègues de Laboratoire au Bénin à savoir Madame **Christiane KOUGBLENOU**, Messieurs **Jules OSSOULANAN**, **Herman TOUDONOU** et **Jacques SOSSOU**. Merci les amis pour la collaboration. En particulier à **Jacques**, sincèrement merci pour toute l'assistance dont tu as fait preuve à mon égard du début de mes travaux de terrain jusqu'à la fin ; reçois toute ma gratitude ;

Aux collègues de Laboratoire et de résidence en France à savoir Messsieurs **Billy HOMEKY**, **Aziz ASSAAD**, **Gohou DANON, Chafatayine OUCACHA, Mariette LOKOTO, Isabelle LOKONON, Magarita GIL et Juliette.** Merci à tous pour l'assistance et la compagnie ;

Monsieur et Madame **Moïse et Dona TEKO** et **Sophie TEKO**. Merci pour l'amitié, la fraternité et l'assistance à mon égard lors de mes séjours en France. Merci à vous.

Madame **Léopoldine de-SOUZA** épouse **PADONOU**, ma tante et ses enfants **Sandia** et **Manuella**. Merci pour toute votre assistance et prières. Bien à vous ;

Monsieur **Rock AMETEPE**, mon oncle et ses enfants **Klarel** et **Eudoxe**. Merci pour votre assistance. Bien à vous.

Monsieur et Madame **Vincent et Michelle ATINKPAHOUN**, mon oncle et son épouse. Merci tonton et tantie pour toute votre assistance à ma personne tout au long de mes séjours en France et pour votre soutien de tout temps. Bien à vous ;

Monsieur et Madame **Antoine et Nathalie ATINKPAHOUN**, mon oncle et son épouse. Merci pour toutes vos prières et assistance. Bien à vous.

A tous **les parents** et **amis (es)**, qui de près ou de loin, m'ont soutenue, je vous dis un grand merci pour toute votre sollicitude et vos prières.

Sincère Merci. Bien à tous.

SOMMAIRE

DEDICACE i
REMERCIEMENTS ii

DEFINITION DES SIGLES ET ABREVIATIONS viii
LISTE DES FIGURES xi
LISTE DES TABLEAUX xiv

RESUME 1
ABSTRACT 3
INTRODUCTION GENERALE 5
OBJECTIFS DE L'ETUDE 8
HYPOTHESES DE RECHERCHE 9
RESULTATS ATTENDUS 9

PARTIE I : CADRE THEORIQUE……..10
CHAPITRE 1 : PROBLEMATIQUE DES EAUX USEES URBAINES 11
1.1. Clarification conceptuelle 11
1.2. Typologie des eaux usées 15
1.3. Composition des eaux usées urbaines 16
1.4. Risques écologiques et sanitaires liés aux eaux usées urbaines 20
1.5. Problématique liée aux eaux usées urbaines 21
Conclusion partielle 30

CHAPITRE 2 : VARIABILITÉ DES EAUX USÉES URBAINES 32
2.1. Variabilité quantitative des eaux usées urbaines 32
2.2. Variabilité qualitative des eaux usées urbaines 33
2.3. Caractéristiques typiques des eaux usées urbaines 41
2.4. Utilité de certains paramètres pour un projet de conception d'une STEP 44
2.5. Etat de l'art sur la variabilité des eaux usées urbaines 47
Conclusion partielle 54

CHAPITRE 3 : MODELISATION DES CARACTERISTIQUES DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES PAR LE MODELE DE GERNAEY et al. (2011) 56
3.1. Principes du modèle 56
3.2. Caractéristiques des différents blocs du modèle 57
3.3. Hypothèse de conception du modèle 62

3.4. Atouts et limites du modèle 63
Conclusion partielle 64

PARTIE II : CADRE D'ETUDE ET APPROCHE METHODOLOGIQUE…… …..65

CHAPITRE 4 : CONTEXTES GEOGRAPHIQUES, SOCIO-ECONOMIQUES ET CULTURELS DES BASSINS DE COTONOU ET DU GRAND-NANCY 66

4.1. Bassin de collecte des eaux usées urbaines de Cotonou 66
4.2. Bassin de collecte des eaux usées urbaine du Grand-Nancy 83
4.3. Récapitulatif des grands traits caractéristiques des milieux d'étude 101
Conclusion partielle 104

CHAPITRE 5 : APPROCHE METHODOLOGIQUE 105

5.1. Campagnes d'échantillonnage 105
5.2. Mesures de caractérisation physico-chimique des eaux usées urbaines 112
5.3. Traitement des données 127

PARTIE III: RESULTATS ET DISCUSSION……..136

CHAPITRE 6 : VARIABILITE DU DEBIT ET DE LA COMPOSITION DES EAUX USEES URBAINES DE COTONOU ET DU GRAND-NANCY 137

6.1. Variabilité débit et pollutions organique, azotée et phosphorée et des métaux 137
6.2. Ratios caractéristiques des eaux usées 162
6.3. Classification des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy 165
6.4. Caractérisation spectrométrique de la matière organique des eaux usées 167
6.5. Variabilité des terres rares (REEs) 172
Conclusion partielle 186

CHAPITRE 7 : MODELISATION DES CARACTERISTIQUES DES ERU 187

7.1. Objectif de la modélisation 187
7.2. Simulation de la variabilité des eaux usées 188
Conclusion partielle 193

CONCLUSION GENERALE 194

PERSPECTIVES 200
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 201
ANNEXES 227

DEFINITION DES SIGLES ET ABREVIATIONS

SIGLES	DEFINITIONS
AAE	Association Africaine de l'Eau ex Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement (CREPA)
ABE	Agence Béninoise pour l'Environnement
ADUAN	Agence de Développement et d'Urbanisme de l'Agglomération Nancéenne, actuel Agence de Développement des Territoires Nancy Sud Lorrain (SCALEN)
AEP	Approvisionnement en Eau Potable
AFNOR	Association Française de Normalisation
AGCVSE-CVN	Association de Gestion du Cadre de Vie et de Station d'Epuration de la cité « Vie-Nouvelle » de Cotonou.
AGETUR	AGence d'Exécution des Travaux Urbains au Bénin
AGHTM	Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux, actuelle Association Scientifique et Technique pour l'Eau (ASTEE)
ASECNA	Agence pour la SECurité de la Navigation Aérienne en Afrique et à Madagascar – Cotonou
ASM	Activated Sludge Model
ASTEP	Accompagnement en Sciences et Technologie à l'Ecole Primaire
ATP	une Association, un Territoire et un Projet
BPO	Budget Programme par Objectif
BSM	Benchmark Simulation Model
CCE	Conseil des Communautés Européennes
CEAEQ	Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec
CEREVE	Centre d'Enseignement et de Recherche Eau Ville Environnement
CNRS	Centre National de Recherche Scientifique en France
CROUS	Centre Régional des Œuvres Universitaires et Sociales en France
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DDEO	Direction Départementale de l'Equipement de l'Oise en France
DHAB	Direction de l'Hygiène et de l'Assainissement de Base au Bénin
DR	Directeur (trice) de Recherche
EH	Equivalent Habitant
ERU	Eaux Résiduaires Urbaines
ETM	Eléments Traces Métalliques
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HdR	Habilité à Diriger des Recherches

SIGLES	DEFINITIONS
HLM	Habitations à Loyer Modéré
IHP	Indice Humain de Pauvreté
IEC	Information, Education et Communication
Inc.	Inconnu
INRS	Institut National
INSAE	Institut Nationale de la Statistique et de l'Analyse Economique au Bénin
INSEE	Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques en France
ISN	Institut Sénégalais de Normalisation
IWA	International Water Association
MdC	Maître de Conférence
MEDDE	Ministère de l'Ecologie du Développement Durable et de l'Energie de la République Française
MEDDTL	Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement de la République Française
MEEDDM	Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du développement Durable et de la Mer de la République Française
MEEM	Ministère de l'Environnement de l'Energie et de la Mer en France
MMEE	Ministère des Mines, de l'Energie et de l'Eau au Bénin
MOD	Matières Organiques Dissous
MUHA	Ministère de l'Urbanisme de l'Habitat et de l'Assainissement, actuel Ministère du Cadre de Vie et du Développement Durable (MCVDD) au Bénin
NF	Norme Française
EN	European Norm (Norme Européenne)
ISO	International Organization for Standardization (Organisation Internationale de Normalisation)
OMD	Objectifs du Millénaire pour le Développement, aujourd'hui appelés Objectifs pour le Développement Durable (ODD)
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONU	Organisation des Nations Unies
PANGIRE	Plan d'Action National de la Gestion Intégrée de la Ressource en Eau
PAZH	Programme d'Aménagement des Zones Humides
PFOA	Acide perfluorooctanoïque
PFOS	Perfluorooctane sulfonate
PHAC	Plan d'Hygiène et d'Assainissement Communal

SIGLES	DEFINITIONS
PIB	Produit Intérieur Brut
pM	Picomole
PNE	Partenariat National de l'Eau
PNHA	Politique Nationale de l'Hygiène et de l'Assainissement
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
pS-Eau	Programme Solidarité Eau
PUGEMU	Projet d'Urgence de Gestion Environnementale en Milieu Urbain
RB	République du Bénin
RF	République Française
RM	Royaume du Maroc
REE	Rares Earth Elements
RGPH	Recensement Général de la Population et de l'Habitat au Bénin
SBEE	Société Béninoise d'Energie Electrique du Bénin
SDAGE	Schémas Directeurs de Gestion et d'Aménagement des Eaux
SIBEAU	Société Industrielle d'Equipement et d'Assainissement Urbain
SIE	Système d'Information sur l'Eau en France
SIERM	Système d'Information sur l'Eau Rhin-Meuse en France
SONEB	Société Nationale des Eaux du Bénin
STBV	Station de Traitement des Boues de Vidange
STEP	Station d'Epuration des Eaux Usées
SUVA	Specific UV Absorbance
TRH	Temps de Rétention Hydraulique
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la Culture)
UN	United Nations (Nations Unies)
Univ	Université
UV	Ultra Violet
UVED	Université Virtuelle Environnement et Développement
WWAP	United Nations World Water Assessment Programme (Programme Mondial pour l'Evaluation des Ressources en Eau)

LISTE DES FIGURES

N°	TITRES	PAGES
1	Typologie des eaux usées	15
2	Polluants des eaux usées urbaines	19
3	Coexistence des eaux usées urbaines et des déchets solides dans les collecteurs et proches de certaines habitations dans la ville de Cotonou	25
4	Exemple d'eaux polluées de puits à Cotonou	26
5	Eaux usées urbaines non traitées et déchets solides se déversant dans le chenal de Cotonou	26
6	Rejet des eaux usées domestiques non traitées de la STEP de la « Cité Vie Nouvelle » vers la mer	27
7	Représentation schématique des fluorophores de la matière organique dissoutes avec leurs longueurs d'onde d'excitation / émissions spécifiques	38
8	Représentation schématique du modèle phénoménologique de génération des eaux usées urbaines	58
9	Carte administrative du bassin de collecte de Cotonou	67
10	Profils moyens des précipitations et des températures de Cotonou (synthèse sur la période 1981 à 2010)	68
11	Variation des précipitations à Cotonou au cours de l'année 2016	69
12	Carte du bassin de collecte du Grand-Nancy et des 4 autres communes qui y sont connectées par le réseau d'assainissement	84
13	Profils des précipitations et des températures à Nancy de 1981 à 2010	85
14	Distribution de la direction du vent à Nancy de 2002 à 2016	86
15	Coupe géologique du bassin nancéien	87
16	Les emplois dans le Grand-Nancy	97
17	Déplacement domicile-travail des professionnels au sein du Grand-Nancy	99
18	Déplacement domicile - scolarité des élèves et étudiants au sein du Grand-Nancy	99
19	Station d'épuration de la cité « Vie-nouvelle » à Cotonou	106
20	Différents sites de prélèvement des eaux usées dans le bassin versant de Cotonou	108
21	Vue aérienne de la station d'épuration de Maxéville dans le Grand-Nancy	110
22	Préleveurs automatiques des eaux usées urbaines	111

N°	TITRES	PAGES
23	Dispositif de mesure de la DBO_5	116
24	Dispositif de mesure de la DCO	117
25	COT-mètre	118
26	Exemple d'un spectre d'absorption d'eau usée du Grand-Nancy (un échantillon du 21/01/2016)	119
27	Spectromètre UV-Visible	120
28	Spectromètre de fluorescence	121
29	Exemple de Spectres de fluorescence	122
30	Schéma du principe de la chromatographie ionique avec en dessous la photo du chromatographe	124
31	Spectromètre d'Émission Optique Couplé à un Plasma Inductif (ICP-OES)	125
32	Spectromètre de masse couplé à un Plasma Inductif (ICP-MS)	126
33	Dispositif de minéralisation des échantillons	127
34	Réseau d'assainissement simplifié alimentant la STEP de Maxéville dans le Grand-Nancy	133
35	Représentation d'un tronçon de trois réservoirs	134
36	Variation journalière du débit et variation du débit moyen journalier des eaux usées urbaines du Grand-Nancy en entrée de STEP	141
37	Variation journalière du pH et de la conductivité des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy en entrée de STEP	143
38	Variation journalière des MES et de la turbidité des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy en entrée de STEP	146
39	Variation journalière de la pollution organique des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy en entrée de STEP	148
40	Effet week-end de la variabilité de pollution organique (DCO et DBO_5) des eaux usées urbaines du Grand-Nancy en entrée de STEP	150
41	Variation journalière de la pollution azotée et phosphorée des eaux usées urbaines en de Cotonou et du Grand-Nancy en entrée de STEP	152
42	Effet week-end de la variabilité de la pollution azotée (NH_4^+ et NTK) des eaux usées urbaines du Grand-Nancy en entrée de STEP	154
43	Variation journalière des métaux des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy en entrée de STEP	160
44	Concentration totale des métaux en entrée de STEP dans les eaux usées urbaines des bassins versants de Cotonou et du Grand-Nancy	161
45	Fluorescence brute et corrigée des eaux usées urbaines du Grand-Nancy	169

N°	TITRES	PAGES
46	Types de matières organiques fluorescentes contenues dans les eaux usées du Grand-Nancy au cours de la journée	170
47	Proportion des terres rares dans les eaux usées urbaines en entrée de STEP et des collecteurs dans le bassin versant de Cotonou	172
48	Profils normalisés des terres rares des eaux usées du bassin versant de Cotonou	177
49	Profils normalisés des terres rares des eaux de la SONEB et des eaux de puits du bassin versant de Cotonou	178
50	Proportion des terres rares dans les eaux usées urbaines en entrée de STEP dans le bassin versant du Grand-Nancy	184
51	Profil normalisé des terres rares des eaux usées urbaines du Grand-Nancy	185
52	Evolution de la population dans chaque commune du Grand-Nancy pour un jour ouvré	188
53	Exemples de communes qui perdent des habitants (à gauche) ou qui en gagnent (à droite) pendant une journée ouvrée	188
54	Variations relatives du débit et de la pollution proposées par Gearney et al. (2004)	189
55	Simulation sur une semaine (à partir de lundi 0h) du débit et de la composition de l'eau résiduaire en entrée de la station d'épuration de Nancy-Maxéville par le modèle typique de Gernaey.	190
56	Variations relatives du débit et de la pollution proposées pour la métropole du Grand-Nancy	191
57	Simulation sur une semaine (à partir de lundi 0h) du débit et de la composition de l'eau résiduaire en entrée de la station d'épuration de Nancy-Maxéville avec le modèle en cours de développement	192

LISTE DES TABLEAUX

N°	TITRES	PAGES
I	Tailles des matières présentes dans les eaux usées urbaines	19
II	Risques écologiques et sanitaires liés aux eaux usées urbaines	20
III	Situation de l'assainissement des eaux usées en milieux urbain et rural ainsi que dans les départements du Bénin	23
IV	Facteurs influençant la production d'eaux usées domestiques	33
V	Caractéristiques typiques des eaux usées urbaines (5a et 5b)	42, 43
VI	Utilités de certains paramètres pour un projet de conception et d'exploitation d'une unité de traitement des eaux usées	45
VII	Utilités des ratios caractéristiques des eaux usées urbaines	46
VIII	Récapitulatif des grands traits caractéristiques des deux bassins versants	102
IX	Caractéristiques des collecteurs d'eaux usées urbaines ayant fait l'objet des campagnes d'échantillonnage dans le bassin de collecte de Cotonou	107
X	Paramètres étudiés, leurs méthodes et instruments de mesure	114
XI	Valeurs de normalisation (µg/L) des deux références de normalisation des terres rares les plus couramment utilisées	131
XII	Variation du débit et de la composition physico-chimique des eaux usées urbaines en entrée de STEP de la Cité Vie-Nouvelle de Cotonou	138
XIII	Variation du débit et de la composition physico-chimique des eaux usées urbaines en entrée de la STEP de Maxéville à Nancy	139
XIV	Variation du débit et de la composition physico-chimique des eaux usées urbaines des collecteurs de Cotonou	140
XV	Ratios caractéristiques des eaux usées urbaines	162
XVI	Classification des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy	165
XVII	SUVA et taux d'aromaticité des matières organiques des eaux usées du Grand-Nancy	167
XVIII	Concentration des REEs dans les eaux usées de Cotonou	173
XIX	Caractéristiques des enrichissements et anomalies des ERU urbaines, eaux de la SONEB et eaux de puits du bassin de Cotonou	179
XX	Concentration (µg/L) des terres rares dans les eaux usées urbaines du Grand-Nancy	184

RESUME

Le non traitement et/ou le traitement inadéquat des eaux usées constitue l'une des causes principales de la pollution des ressources en eau. Pour y remédier il importe de mettre en place des infrastructures d'assainissement fonctionnelles et d'optimiser leur performance. Améliorer les stratégies de contrôle est l'action principale de cette optimisation, et la modélisation en est l'un des défis à relever. Pour ce faire, les présents travaux visent à fournir des connaissances spécifiques sur la variabilité des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy et de disposer de données expérimentales qui serviront à court ou moyen termes au développement de modèle de génération d'eaux usées virtuelles.

Les travaux ont consisté à échantillonner pendant plusieurs mois des eaux usées urbaines de temps sec en entrée de STEP (quartier vie-nouvelle à Cotonou et commune de Maxéville dans le Grand-Nancy) à travers des prélèvements horaires sur 24 h. A Cotonou, des prélèvements ont été aussi faits dans les collecteurs. In-situ ont été prises les mesures du débit. Au laboratoire sont faites sur les échantillons des analyses spécifiques de dosage des polluants. Une simulation des variabilités des eaux usées est également faite au moyen de modèle de génération des eaux usées virtuelles.

Des travaux, il ressort les constats ci-après :

- les débits en entrée de STEP (Grand-Nancy) présentent une variabilité journalière avec trois pics respectivement vers 10 h, 14 h et 21 h les jours ouvrés et caractérisée pendant les jours de week-end par une diminution de 2% (les samedis) et 9% (les dimanches) avec un retard de 2 h dans l'apparition du premier pic de la journée ;
- les eaux usées de Cotonou présentent une plus forte pollution par rapport aux eaux usées urbaines du Grand-Nancy bien que l'Equivalent Habitant raccordé à La STEP de Cotonou (≈ 1 200 EH) soit de loin plus faible que celui du Grand-Nancy (≈ 275 000 EH) ;
- néanmoins on note une plus forte conductivité électrique des eaux usées du Grand-Nancy ainsi qu'un excès en Europium plus élevé comparativement à ceux des eaux usées de Cotonou ;
- la variabilité journalière pour l'ensemble des paramètres dans les bassins est très prononcée, exception faite pour le pH qui présente une similarité dans les deux contextes géographiques ;

- le modèle de génération des eaux usées virtuelle en développement intègre bien le mode de vie du bassin de collecte du Grand-Nancy et a montré des simulations des variations du débit et de la pollution similaires aux variations expérimentales réelles ;
- les recherches et le développement du modèle se poursuivent pour étendre ce dernier aux métaux lourds et l'appliquer aux bassins de collecte.

Le modèle permet de combler des lacunes de données, de donner des fréquences plus élevées à la dynamique des données, de créer divers scénarii de perturbation de variabilité des eaux usées en situation vituelle et de faire des prédictions de situations réelles pour une amélioration des performances des STEP.

Mots clés : Eaux usées urbaines ; Variabilité de la pollution ; Métaux lourds ; Terres rares ; Modèle de génération des eaux résiduaires.

ABSTRACT

Untreated and / or inadequate treatment of wastewater is one of the main causes of water resource pollution. To remedy this it is important to establish functional sanitation infrastructure and optimize their performance. Improving control strategies is the main action of this optimization, and modeling is one of the challenges. To do this, the present work aims to provide specific knowledge on the variability of urban wastewater of Cotonou and Grand Nancy and to have experimental data to be used for short or medium term for the development of a generation model of virtual wastewater.

The work consisted in sampling for several months the urban wastewater at the entrance of STEP (« Vie-Nouvelle » city in Cotonou and Maxéville in Grand-Nancy) through hourly samples over 24 hours. In Cotonou, samples were also taken from the collectors. In-situ were taken measurements of the flow. In the laboratory are made on samples specific analyses of pollutant dosing. Simulation of wastewater variability is also done using a virtual wastewater generation model.

From the works, the following observations emerge :

- flows from STEP (Grand-Nancy) show daily variability with three peaks respectively at around 10 am, 2 pm and 9 pm on weekdays and characterized on weekend days by a 2% decrease (Saturdays) and 9% (Sundays) with a delay of 2 hours in the appearance of the first peak of the day ;
- Wastewater of Cotonou exhibit greater pollution than urban wastewater of Grand-Nancy although Population Equivalent connected to the STEP of Cotonou (≈ 1,200 PE) is far lower than that of Grand-Nancy (≈ 275,000 PE) ;
- Nevertheless, there is a higher electrical conductivity of wastewater from Greater Nancy and a higher excess of Europium compared to that of Cotonou wastewater ;
- The daily variability for all the parameters in the catchments is very pronounced, except for the pH which has a similarity in the two geographical contexts ;
- the virtual wastewater generation model is well integrated with the lifestyle of the Grand-Nancy catchment basin and showed simulations of flow and pollution variations similar to actual experimental variations ;

- research and model development is continuing to extend the model to heavy metals and apply it to collection basins ;

The model allows to bridge data gaps, giving higher frequencies to dynamic data, create various wastewater variability distubance scenarios in virtual situation and make real situations predictions for improved performance of WWTP.

Keywords : Urban wastewater ; Variability of pollution ; Heavy metals ; Rare earth elements; Wastewater generation model.

INTRODUCTION GENERALE

L'eau tient une place importante dans nos vies en se retrouvant dans toutes les activités qui rythment notre quotidien. Cependant, ses différents usages pour les besoins tels que ceux domestiques, industriels, artisanaux, agricoles, etc., constituent des sources de production d'eaux usées ; ces eaux usées du fait de leurs qualités physico-chimique et bactériologique altérées, méritent d'être traitées avant rejet dans l'environnement. Le non traitement et/ou le traitement inadéquat de ces dernières constitue l'une des causes principales de la pollution des ressources en eau, tant dans les pays en développement que dans les pays développés. Cet état de chose se traduit par une dégradation de la qualité des milieux récepteurs et par richochet entraîne la baisse de la productivité des écosystèmes aquatiques et la détérioration du cadre de vie des populations riveraines.

Traiter les eaux usées avant rejet est un impératif qui présente un double défi, celui de limiter la pollution de l'environnement et celui de préserver la santé publique. Ayant donc pour objectif principal d'assurer un environnement durable pour tous, le traitement des eaux exige la mise en place d'infrastructures fonctionnelles d'assainissement et l'optimisation de leurs performances. Ce dernier défi que constitue l'optimisation de la performance des ouvrages d'assainissement, en particulier celle des stations d'épuration (STEP) des eaux usées, passe d'abord par un bon dimensionnement de ces ouvrages. Ensuite doivent être prises en compte la minimisation du coût de fonctionnement, la réduction de l'empreinte carbone et de l'énergie pour limiter les émissions des gaz à effet de serre (CO_2, CH_4, N_2O) qui contribuent au réchauffement climatique. Pour cette optimisation, l'amélioration des stratégies de contrôle pour un meilleur fonctionnement et pour un meilleur suivi des STEP est aussi l'une des actions très importantes.

Les stratégies de contrôle sont des opérations d'essais mises en œuvre sur les STEP pour l'identification des procédés de fonctionnement et des procédés épuratoires les plus performants. Ces opérations exigent des tests fastidieux, onéreux et très difficiles à mettre en œuvre sur les STEP réelles du fait de leur grande taille et de la variabilité des eaux usées qui les alimentent. Pour pallier ces difficultés, il est donc nécessaire de recourir à la modélisation pour mettre en œuvre au préalable en amont et en situation virtuelle, ces différents tests. En effet, la modélisation permet de simuler les différentes situations probables de variabilité des eaux usées, les conditions d'écoulement dans le réseau d'assainissement, de représenter les phénomènes biologique, physico-chimique et biochimique qui ont lieu dans les installations

de traitement et de faire des prédictions sur les situations réelles des eaux usées en entrée et en sortie de STEP, ainsi que sur le fonctionnement des ouvrages.

D'où l'importance de nombreux modèles qui se développent dans ce domaine d'assainissement des eaux usées en particulier pour la gestion des STEP. En effet, par exemple, en ce qui concerne les phénomènes d'oxydation du carbone, de nitrification et de dénitrification au niveau des STEP de boues activées (STEP les plus répandues), il a été développé un modèle appelé « Activated Sludge Model no.1 (ASM1) » qui permet de formaliser la cinétique et la stœchiométrie de chaque réaction (Henze et al., 1987). Les limites et restrictions de ce modèle ont été levées par le développement de deux autres modèles appelés ASM2 (Activated Sludge Model no.2) et ASM3 (Activated Sludge Model no.3) (Gujer et al., 1999 ; Henze et al., 1999 et Henze et al., 1995). Dans le cadre des travaux de « International Water Association (IWA) », il a été développé un modèle de référence nommé « Benchmark » entre les années 1998 et 2004. Le Benchmark permet l'évaluation et la comparaison des différentes stratégies de contrôle au niveau des STEP, afin d'identifier les scénarii de fonctionnement les plus efficaces. Le Benchmark Simulation Model no.1 (BSM1) définit une installation d'épuration, un modèle de simulation et l'ensemble des paramètres du modèle, les caractéristiques des eaux usées, les tests de protocoles et les critères d'évaluation (Copp, 2001). L'évaluation de la performance d'une STEP par le modèle BSM1 est basée sur une semaine de données. Jugée insuffisante par les scientifiques, cette période a été étendue à un an de données avec un supplément de six mois de données nécessaires pour simuler l'installation à un état stable avant le début de la période d'évaluation de la stratégie de contrôle, d'où un second Benchmark nommé Benchmark Simulation Model no.2 (BSM2) (Gernaey et al., 2004).

En se fondant sur le modèle Benchmark, Gernaey et al. (2011) ont développé un modèle simple pour générer les caractéristiques (débit et composition) des eaux usées urbaines, c'est-à-dire un modèle pour produire des eaux usées virtuelles alimentant une STEP donnée. Ledit modèle comme tout autre modèle, présente des limites telles que le nombre de polluants qu'il prend en compte (limité aux pollutions carbonée, azotée et phosphorée) et son applicabilité à une seule zone géographique typique (contexte américain). Ces limites font aujourd'hui l'objet d'autres recherches scientifiques afin d'étendre ce modèle de Gernaey à d'autres paramètres de pollution tels que les métaux lourds ainsi que son applicabilité à d'autres contextes géographiques (d'autres bassins de collecte d'eaux usées urbaines). Ainsi, pour y

arriver, il est nécessaire de disposer de données expérimentales plausibles sur la variabilité du débit et de la composition des eaux usées (divers paramètres de pollution) de différents contextes géographiques. Ces données permettront à court ou moyen termes, le développement, la calibration et la validation d'un nouveau modèle simple de génération des eaux usées virtuelles applicable à différentes zones géographiques ayant différents modes de vie et dont les paramètres de pollution s'étendront aux métaux lourds.

C'est alors dans ce cadre qu'a été initié notre sujet de thèse intitulé « *Relations entre la variabilité de la pollution des eaux usées urbaines et les contextes géographiques, socio-économiques et culturels au Bénin et en France* », avec comme milieux d'étude la Commune de Cotonou au Bénin et la Métropole du Grand-Nancy en France afin de disposer de données expérimentales de différentes zones géographiques pouvant contribuer au développement du nouveau modèle de génération des eaux usées virtuelles. Le présent document faisant part des travaux de recherche menés, est structuré en trois grandes parties subdivisées en sept chapitres. Ainsi donc, après l'introduction générale, sont présentés l'objectif de l'étude, les hypothèses de recherche et les résultats attendus. Puis suivent les trois grandes parties que sont :

- la partie I : elle porte sur le cadre théorique et donne une vue générale sur les eaux usées, présente l'état de l'art sur les variabilités quantitative et qualitative des eaux usées urbaines et présente enfin le modèle de génération des eaux usées virtuelles de Gernaey, modèle de base du nouveau modèle visé par le présent travail, respectivement aux chapitres 1, 2 et 3 ;
- la partie II : elle présente le cadre d'étude et l'approche méthodologique adoptée pour la phase expérimentale. Elle renseigne au chapitre 4 sur les caractéristiques géographiques, socio-économiques et culturelles des milieux d'étude et au chapitre 5 sur les démarches méthodologiques de mise en œuvre des travaux ;
- la partie III : elle rapporte les résultats et discussion issus des travaux de recherche. Le chapitre 6 présente la variabilité des caractéristiques des eaux usées des bassins d'étude (Cotonou et Grand-Nancy) tandis que le chapitre 7 se rapporte à la simulation de la variation du débit et de la pollution des eaux usées de la Métropole du Grand-Nancy.

Enfin, une conclusion générale est présentée et fait le point sur l'ensemble des résultats des travaux de recherche.

OBJECTIFS DE L'ETUDE

1. Objectif général

De façon générale, l'objectif de la présente thèse est d'étudier la variabilité de la pollution des eaux usées urbaines dans deux contextes géographiques différents, dans le but de disposer de données expérimentales devant servir au développement à court ou moyen termes d'un modèle de génération des eaux usées virtuelles (débit et composition) en entrée d'une station d'épuration. Ce modèle inspiré de celui de Gernaey pourra s'appliquer à différents bassins géographiques de collecte des eaux usées urbaines et s'étendre à d'autres paramètres de pollution tels que les métaux lourds.

2. Objectifs spécifiques

De façon spécifique il s'agit de :

- ✓ étudier la variabilité (temporelle et spatiale) du débit et de la composition physico-chimique des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy ; et
- ✓ simuler des variations de débit et de composition des eaux usées urbaines au moyen du modèle de prédiction en développement.

HYPOTHESES DE RECHERCHE

Les hypothèses de recherche peuvent être formulées à deux niveaux à savoir :

- les eaux usées urbaines varient en débit et en composition selon les contextes géographiques, socio-économiques et culturels ;

- il est possible d'étendre le modèle de Gernaey à d'autres paramètres de pollution tels que les métaux lourds et de l'appliquer à d'autres contextes géographiques.

RESULTATS ATTENDUS

Les résultats attendus à l'issue des travaux de recherche sont :

- la problématique des eaux usées en général et en particulier dans les contextes béninois et français ainsi que les défis ou enjeux à relever dans le secteur sont cernés ;

- les caractéristiques géographiques, socio-économiques et culturelles des bassins versants de Cotonou et du Grand-Nancy sont décrites ;

- la variabilité spécifique du débit et celle de la pollution des eaux usées urbaines des bassins versants de Cotonou et du Grand-Nancy est étudiée et décrite ;

- la comparaison de la variabilité de la pollution des eaux usées urbaines dans les bassins versants de Cotonou et du Grand-Nancy est mise en évidence ;

- un essai de modélisation (simulation) de la variabilité des eaux résiduaires urbaines en entrée de la station d'épuration de Nancy-Maxéville est fait et présenté.

PARTIE I :

CADRE THEORIQUE

CHAPITRE 1 : PROBLEMATIQUE DES EAUX USEES URBAINES

La problématique des eaux usées urbaines n'est pas la même partout dans le monde. Elle varie d'un pays à un autre en fonction des facteurs socio-éconimiques et culturels. Avant d'aborder la situation dans les différents contextes géographiques, une clarification conceptuelle des différents termes relatifs aux eaux usées est faite. Puis sont abordés la typologie y afférente ainsi que les compositions physico-chimiques, les risques sanitaires et écotoxicologiques liés à ces eaux usées.

1.1. Clarification conceptuelle

Les eaux usées ou effluents liquides ou eaux résiduaires sont des eaux altérées par les activités anthropiques à la suite d'usages domestiques, industriels, artisanaux, agricoles ou autres. Elles sont polluées et sont donc de nature à contaminer les milieux dans lesquels elles sont déversées sans traitement et nécessitent par conséquent un traitement avant d'y être rejetées. Selon Rodier et al. (2016), ce sont des eaux ayant acquis une charge minérale ou organique en fonction de leur utilisation. En milieu urbain, ces eaux usées sont dites urbaines ou eaux usées communales ou eaux résiduaires urbaines (ERU).

D'après la Directive Européenne n° 91/271 du 21/05/91 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines, on définit **les eaux usées urbaines comme étant des eaux usées constituées uniquement des eaux usées domestiques ou le mélange des eaux usées domestiques avec des eaux usées industrielles et/ou avec des eaux de ruissellement.** De natures diverses et de compositions variables selon les types de polluants, elles sont rejetées dans le réseau d'assainissement des villes et des communes. On définit ici le polluant comme toute substance ou tout processus de nature physique, chimique ou biologique introduit par l'homme et susceptible de contaminer les divers écosystèmes terrestres, aquatiques, limniques ou marins. On trouve les polluants dans les différents biotopes à une concentration supérieure à celle naturellement rencontrée dans ces milieux.

Selon le décret du Gouvernement béninois sur les eaux usées résiduaires en 1999, un polluant est tout rejet solide, liquide ou gazeux, tout déchet, odeur, chaleur, son, vibration, rayonnement ou combinaison de ces éléments, susceptible de provoquer une pollution. Une

pollution est définie comme étant toute détérioration de l'environnement (dont la ressource eau) par des substances chimiques, physiques ou biologiques qui ne s'éliminent pas naturellement ou de façon aisée dans l'écosystème contaminé (SIE-France, 2016). Elle a pour origine principale l'activité humaine et résulte soit de l'introduction dans le milieu d'une substance artificielle non dégradable, soit du dépassement du seuil toléré par le milieu. Elle est susceptible de contribuer ou de causer un danger pour la santé des hommes, des détériorations de ressources biologiques, d'écosystèmes ou de biens matériels et de constituer une entrave à un usage légitime de l'environnement (SIE-France, 2016). Selon la loi cadre sur l'environnement en République du Bénin (1999), la pollution est toute contamination ou modification directe ou indirecte de l'environnement provoquée par tout acte susceptible : i) d'affecter défavorablement une utilisation du milieu profitable à l'homme et ii) de provoquer une situation préjudiciable à la santé, la sécurité, le bien-être de l'homme, de la flore et de la faune, ou à la sécurité des biens collectifs et individuels. La pollution due aux rejets des eaux usées connaît généralement une variabilité spatio-temporelle tant sur le plan quantitatif (variations ou fluctuations de volume et de débit) que qualitatif (caractéristiques physico-chimiques et biologiques). Selon SIE-France (2016), on peut répartir les polluants en deux catégories distinctes :

- les polluants primaires qui eux sont rejetés directement dans le milieu naturel à partir de leurs sources ; et
- les polluants secondaires, qui sont les produits dérivés des réactions auxquelles participent les polluants primaires.

Présent dans les systèmes aquatiques naturels à des concentrations de l'ordre du nanogramme ou du microgramme par litre, le polluant est alors désigné sous le nom de micropolluant ; les micropolluants trouvés dans les eaux sont des substances (minérale, biologique, organique, radioactive) sous forme de substances synthétiques tels que les substances actives médicamenteuses, les produits biocides (pour la protection des matériaux, phytosanitaires, etc.), les additifs alimentaires, les composants de produits cosmétiques ou les détergents et les hormones (substances d'origine naturelle) (Abegglen et al., 2012). Selon les mêmes auteurs, il a été montré que, par leurs structures chimiques, les micropolluants peuvent, même à très faibles doses, influencer les processus biochimiques fondamentaux.

Pour pallier les désagréments causés sur le plan sanitaire et environnemental par la pollution, l'assainissement des eaux usées devient un défi majeur à relever par les autorités municipales.

En effet, les eaux usées urbaines étant sources d'apports de nuisances microbiologiques et toxico-chimiques, il importe d'en faire une gestion écologiquement rationnelle afin d'offrir aux populations des villes et campagnes un cadre de vie sain. L'assainissement regroupe l'ensemble des actions menées afin d'améliorer non seulement la situation sanitaire mais aussi celle environnementale d'un lieu donné (Désille, 2012). Rapporté aux eaux usées, l'assainissement représente l'ensemble des techniques de collecte, de transport et de traitement des eaux usées et pluviales d'une agglomération ou d'une parcelle privée, avant leur rejet dans le milieu naturel. L'élimination des résidus solides issus des dispositifs de traitement fait partie de l'assainissement (SIE-France, 2016).

En quoi consiste le traitement ou l'épuration des eaux usées urbaines ? Il s'agit de l'ensemble des procédés visant à rendre les eaux usées conformes aux normes environnementales en vigueur ou aux normes de qualité applicables en matière de recyclage et de réutilisation (SIE-France, 2016). C'est aussi le processus destiné à réduire ou supprimer les éléments polluants d'une eau usée (SIE-France, 2016). Pour y parvenir, il est nécessaire de concevoir et de mettre en place des équipements appropriés dont notamment une station d'épuration des eaux usées (STEP). Une STEP est un ensemble d'ouvrages (bassins, etc.) et d'équipements (pompes, etc.) vers lesquels sont convoyées les eaux usées et dont le fonctionnement adéquat permet de retirer tout ou partie de la charge polluante des eaux usées ; l'eau traitée qui en est issue peut être rejetée dans le milieu naturel (Désille, 2012) ou réutilisée. Il s'agit en fait d'un ensemble d'installations chargées de traiter les eaux provenant du réseau de collecte des eaux usées avant rejet dans le milieu naturel et ceci dans le respect de la règlementation en la matière (SIE-France, 2016). Le dimensionnement d'une station d'épuration dépend du débit des eaux usées produites et de leurs charges polluantes reliées au nombre d'habitants de l'agglomération considérée. Ces charges polluantes qui déterminent les paramètres de dimensionnement des stations d'épuration sont évaluées en équivalents-habitants. Un équivalent-Habitant (EH) représente le flux de pollution rejeté par habitant et par jour, et cette notation est utilisée pour caractériser la charge de pollution des eaux usées quelle que soit leur origine. Selon Rodier et al (2016) un EH en France correspond à la mesure des rejets d'une personne humaine par jour et qui est estimée à 70 g de MES, 60 g de DBO_5, 14 g d'azote, 4 g de phosphore et 150 L pour le volume de rejet. Le Système d'Information sur l'Eau de la France (2016) le définit aussi comme une unité d'évaluation de la pollution organique des eaux, représentant la quantité de matière organique rejetée par jour et par habitant. Cette unité est donc utilisée pour évaluer la capacité d'épuration d'eaux usées par une station. Le

transport des eaux usées et des ruissellements vers la station d'épuration est assuré par des canalisations qui sont aménagées dans l'aire géographique qu'elles drainent et qui constitue le bassin de collecte des eaux usées. On appelle aussi ces bassins de collecte des bassins versants.

Pour une simulation à long terme de la variabilité des eaux usées urbaines et du fonctionnement d'une station d'épuration afin d'améliorer le suivi de la performance de cette dernière, l'utilisation de modèles constitue une approche indispensable. On définit alors ici un modèle comme étant une représentation du système (station d'épuration d'eaux usées) qui le décrit tel qu'il existe et qui permet de prévoir comment il se comportera si l'on modifie dans son ensemble l'une de ses parties (Raven et al., 2008). En réalité, un modèle est une représentation simplifiée du système par une (ou plusieurs) équation (s), une courbe ajustée aux données, un schéma ou un dessin. Il répond à un objectif donné et permet de comprendre (faire une synthèse des connaissances ; tester des hypothèses), de prédire et tester des scénarii et de communiquer (entre scientifiques ; lors des négociations). D'après Kamel (2013), on distingue : le modèle qualitatif contre celui quantitatif ; le modèle déterministe contre celui stochastique ; le modèle descriptif (empirique) contre celui mécanistique ; le modèle dynamique contre celui statique et le modèle analytique contre celui numérique. Mais plusieurs autres classifications sont possibles tels que les modèles mécaniste, empirique et stochastique. D'après le triangle de Levins (1966), on distingue trois formes de modèles que sont les modèles conceptuels (schématisation des phénomènes qui porte sur des généralités), les modèles statistiques (portant sur des relations à un instant donné et sur des relations qui évoluent au cours du temps et qui portent sur des précisions) et les modèles mécanistiques (portant sur le réalisme).

S'agissant du modèle déterministe, il s'agit d'un modèle portant sur des données partant d'un état initial à un seul état final parfaitement connu sans aucun phénomène aléatoire ; l'état du système est entièrement déterminé par l'état précédent. Selon Kamel (2013), une même cause produit le même effet. Cela signifie qu'il n'y a aucun doute en ce qui concerne la forme du résultat et les données employés sont tout à fait connues et déterminées (http://lesdefinitions.fr/modele-mathematique). Par contre, le modèle stochastique intègre les phénomènes aléatoires et fait intervenir le hasard ; il part d'un état initial vers plusieurs états finaux ; l'état présent du système est aléatoire et ne dépend pas de l'état précédent (Kamel, 2013). Ce sont des modèles probabilistes, étant donné que l'on ne connaît pas le résultat

attendu mais plutôt sa probabilité de l'obtenir (http://lesdefinitions.fr/modele-mathematique). Quant qu'au modèle phénoménologique qui est un modèle mathématique, il exprime le résultat des observations d'un phénomène (http://fr.m.wikipedia.org) et qui, selon Ribau et al. (2005), est une approche scientifique des expériences vécues.

1.2. Typologie des eaux usées

On distingue généralement trois grandes catégories d'eaux usées selon leurs origines (Elskens, 2010) :

- les **eaux usées domestiques** : ensemble constitué d'eaux vannes (encore appelées eaux noires provenant des toilettes) et d'eaux grises (provenant de la cuisine, des douches ou bains, de la lessive) et éventuellement d'autres types d'eaux usées provenant des activités ménagères, dans les implantations résidentielles (UN-Water, 2017) ;
- les **eaux usées industrielles** : ce sont les eaux déchargées après avoir été utilisées ou produites par des procédés de production industrielle (UN-Water, 2017) ;
- les **eaux pluviales ou de ruissellement** : ce sont les eaux de pluie et d'autres formes de précipitations (par exemple fonte de neige), tombant sur les surfaces terrestres couvertes par des chaussées, des bâtiments et autres surfaces compactées qui ne permettent pas l'infiltration d'eau dans le sol. Ces ruissellements constituent une source majeure d'inondations urbaines et de pollution dans les communautés urbaines (UN-Water, 2017).

Sous forme graphique, la figure 1 présente la typologie des eaux usées.

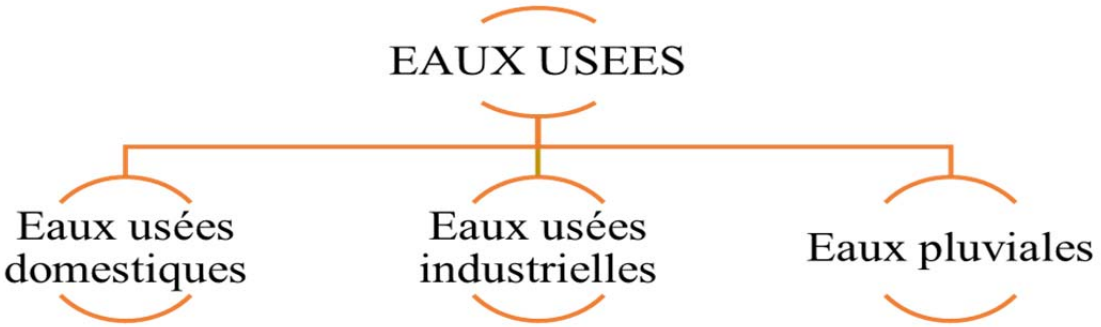


Figure 1 : Typologie des eaux usées

Les eaux usées domestiques ou le mélange de ces trois types d'eaux usées constituent les eaux usées urbaines et contiennent divers polluants.

1.3. Composition des eaux usées urbaines

La composition ou qualité des eaux usées est déterminée par la nature et les propriétés originelles des eaux, les produits résiduaires des ménages, des industries et de l'agriculture introduits dans l'eau lors des divers usages ainsi que des matières entrainées à la surface du sol et dans les réseaux d'égout (Erikson et al., 2003 ; Degrémont, 2005). Ces éléments en concentration élevée dans les eaux constituent des polluants. En fonction de leur nature on peut classer les divers polluants de l'eau en trois grandes catégories (Degrémont, 2005 ; Behra et al., 2013) : les polluants physiques, les polluants chimiques et les polluants biologiques.

Les **polluants physiques** sont entre autres la chaleur, la lumière, les radio-isotopes et les matières en suspension (MES). Ces dernières peuvent être formées de matières particulaires (facilement décantables par gravité) ou de matières colloïdales (séparables par des procédés physico-chimiques) et sont sous forme inorganique et organique.

Les **polluants chimiques** sont des composés chimiques qui ne peuvent pas (ou ne peuvent plus) être éliminés naturellement par l'écosystème et qui peuvent avoir un impact sur l'homme, la faune ou la flore. Ils peuvent être sous forme organique et inorganique (minérale).

Les substances inorganiques ou minérales regroupent les matières eutrophisantes et les métaux lourds. Les premières, tels le phosphore (sous forme de phosphates) et l'azote (sous forme de nitrates, nitrites et ammonium) sont des matières nutritives qui en excès dans l'eau, entraînent une prolifération des algues. Elles proviennent des rejets ménagers, industriels et des épandages agricoles. Quant aux métaux lourds, appelés souvent Eléments Traces Métalliques (ETM), on les trouve à l'état de trace dans l'eau où ils sont introduits lors des activités anthropiques telles que les exploitations minières, les productions industrielles ou artisanales.

Les matières organiques sont constituées de matières biodégradables et de matières non biodégradables :

- les matières organiques biodégradables sont celles utilisées par les microorganismes dans leur métabolisme (croissance et production d'énergie) et qui sont transformées en composées plus simples telles que CO_2, H_2O, N_2, etc… On distingue : i) les matières organiques rapidement biodégradables (glucides, acides gras volatils, alcools, amino-

acides) qui sont des substances de faible masse moléculaire pouvant traverser la membrane cellulaire et être immédiatement assimilables ; et ii) les matières organiques lentement biodégradables (protéines, lipides, acides nucléiques) qui sont constituées de substances nécessitant au préalable une étape d'hydrolyse pour les rendre assimilables (da-Silva, 2008) ;

- les matières organiques non biodégradables, quant à elles, sont constituées de substances d'origine naturelle et anthropique. Les matières organiques non biodégradables d'origine naturelle comprennent les substances humiques (acides fulviques, acides humiques et sous-produits dérivés), provenant de la dégradation microbienne des biomolécules (lipides, protéines, hydrates de carbone, lignine) dispersées dans l'environnement après la mort des cellules vivantes végétales et animales (Hudson, 2003). Parmi celles d'origine anthropique on peut citer :
    - les hydrocarbures ;
    - les détersifs et tensioactifs (produits liés à l'hygiène et à la cosmétologie) ;
    - les plastifiants (tels que les phtalates),
    - les alkylphénols (substances chimiques non-halogénées fabriquées presque exclusivement pour produire des éthoxylates d'alkylphénol, une famille de surfactants non anioniques) ;
    - les phytoestrogènes (œstrogènes végétaux) ;
    - les mycoestrogènes (œstrogènes fongiques) ;
    - les composés perturbateurs du système endocrinien, se retrouvant dans les pesticides, les produits chimiques industriels. On en trouve également dans certains médicaments tels que les phytoestrogènes utilisés pour lutter contre certains cancers, des maladies cardiovasculaires et neurologiques ainsi que l'ostéoporose chez les femmes ménopausées ;
    - les contaminants nouveaux (polluants émergents) qui comprennent une large gamme de produits chimiques utilisés dans la vie quotidienne, comme les produits pharmaceutiques et de soins corporels, les produits chimiques industriels et domestiques, les surfactants) ; et les solvants ; le tamoxifène (utilisé dans le traitement du cancer de sang) ; le paraben (utilisé comme conservateur dans de nombreux produits tels que les shampoings et gels de douche), etc.

Ces substances d'origine anthropique sont présentes volontairement ou accidentellement dans l'environnement aquatique (rejets urbains, rejets industriels, pratiques agricoles, combustion de combustibles fossiles). Elles sont pour la plupart inertes ou réfractaires aux procédés de traitement des eaux usées. Un grand nombre d'entre elles est toxique pour les êtres humains et les espèces animales aquatiques.

Les matières organiques constituent l'élément et le produit majeur des processus biogéochimiques contrôlant les écosystèmes. En effet, elles interviennent dans la disponibilité et la mobilité de nombreux constituants des eaux (Labanowski, 2004). Elles sont capables d'adsorber ou de complexer les micropolluants comme les pesticides ou les métaux lourds et d'assurer leur transport. Elles jouent un rôle primordial dans l'activité micro et macrobiologique des écosystèmes par la décomposition sous l'action des micro-organismes des composés organiques dissous et/ou particulaires (Jarret, 1986 ; Buffle, 1998 ; Zhao, 2011 ; Matar, 2013). Elles constituent pour l'ensemble du monde vivant la matière première nécessaire à l'élaboration de nouveaux éléments biologiques qui seront à leur tour décomposés (Labanowski, 2004 ; Zhao, 2011). La matière organique est donc à la fois un élément régulateur en jouant le rôle de nutriment et un élément perturbateur lorsqu'elle se retrouve en excès (Zhao, 2011) et entre en interaction avec les micropolluants et deviennent vecteur de contamination.

Les **polluants biologiques** sont les micro-organismes végétaux et animaux pathogènes que transportent les eaux usées. Les plus courants sont : i) les virus (certains se multiplient dans le système humain ou animal et sont excrétés dans les matières fécales lors d'une infection mais ne se reproduisent pas une fois à l'extérieur du corps), ii) les bactéries pathogènes (dont les plus fréquentes sont les salmonelles, les entéroques, *Escherichia coli* et autres) et les bactéries antibiorésistantes, iii) les helminthes (vers parasites), iv) les protozoaires (exemple des kystes de *Giardia sp.*, excrétés par les selles), v) les moisissures et levures et vi) les algues toxiques.

La figure 2 présente de façon succincte les polluants pouvant se retrouver dans les eaux usées urbaines tandis que le tableau I récapitule les différentes gammes de taille des matières polluantes.

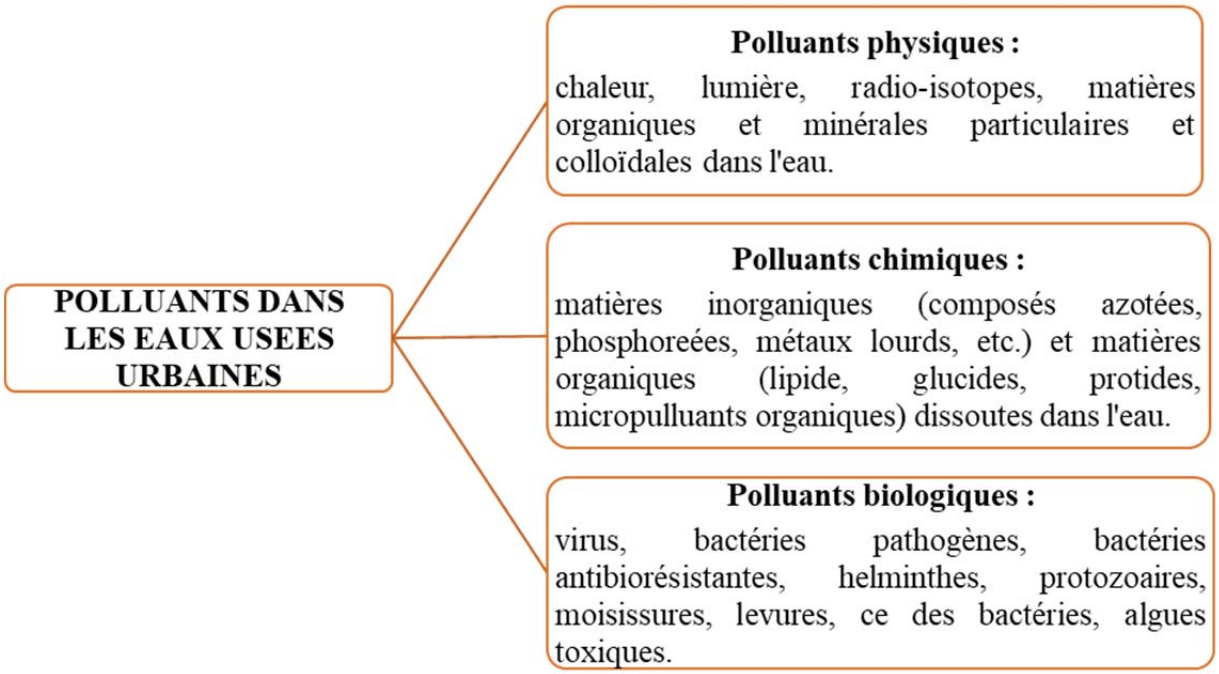


Figure 2 : Polluants des eaux usées urbaines

Tableau I : Tailles des matières présentes dans les eaux usées urbaines

Matières	Tailles
Matières solubles	$0{,}1.10^{-3}$ µm < ⌀ < 1.10^{-3} µm
Matières colloïdales	2.10^{-3} µm < ⌀ < 10 µm
Argiles – bactéries	0,1 µm < ⌀ < 1 µm
Limon	1 µm < ⌀ < 20 µm
Matières en suspension	1 µm < ⌀ < 1000 µm = 1 mm
Sables fins	50 µm < ⌀ < 200 µm
Sables moyens	200 µm < ⌀ < 2000 µm
Sables grossiers	2 mm < ⌀ < 10 mm

Source : Behra et al., 2013

Rejetées sans aucun traitement dans l'environnement, en particulier dans les écosystèmes aquatiques, les eaux usées urbaines présentent des risques pour le milieu récepteur et pour la santé humaine ; lesquels sont présentés ci-après.

1.4. Risques écologiques et sanitaires liés aux eaux usées urbaines

De nombreux risques écologiques et sanitaires émanent des déversements accidentels (ponctuels) et/ou habituels, des eaux usées urbaines non traitées dans les ressources en eau. Le tableau II en donne un aperçu.

Tableau II : Risques écologiques et sanitaires liés aux eaux usées urbaines

Polluants	Risques	
	Ecologiques	**Sanitaires**
Chaleur ; MES	Diminution du taux d'oxygène, faible pénétration de lumière, eaux troubles entrainant : perturbation de la photo-synthèse ; asphyxie des poissons par colmatage des branchies ; développement compromis des œufs ; développement limité des produits halieutiques.	Transport des polluants par les MES augmentant les risques d'absorption de substances toxiques par l'organisme humain.
Matières organiques	Perte d'oxygène dissous due à la biodégradation des fortes charges organiques, provoquant l'asphyxie et fuite des ressources halieutiques du mileu ; envasement des milieux aquatiques.	Favorise le développement d'organismes pathogènes pour l'homme.
Azote et Phosphore	Eutrophisation voire dystrophisation par excès des matières nutritives pour les algues, entrainant un bloom algal suivi d'asphyxie du milieu et mort des organismes végétaux et animaux ; toxicité due à l'ammoniac (NH_3) et aux nitrites (NO_2^-) pour la faune aquatique.	Nitrates : empoisonnement du sang chez les nourrissons par blocage de l'hémoglobine interdisant le transport de l'O_2 (maladie bleue) ; Nitrites : cancers à long terme chez les adultes (même à faible concentration) si associés à certains pesticides.
Métaux et micropolluants organiques	Non biodégradables ; Bioaccu-mulables dans les sédiments et dans la chaine alimentaire ; Inhibition de la croissance de certains organismes ; Perturbation endocrinien à travers la perturbation de la reproduction et des caractères sexuels de la faune aquatique (féminisation des poissons mâles) ; perte de la biodiversité perte de la biodiversité (exemple d'extinction des vautours par une menace toxique liée au diclofénac, etc.).	Troubles respiratoires, digestifs, nerveux ou cutanés ; Effets reprotoxiques (malformations, stérilité, troubles de la reproduction), mutagènes et cancérogènes ; Arsénic, Nickel et Chrome considérés aussi comme cancérigènes ;
Virus, bactéries, helminthes, protozoaires, moisissures, levures	Milieux impropres aux activités nautiques, culturels et touristiques.	Hépatite (A et E) ; problèmes gastro-intestinaux et respiratoires ; irritation des muqueuses ; vers intestinaux chez les humains ; diarrhée ; choléra ; paludisme, etc..

Sources : Rodier et al., 2016 ; Association Santé Environnement France, 2010 ; Picard et al., 2006 ; http://www.ecotoxicologie.fr/classement.php

1.5. Problématique liée aux eaux usées urbaines

1.5.1. Cadre général

Au cours des siècles passés, les utilisations humaines de l'eau n'ont eu initialement aucune incidence sur la disponibilité en eau car les ressources étaient abondantes par rapport à la population. C'est à partir du 19ème siècle que les besoins en eau ont augmenté fortement dans tous les secteurs d'activités. A l'échelle planétaire, les prélèvements d'eau ont été multipliés par un facteur de plus de sept entre les années 1990 et 1995, soit deux fois plus vite que le taux de croissance démographique (http://www.cieau.com/les-ressources-en-eau/dans-le-monde/ressources-en-eau-monde). Les faits suivants expliquent cette situation. En effet, estimée actuellement à 7,2 milliards, la population mondiale devrait augmenter de près d'un milliard de personnes au cours des douze prochaines années pour atteindre 8,1 milliards en 2025 et 9,6 milliards en 2050 (ONU, 2013). Elle augmente d'environ 80 millions de personnes par an, entraînant une augmentation de la demande en eau douce d'environ 64 milliards de mètres-cube par an (WWAP, 2010). Aujourd'hui, 54% de la population mondiale vit dans les zones urbaines et cette proportion devrait passer à 66% en 2050, soit 2,5 milliards de personnes supplémentaires dans les villes avec une croissance considérable en Afrique et en Asie (http://www.un.org/fr/development/desa/news/population/world-urbanization-prospects.html). Ces populations urbaines devraient aussi presque doubler en 40 ans passant de 3,4 milliards d'habitants à 6 milliards d'individus en 2050 (http://www.actualites-news-environnement.com/23230-pnue-eaux-usees.html).

Par conséquent, la production et le rejet d'eaux usées augmentent également. La collecte et le traitement de ces eaux usées qui normalement devraient automatiquement suivre la production et la distribution d'eau ne sont pas toujours assurés et surtout dans les pays pauvres du fait du manque d'infrastructures d'assainissement. Il en découle une pollution des ressources en eau recevant les eaux usées non traitées. Selon l'ONU, les pays à revenu élevé traitent en moyenne environ 70% des eaux résiduelles municipales et industrielles qu'ils produisent. Ce pourcentage tombe à 38% dans les pays à revenu intermédiaire supérieur et à 28% dans les pays à revenu intermédiaire inférieur. Les pays à revenu intermédiaire sont ceux ayant un niveau de vie plus élevé que les pays à faible revenu, et dont les habitants ont accès à plus de biens et de services mais beaucoup d'entre eux ne peuvent toujours pas subvenir à leurs besoins essentiels. Dans les pays à faible revenu, seuls 8% de ces eaux usées subissent un traitement. Les pays à faible revenu sont les pays ayant un niveau de vie plus bas et ayant

peu de biens et de services, et beaucoup de leurs habitants ne peuvent pas subvenir à leurs besoins essentiels. Ces estimations vont dans le sens de l'appréciation selon laquelle il est probable que plus de 80% des eaux usées du monde soient rejetées sans traitement (UN-Water, 2017). L'assainissement des eaux usées est encore de loin moins prioritaire par rapport à l'approvisionnement en eau potable. La preuve est que la cible mondiale des ODD (Objectifs de Développement Durable) pour l'eau potable a été atteinte et dépassée en 2010 alors que celle relative à l'assainissement n'a pas été atteinte même si des progrès ont été accomplis dans ce sous-secteur (OMS, 2015).

Les changements climatiques exercent aussi une pression sur l'assainissement des eaux usées et les ressources en eau. Par exemple, les inondations, les pluies très fortes et les tempêtes endommagent les systèmes d'assainissement existants. Lorsque les toilettes ou les stations de traitement sont inondées, les eaux usées non traitées se répandent dans l'environnement, entrainant une recrudescence des maladies hydriques, jusqu'à créer des catastrophes humanitaires telles que des épidémies de choléra, etc. (Coalition eau, 2016).

1.5.2. Cas des pays en développement

Dans les villes africaines, les réseaux d'assainissement sont peu développés. La proportion des familles ayant un service d'assainissement collectif est très faible avec 0 à 50% selon les villes (Hydroconseil, 2002). En région subsaharienne, la majeure partie des habitations sont équipées de systèmes individuels d'assainissement (comme les latrines traditionnelles ou latrines à fosses étanches) mais certaines habitations ne disposent d'aucun système d'assainissement (Seidl, 2006). Par exemple, dans la ville d'Abidjan (3,9 millions d'habitants en 2005) qui est une des plus importantes métropoles de l'Afrique, Soro et al. (2010) ont fait observer que la collecte des eaux usées est insuffisante car l'assainissement n'a pas suivi l'extension de la ville et la croissance démographique ; le système d'assainissement y est faible avec un taux de raccordement des ménages de 29% ; il présente des dysfonctionnements dus à la dégradation de la quasi-totalité des ouvrages avec un rejet d'importantes quantités d'eaux usées hors des systèmes d'égouts. Au Sénégal, selon Mbéguéré (2002), une frange importante des ménages (92,5%) sont en marge du réseau d'assainissement pour les eaux usées ; 2/5 des ménages (38%) ne disposent d'aucun système d'évacuation ; la seule possibilité qui leur reste est le rejet dans la nature. Seuls 7,3% des ménages étaient raccordés à un réseau et dans la seule région de Dakar (Mbéguéré, 2002). De

plus le réseau n'aboutit pas toujours à une station d'épuration. Pour les stations existantes, aucune ne fonctionne convenablement.

D'après le Programme Solidarité Eau (pS-Eau, 2018 ; https://www.pseau.org/fr/benin/contexte), au Bénin le taux d'accès à l'assainissement est de 17% en milieu rural et de 61% en milieu urbain. Le type d'assainissement des eaux usées existant est essentiellement individuel avec le plus souvent la séparation des effluents de toilettes (eaux noires ou eaux vannes) recueillis dans les latrines ou dans les fosses septiques et les eaux grises recueillies dans les puisards ; une bonne part des eaux grises est rejetée sur la voie publique et dans les ouvrages d'assainissement pluvial. Le tableau III suivant présente la situation sur l'ensemble du pays.

Tableau III : Situation de l'assainissement des eaux usées en milieux urbain et rural ainsi que dans les départements du Bénin

Milieux	Evacuation des eaux usées par les ménages						
	Dans la nature ou dehors (%)	Dans la cour (%)	Fosse septique ou puisard (%)	Caniveau fermé (%)	Caniveau à ciel ouvert (%)	Puits perdu (%)	Autre (%)
Bénin	**69,7**	**20,1**	**5,7**	**1,4**	**1,1**	**0,5**	**0,3**
Urbain	64,7	18,2	10,3	2,8	1,9	0,5	0,4
Rural	74,6	21,9	1,2	0,1	0,3	0,4	0,2
Littoral (Cotonou)	**57,0**	**9,6**	**20,6**	**7,2**	**3,5**	**0,4**	**0,8**
Alibori	78,2	15,7	1,3	0,4	1,1	0,4	0,1
Atacora	86,6	9,9	1,1	0,2	0,5	0,2	0,1
Atlantique	69,9	19,4	7,3	0,8	0,5	0,6	0,4
Borgou	74,0	15,0	5,0	1,7	2,3	0,4	0,1
Collines	72,6	23,5	1,1	0,3	1,1	0,3	0,2
Couffo	64,7	31,8	1,0	0,2	0,4	0,5	0,2
Donga	81,6	12,3	1,2	1,0	1,2	0,6	0,1
Mono	66,3	29,0	2,7	0,4	0,3	0,4	0,2
Ouémé	63,9	21,8	9,2	2,1	1,1	0,6	0,1
Plateau	66,7	28,7	1,4	0,6	0,6	0,9	0,1
Zou	71,5	22,5	3,3	0,4	0,3	0,7	0,4

Source : INSAE, 2016a ; Données RGPH4

L'usage de fosses septiques recueillant toutes les eaux usées (noires et grises) se développe dans les ménages comme dans les établissements non domestiques. Une proportion non

négligeable de la population a toujours recours pour ses besoins physiologiques à la défécation à l'air libre faute de disponibilité ou d'entretien des équipements. En dehors des systèmes individuels d'assainissement, quelques modèles de systèmes d'assainissement collectif existent mais ils sont pour la plupart défaillants. C'est le cas : i) des stations d'épuration de boues de vidange de Takon (département du Plateau) et de Parakou (département du Borgou) non fonctionnelles du fait de défectuosités techniques (MMEE-Bénin, 2007) ; ii) de la station de traitement des boues de vidange exploitée par la SIBEAU à Ekpè (département de l'Ouémé), qui est surchargée et dont les effluents septiques s'infiltrent dans la nappe phréatique du fait des défauts d'étanchéité des bassins de lagunage ; iii) du réseau d'assainissement et de la station de traitement de Tokpa-Zoungo à Abomey-Calavi (département de l'Atlantique), recevant les eaux grises du marché voisin et d'un petit nombre d'habitations environnants, qui semblent déjà atteindre sa limite de performance en son état actuel ; iv) du réseau d'assainissement de la Cité Houéyiho à Cotonou, collectant les eaux vannes d'un ensemble de ménages vers des fosses septiques puis vers un lit d'épandage, qui n'est plus entretenu et dont les eaux usées s'infiltrent sans contrôle dans le sol (ce système est en cours de réfection dans le cadre du PUGEMU) et ; v) de la station de traitement des eaux usées de la cité « Vie Nouvelle » à Cotonou (département du Littoral), qui n'est plus fonctionnelle depuis la fin des années 1990 et dont les eaux usées (eaux noires et grises) sans traitement, sont déversées dans le milieu marin (MUHA et al., 2015).

Cotonou, constituant à elle seule le département du Littoral, a la plus grande population, en comparaison avec les autres départements du Bénin (de l'ordre de 680 000 habitants) (INSAE, 2016a). Il présente des taux d'évacuation des eaux usées de 57% dans la nature ; 20,6% dans les fosses septiques et puisards ; 9,6% dans les cours ; 7,2% dans les caniveaux fermés et 3,5% dans les caniveaux à ciel ouvert (INSAE, 2016a). Les problèmes de l'assainissement en général et de la gestion des eaux usées en particulier y sont très perceptibles. Les systèmes d'assainissement d'eaux usées existants ne jouent que partiellement leur rôle de préservation de l'environnement et de protection sanitaire des personnes, du fait de l'insuffisance d'infrastructures appropriées, de la défaillance de celles existantes et aussi de l'incivisme des populations. On observe à travers la ville :

- ✓ la coexistence d'eaux usées et de déchets solides de toutes sortes dans les collecteurs et à la surface de certaines zones habitées (Figure 3) ;

- ✓ l'infiltration des eaux usées dans le sol, polluant la nappe phréatique très affleurante qui est utilisée par une frange de la population comme source d'approvisionnement en eau (de vaisselle, de lessive, d'hygiène corporelle, etc.) (Figure 4). Une enquête qui avait été réalisée par la DHAB a révélé une prévalence de pollution bactériologique et chimique sur la totalité des puits investigués (MMEE-Bénin, 2007) ;
- ✓ le déversement dans le chenal de Cotonou des eaux usées non traitées provenant des collecteurs, et des toilettes de fortune installées aux abords du chenal par les riverains ainsi que des déchets solides divers (Figure 5) ;
- ✓ la défectuosité des quelques systèmes de traitement collectifs existants dans la ville, comme c'est le cas de la STEP de la cité « Vie-Nouvelle » qui rejette ses effluents non traités vers l'océan (Figure 6).

Source : Enquête terrain, 2015

Figure 3 : Coexistence des eaux usées urbaines et des déchets solides dans les collecteurs et proches de certaines habitations dans la ville de Cotonou

Source : Enquête terrain, 2015

Figure 4 : Exemple d'eaux polluées de puits à Cotonou

Source : Enquête terrain, 2015

Figure 5 : Eaux usées urbaines non traitées et déchets solides se déversant dans le chenal de Cotonou

Source : MUHA et al., (2015) (1ère image) ; Enquête terrain, 2015 (2è et 3è images).

Figure 6 : Rejet des eaux usées domestiques non traitées de la STEP de la cité « Vie-Nouvelle » vers la mer

Ainsi, les défis liés à l'assainissement des eaux usées dans les pays pauvres et en particulier au Bénin, sont l'accès des populations aux infrastructures d'assainissement et l'entretien de celles-ci, la prise de conscience des populations pour une meilleure gestion des déchets en vue d'assurer une meilleure protection de la santé humaine et environnementale. Pour relever ces défis, il importe de mettre effectivement en application les textes nationaux et internationaux en matière d'environnement, dont notamment le Décret n°2001-109 du 04 avril 2001 fixant les normes de qualité des eaux résiduaires au Bénin, les accords internationaux ratifiés par le Bénin telle que la Convention d'Abidjan relative à la valorisation des milieux marins et des zones côtières et le Programme d'Action Mondiale de lutte contre la pollution due aux activités terrestres.

Le manque d'assainissement dans nos pays pauvres augmente la fréquence de survenue des maladies telles que les diarrhées, les dysenteries, le paludisme. Selon l'OMS, ces maladies représentent 13% des causes de mortalité chez les enfants de moins de cinq ans dans le monde (UNESCO et al., 2004). Chaque année plus de 340 000 enfants de moins de cinq ans, soit près de mille par jour, décèdent des suites de ces maladies en raison d'un mauvais assainissement, d'une hygiène médiocre ou d'une eau insalubre, tandis qu'environ 161 millions d'enfants souffrent de retards de croissance ou de malnutrition chronique, lié aux mêmes causes (OMS, 2015).

Le manque d'assainissement constitue également une perte économique. En effet, selon le Secrétaire Général de l'ONU (http://pourunmondesolidaire.com/journee-mondiale-toilettes/), cette perte à l'échelle mondiale est évaluée à 260 milliards de dollars par an. L'Afrique subsaharienne y contribue pour environ 5% de son PIB soit 28,4 milliards de dollars chaque année (Désille, 2012). Par ailleurs, la pollution de la ressource eau entraine une réduction considérable des fonctions des écosystèmes aquatiques avec des conséquences parfois irréversibles. Elle provoque une baisse de productivité en ressources halieutiques qui peut déboucher sur l'extinction de certaines espèces locales (UN-Water et al., 2010). Au Bénin, selon une étude faite pour la Direction Générale de l'Eau, les maladies hydriques représentent au moins 49% de la situation épidémiologique au Bénin (MMEE-Bénin, 2007).

Pour faire face à ces problèmes, le Ministère de l'Urbanisme, de l'Habitat et de l'Assainissement (MUHA), actuel Ministère du Cadre de Vie et du Développement Durable (MCVDD) et l'Agence d'Exécution des Travaux Urbains (AGETUR), à travers le Projet d'Urgence de Gestion Environnementale en Milieu Urbain (PUGEMU), dans sa composante C relative à l'« Appui à la gestion des eaux usées », ont élaboré un Plan Directeur d'Assainissement des eaux usées de la conurbation de Cotonou, Abomey-Calavi, Sèmè-Podji et Porto-Novo, qui prévoit des aménagements dans la ville de Cotonou à l'horizon 2035, tels que :

- ✓ l'installation de deux stations de traitement des boues de vidange ; une dans la partie « ouest » de Cotonou (STBV OUEST) et l'autre dans la partie « est » (STBV EST) ;
- ✓ l'installation de deux stations d'épuration des eaux usées domestiques ; les effluents recueillis des fosses seront collectés par réseau de petit diamètre et conduits vers les stations pour traitement ; l'une sera installée dans la partie « ouest » de Cotonou et l'autre dans la partie « est » ; la réhabilitation du réseau de la cité « Vie-nouvelle » et la reconstruction de la station d'épuration avec une procédé à disque biologique ; et
- ✓ la reconstruction du système d'assainissement collectif de la Cité Houéyiho.

1.5.3. Cas des pays développés

La situation est tout autre dans les pays développés. L'assainissement des eaux usées y est plus ou moins bien développé. Comme cela a été dit précédemment, environ 70% des eaux résiduelles municipales et industrielles produites dans ces pays sont traitées avant rejet (UN-

Water, 2017). En 2009, dans près de la moitié des pays membres de l'Union Européenne, (80% au moins de la population) est reliée aux réseaux de collecte et stations d'épuration. La situation atteint 99% aux Pays-Bas, 97% en Angleterre, au Pays de Galles et en Suisse, 95% en Allemagne et au Luxembourg, etc. (http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Water_statistics/fr#Le_traitement_des_eaux_us.C3.A9es). En France, les eaux usées sont impérativement collectées et traitées. Environ 20% de la population sont concernés par l'assainissement non collectif (MEDDE-France et al., 2014) et 80% (soit environ 55 millions de personnes) raccordés à un système d'assainissement collectif (http://www.developpement-durable.gouv.fr/Assainissement-des-eaux-usees,24499.html).

Jusqu'en 2007, la France faisait piètre figure en matière de traitement des eaux usées face aux exigences européennes. Toutes les installations n'étaient pas conformes aux normes en termes de traitement des matières organiques et/ou des nutriments (azote et phosphore) (http://www.planetoscope.com). Afin de mettre en conformité ses installations, un plan d'action (2007-2011) a été lancé par le gouvernement et a mobilisé 4,5 milliards d'euros par an avec en 2009, 11,1 milliards (http://www.developpement-durable.gouv.fr/Assainissement-des-eaux-usees,24499.html). La gestion des eaux usées est le premier poste de dépense de protection de l'environnement avec 82% pour l'assainissement collectif, 10% pour la gestion des eaux usées industrielles et 8% pour l'assainissement autonome des ménages (http://www.planetoscope.com/eau-oceans/637-depenses-de-gestion-des-eaux-usees-en-france-en-euros-.html). Le plan d'action 2007-2011 a connu un bilan positif mais les actions se poursuivent dans le cadre d'un nouveau plan d'action (2012-2018) pour achever les mises en conformité et maintenir dans le temps la performance des installations. En 2014, on dénombrait sur l'ensemble du territoire français, 19398 agglomérations d'assainissement reliées à 19 688 STEP. Parmi ces agglomérations 3 605 comptent plus de 2 000 EH, reliés à 3728 STEP (http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/). 99,9% des Communes de plus de 2000 habitants sont aujourd'hui reliées à une station de dépollution (http://www.cieau.com/les-ressources-en-eau/en-france/la-protection-ressources). En France comme dans les autres pays développés, il est constaté de nos jours que les STEP conçues dans l'ensemble pour dégrader la pollution carbonée, azotée et phosphorée, n'éliminent que très partiellement voire pas du tout bon nombre de micropolluants qui se retrouvent dans les milieux de rejet où selon leur concentration, ils peuvent dégrader la qualité de l'eau. Cela fait des STEP, un vecteur des micropolluants vers les milieux aquatiques (Abegglen et al., 2012 ; Stereau, 2013).

La Métropole de Grand-Nancy, en ce qui la concerne, est une agglomération d'assainissement de plus de 2 000 EH, où tous les habitants sont reliés à un réseau d'assainissement collectif acheminant les eaux usées vers une STEP. Les défis ici comme dans la plupart des pays développés sont l'amélioration de la performance des STEP et la maitrise des micropolluants. Ces défis font l'objet de nombreuses recherches dans le secteur de l'assainissement des eaux usées pour une amélioration ou la restauration de la qualité des ressources en eau (dont nombreuses sont des sources de production d'eau potable) conformément à la Directive Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE).

Pour apporter notre contribution aux diverses recherches, nos travaux de thèse s'orientent vers l'axe de l'amélioration de la performance des STEP. Notre question de recherche est de savoir comment varient les eaux usées urbaines tant du point de vue quantitatif et qualitatif dans les milieux béninois et français en fonction des contextes géographiques, socio-économiques et culturels de chaque pays. Ces données sont utiles pour contribuer au développement d'un outil de prédiction de la caractérisation des eaux usées (débit et composition). Cet outil permettra de simuler les caractéristiques des eaux usées d'un site donné. Il pourra permettre de combler les lacunes dues aux données manquantes d'échantillonnage et permettre de créer des scénarii de perturbation de variabilité des eaux usées en entrée de STEP pour une amélioration des stratégies de contrôle des STEP. Les caractéristiques des eaux usées brutes en termes de débit et de concentrations servent de données de base lors d'un projet de station d'épuration et permettent le suivi des performances épuratoires et le réglage du process en cours d'exploitation (Le Pen et al., 1998).

Conclusion partielle

La dépollution des eaux usées est une étape très importante du processus de gestion intégrée de l'eau. Mais force est de constater que l'inexistence ou l'insuffisance de ressources financières, matérielles et techniques font que cette étape ne constitue pas une priorité dans les pays en développement. De ce fait la santé des populations et de l'environnement s'en trouve affectée sans oublier l'état de l'économie des pays qui en prend un coup. L'accès aux infrastructures d'assainissement des eaux usées, l'entretien et la maintenance de celles existantes constituent le défi majeur pour ces pays dont le Bénin. Par contre dans les pays développés comme c'est le cas en France, le secteur de l'assainissement urbain bénéficie d'une grande attention de la part des autorités politico-administratives tant au niveau local que

national et par conséquent occupe le premier poste de dépense de protection de l'environnement. Dans ces pays, l'élimination des pollutions carbonée, azotée et phosphorée est maitrisée et plus ou moins bien assurée. Les défis à relever aujourd'hui sont l'amélioration de la performance des STEP de façon durable et la maitrise des micropolluants (Abegglen et al., 2012 ; Stereau, 2013). Pour ce faire nous nous emploierons à travers les résultats des présents travaux de thèse à contribuer au développer d'un outil de prédiction de la caractérisation (débit et composition) des eaux usées.

CHAPITRE 2 : VARIABILITÉ DES EAUX USÉES URBAINES

Les eaux usées urbaines selon leurs origines sont caractérisées par une variabilité en débit et en composition. Ces variations sont fonctions des habitudes alimentaires des populations qui produisent ces eaux usées urbaines, du milieu rural ou urbain de leur provenance, de la densité de la population, du mode et du niveau de vie des populations, des conditions d'écoulement dans le réseau d'assainissement ainsi que des évènements pluvieux. Ces variations constituent une contrainte pour les stations d'épuration. Donc il est important de maîtriser cette variabilité (tant quantitative que qualitative) des eaux usées urbaines alimentant une station d'épuration. En effet, maîtriser la variabilité quantitative permettrait de réguler les charges d'eau en entrée d'une station d'épuration et maîtriser la variabilité qualitative permettrait de détecter un incident sur le réseau d'assainissement où les sources de pollution sont diverses et variées.

2.1. Variabilité quantitative des eaux usées urbaines

La quantité d'eaux usées produite est liée à la quantité d'eau consommée pour les divers usages. Elle croît avec l'augmentation des besoins en eau et du confort dont jouissent les populations. Le volume d'eaux usées domestiques représente environ 80% des besoins en eau, c'est-à-dire des eaux utilisées pour diverses activités (Botho et al., 1990). La quatité d'eaux usées urbaines, produite par une agglomération ainsi que leurs débits en entrée d'une STEP, constituent des paramètres très importants pour la conception, l'exploitation, le fonctionnement, le suivi et le contrôle de la STEP. Ils permettent d'avoir une idée du volume d'eau à gérer et influencent également la concentration des polluants.

Le tableau IV présente les facteurs influençant la quantité d'eaux usées à produire. Notons que la consommation d'eau par ménage (* dans le tableau IV) est d'autant plus élevée que la taille du ménage est d'autant plus élevée ; cependant, lorsque la consommation d'eau est exprimée par personne celle-ci diminue lorsque la taille du ménage augmente (exemple : en région Wallonie, un ménage d'une personne consomme en moyenne 113 L/hbt/jr, alors qu'un ménage de quatre personnes consomme en moyenne 65 L/hbt/jr, soit 45% de moins) (Aquawal S.A, 2009). En effet, les statistiques montrent que la consommation moyenne d'eau de réseau par personne diminue avec la taille des ménages du fait des économies d'échelle.

Ceci est lié au fait que la quantité d'eau minimale à fournir à un ménage ne varie pas proportionnellement au nombre de personnes du ménage mais plutôt en fonction du nombre d'unités de consommation (Smets, 2016).

Tableau IV : Facteurs influençant la production d'eaux usées domestiques

Facteurs	Influence sur la quantité	
	Diminue	Augmente
Elévation du niveau de vie		+
Urbanisation plus dense		+
Augmentation de la taille des ménages*	-	
Zone plus fortement industrialisées		+
Zones résidentielles (villas)		+
Habitat social	-	
Zones agricoles sans irrigation	-	
Climat plus chaud		+
Fourniture d'eau suffisante		+
Mauvaise qualité de l'eau	-	
Pression plus élevée dans le réseau		+
Mesure du débit de l'eau prélevée	-	
Prix de l'eau plus élevée	-	
Existence d'un réseau d'assainissement		+

Source : Botho et al., 1990

2.2. Variabilité qualitative des eaux usées urbaines

Les eaux usées urbaines sont caractérisées par une composition physico-chimique variable en fonction de plusieurs facteurs évoqués précédemment. Ne pouvant quantifier individuellement chaque type de composants ou polluants, des paramètres spécifiques sont définis pour évaluer globalement les différents types de pollution liés aux différents polluants. Ces paramètres ou indicateurs sont basés sur des réactions chimiques, biochimiques et biologiques qui ont lieu au niveau de ces eaux usées urbaines. Certains paramètres très importants et usuels caractéristiques de la composition des eaux usées urbaines, sont présentés ci-après.

La **température** : elle a une influence sur les équilibres chimiques et les vitesses de réaction aussi bien chimiques que biologiques. Les changements de température influencent la vie

aquatique. Une température élevée (supérieure à 20 °C) favorise le développement des micro-organismes dans les canalisations en même temps qu'elle peut intensifier les odeurs. Par contre une température inférieure à 10 °C ralentit les réactions chimiques dans les différents traitements des eaux.

Le **pH** : c'est l'un des paramètres les plus importants de la qualité de l'eau. Il permet de définir le caractère agressif ou incrustant d'une eau. Il joue sur les équilibres chimiques et biologiques et a une importance primordiale sur de nombreuses étapes de traitement, comme la coagulation/floculation, la rétention des métaux sur les filtres, la désinfection, les traitements de finition (mise à l'équilibre, décarbonatation, adsorption, ozonation, nanofiltration) et la plupart des traitements spécifiques (nitrification, dénitrification, déferrisation, démanganisation, élimination de nombreux métaux et métalloïdes).

Le **potentiel d'oxydo-réduction ou potentiel redox :** il renseigne sur l'état des eaux usées par rapport à la présence d'oxygène (aérobie, anoxie, anaérobie) et leur degré de septicité. Un potentiel négatif caractérise un milieu réducteur et un potentiel supérieur à 300 mV révèle un milieu oxydant anormal. La septicité de l'effluent conduit à la formation de sulfures et provoque le dégagement d'hydrogène sulfuré. C'est un très bon indicateur tant au niveau de la chimie de l'eau (dissolution ou précipitation des métaux, oxydation par l'oxygène, par photolyse ou par dégradation des composés organiques dont les micropolluants, etc.) qu'à celui de l'activité microbiologique. Il est également important en traitement physico-chimique des eaux propres (déferrisation, oxydation par l'oxygène ou par un oxydant chimique) et en épuration des eaux usées (milieu aérobie/ anaérobie, septicité, etc.).

La **conductivité électrique** : elle permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau et d'en suivre l'évolution. Elle dépend de la température de l'eau.

La **turbidité** : elle est due aux matières en suspension dans l'eau notamment les colloïdes (argiles, limons, grains de silice, etc., …). Elle permet l'appréciation de l'abondance de ces matières. Elle est l'inverse de la transparence ou de la limpidité de l'eau. Sa mesure est très utile pour le contrôle d'un traitement mais ne donne pas d'indication sur la nature, la concentration, la taille des particules en suspension qui doivent faire l'objet de mesures spécifiques. Lors du traitement de l'eau, elle constitue une gêne pour l'efficacité des

traitements de désinfection, donc doit être éliminée avant toute opération de désinfection et plus généralement de finition ou d'affinage.

Les **Matières En Suspension (MES)** : elles renseignent sur les éléments particulaires (minéraux ou organiques) contenus dans l'eau. Elles adsorbent en moyenne à 90%, la majorité des toxiques tant minéraux qu'organiques (Vilagines, 2010). La turbidité est liée à leur teneur en ces particules.

La **Matière Sèche (MS) :** elle correspond au produit issu de la déshydratation de l'échantillon. C'est le résidu sec de l'eau obtenu après évaporation totale de l'échantillon d'eau à une température donnée. Ce résidu inclus à la fois les matières organique et minérale.

Les **Matières Volatiles en Suspension (MVS)** : elles correspondent à la matière organique en suspension volatilisées après calcination du résidu sec à une température donnée.

La **Demande Biochimique en Oxygène (DBO)** : c'est la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes pour l'oxydation par voie biochimique des matières organiques contenues dans un litre d'échantillon d'eau. Elle évalue la quantité de matières organiques biodégradables en mesurant l'oxygène consommé par les bactéries pour leur dégradation. Au bout de cinq jours, la minéralisation peut ne pas être complète mais prend en compte la majeure partie de la matière organique, d'où la DBO_5. Ce paramètre utilisé pour évaluer la charge organique des eaux résiduaires, permet entre autres paramètres de dimensionner les ouvrages d'épuration et mesurer leur performance. Elle s'exprime mg O_2/L.

La **Demande Chimique en Oxygène (DCO)** : c'est la quantité d'équivalent d'oxygène nécessaire pour oxyder par voie chimique les matières oxydables présentes dans un litre d'eau, quelle que soit leur origine organique ou minérale (tout ce qui peut être chimiquement oxydée). Elle représente la totalité de la matière biodégradable et réfractaire à l'activité biologique. Elle s'exprime mg O_2/L.

L'**indice de biodégradabilité :** il est donné par le rapport DCO/DBO_5 et permet d'évaluer l'aptitude d'une eau à s'autoépurer par biodégradtion de la matière organique. En traitement des eaux résiduaires, il est d'un intérêt primordial car conditionnant le choix du procédé de traitement, soit par voie biologique soit par voie physico-chimique. Cet indice s'avère également très utile pour le suivi de l'efficacité de traitements biologiques. Dans le cas où une eau résiduaire urbaine contient une majorité de composés organiques biodégradables le

rapport est compris entre 1,5 et 2,5. Plus l'indice se rapproche de 1, plus il indique la biodégradabilité d'un rejet d'eaux usées. De façon générale, lorsque :

- $DCO/DBO_5 < 3$ on a un effluent facilement biodégradable,
- $3 < DCO/DBO_5 < 5$ on a un effluent moyennement biodégradable et
- $DCO/DBO_5 > 5$ on a un effluent difficilement biodégradable voire non biodégradable.

La Matière Oxydable (MO) : ce paramètre permet également une évaluation globale de la pollution organique de l'eau. Sa détermination se fait par une moyenne pondérée de la DCO et de la DBO_5 de la façon suivante : $MO = (2DBO_5+DCO) / 3$. Il est très utile pour évaluer la charge polluante des établissements industriels afin d'étudier leur possibilité de raccordement au réseau d'assainissement communal.

Le Carbone Organique Total (COT) : ce paramètre permet de déterminer aussi la quantité de matières organiques (naturels ou de synthèse) présentes dans l'eau. Suivant que l'eau a été préalablement filtrée ou non, on mesure le Carbone Organique Dissous (COD) ou le Carbone Organique Total. Cette mesure ne donne aucune indication sur les composés organiques présents dans l'eau. Elle peut faciliter l'estimation de la demande en oxygène des rejets.

L'**absorbance à 254 nm** : c'est l'absorption par les molécules, de rayonnements électromagnétiques UV à la longueur d'onde de 254 nm. Elle renseigne sur les matières organiques dissoutes contenues dans l'eau plus spécifiquement sur les caractéristiques de la MO telles que l'aromaticité, la taille des macromolécules, etc. Elle est caractéristique de la présence de carbones insaturés comportant des doubles liaisons, incluant les composés aromatiques. L'absorbance à 254 nm permet de calculer **l'absorbance UV spécifique (SUVA** en anglais ou Specific UV Absorbance), un indicateur de la présence de la fraction aromatique qui permet à son tour de calculer le taux d'aromaticité de la matière organique dissoute. La quantité des noyaux aromatiques dépend du type de matières organiques et de son origine. Les composés aromatiques sont généralement récalcitrants à la biodégradation. Pour une même quantité de COD, une diminution de l'absorbance UV à 254 nm résulte donc habituellement en une augmentation de la biodégradabilité de la matière organique (Bernier, 2015). Les composés organiques avec des valeurs élevées de SUVA ont une faible biodégradabilité en raison de la présence accrue de groupements aromatiques et d'autres configurations insaturées. Autrement dit, une augmentation du SUVA reflète une plus grande humification, aromaticité et hydrophobicité de la matière organique dissous, ce qui induit une

biodégradabilité plus faible (Bernier, 2015). La règle générale veut que la matière organique dissoute d'une eau ayant un SUVA inférieur à 2 L/(mg C) soit composée principalement de substances non-humiques (et d'une hydrophobicité plus faible), alors que pour un SUVA supérieur à 4 L/(mg C), la matière organique dissoute est constituée majoritairement de substances humiques avec des masses molaires élevées (Kiwa, 2006 ; Nkambule et al., 2011). Un SUVA qui se situe entre 2 et 4 L/(mg C) indique une matière organique dissoute constituée d'un mélange de substances humiques aquatiques et d'autres composés organiques naturels (Bernier, 2015). La nature des différentes matières organiques pourrait être déterminée par la fluorescence de ces matières, suite aux analyses d'absorbance. La fluorescence est l'émission de lumière par des électrons excités qui reviennent à l'état fondamental en émettant des photons (Rodier et al., 2016).

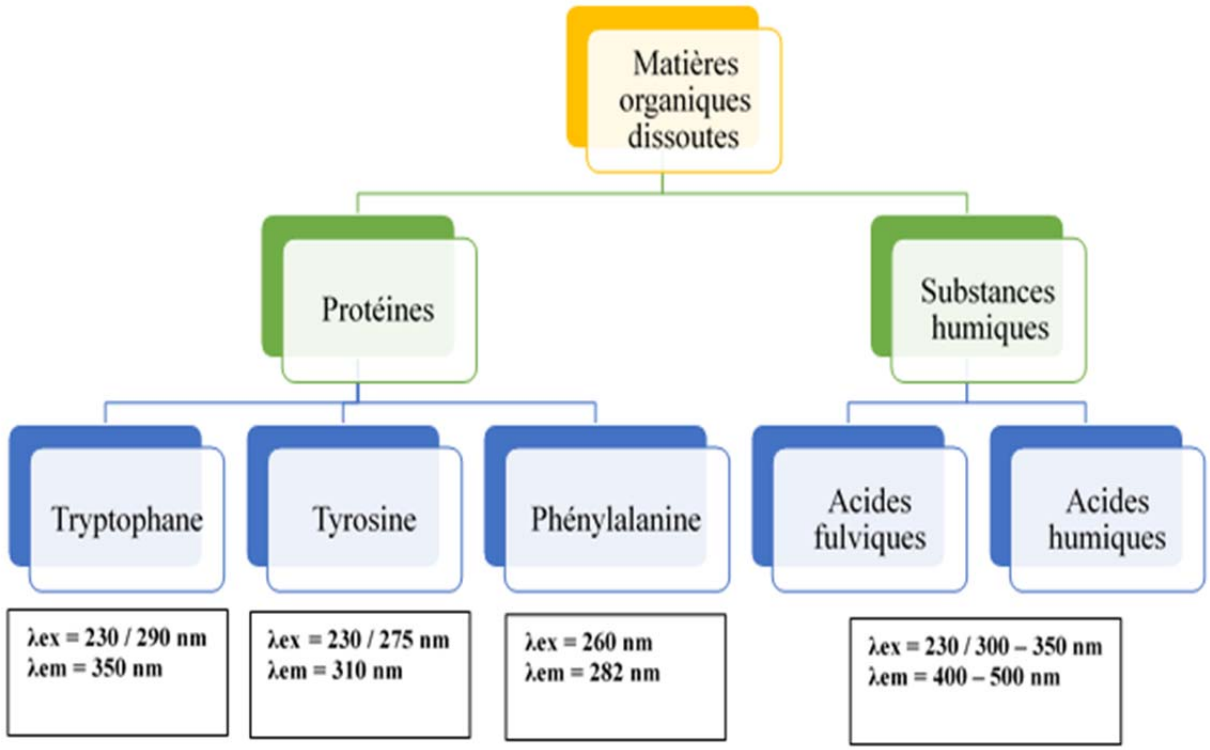
L'absorbance à 254 nm renseigne également sur l'efficacité de traitement visant à éliminer et inactiver les pathogènes. Elle constitue un indice de « demande en UV » c'est-à-dire de la quantité de rayonnement nécessaire pour décontaminer une eau (l'inactivation des micro-organismes est réalisée en quelques secondes par l'irradiation UV) ; en effet, les eaux usées brutes sont ainsi stabilisées. Elle constitue également un critère de qualité et on peut décider de la qualité d'une eau à partir de son absorbance à 254 nm ou selon le pourcentage de transmission (T) de la lumière (**absorbance = -log T)**. Nous avons :

Absorbance (unité/cm)	% Transmission	Niveau qualité eau brute
0,022	95 %	Excellente
0,071	85 %	Bonne
0,125	75 %	Passable

Une eau dont le pourcentage de transmission est inférieur à 70 ou 75 %, ne doit pas être désinfectée aux UV car ces derniers seront absorbés plutôt que d'assurer l'inactivation recherchée (Toutant et al., Inc. ; CEAEQ, 2016).

La **fluorescence :** c'est l'émission de lumière par des électrons excités qui reviennent à l'état fondamental en émettant des photons (Rodier et al., 2016) ; sa mesure permet une classification des matières organiques dissoutes contenues dans les eaux usées. Dans le mélange hétérogène complexe de la matière organique dissous des eaux, les protéines et les substances humiques sont principalement étudiées par fluorescence (Assaad, 2014). Ces

fluorophores de la matière organique dissoute sont représentés schématiquement à la figure 7. Ils émettent à des longueurs d'onde d'excitation et d'émission spécifiques qui permet leur identification.



Source : Assaad, 2014

Figure 7 : Représentation schématique des fluorophores de la matière organique dissoutes avec leurs longueurs d'onde d'excitation / émissions spécifiques

L'**azote** : l'azote présent dans les eaux résiduaires peut avoir un caractère organique ou minéral. L'azote organique est principalement constitué des composés tels que les protéines, les polypeptides, les acides aminés, l'urée. Ils sont le plus souvent retrouvés à de très faibles concentrations. L'azote minéral se présente sous la forme d'ammonium (NH_4^+), de nitrates (NO_3^-) et de nitrites (NO_2^-). L'ammonium (NH_4^+) encore appelé azote ammoniacal forme un équilibre acido-basique avec l'ammoniac NH_3 (forme non dissociée dans l'eau). L'azote ammoniacal constitue la majeure partie de l'azote total ou global des eaux résiduaires domestiques. Ainsi, l'azote total est la somme de l'azote organique et de l'azote minéral. L'ensemble de l'azote ammoniacal et de l'azote organique (formes réduites de l'azote) constitue l'azote Kjeldahl (NTK). L'azote ammoniacal traduit un processus de dégradation incomplète de la matière organique. En milieu oxydant, il se transforme en nitrites puis en

nitrates induisant une consommation d'oxygène. Il est le principal indicateur de la pollution d'origine humaine. Pour la toxicité de la faune piscicole d'eau douce, il est reconnu que ce n'est pas la forme ammoniaque ionisée (NH_4^+) qui est toxique mais la forme ammoniaque non ionisée (NH_3), dont la proportion dépend du pH et de la température de l'eau. Le taux de NH_3, peut être calculé par la formule : $NH_3=(NH_4^+x1)/[1+10^{(10-pH-0,03t)}]$ avec « t » la température. La toxicité s'élève rapidement et devient aiguë selon les espèces entre 0,6 et 1,5 mg/L, les salmonidés étant les plus sensibles. En dessous d'une concentration de 0,1 mg/L, il ne se passe généralement rien mais le seuil de sécurité devrait se situer aux environs de 0,02 à 0,04 mg/L de NH_3 (Rodier et al., 2016). Les **nitrites (NO_2^-)** proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque (la nitrification n'étant pas conduite à son terme), soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante. C'est un stade intermédiaire. Ils ont une toxicité très significative en raison de leur pouvoir oxydant et peuvent avoir une action méthémoglobinisante. En ce qui les **nitrates (NO_3^-),** toutes les formes d'azote (organique, ammoniaque, nitrite, ...) sont susceptibles d'en être à l'origine par un processus d'oxydation biologique. Ils participent aux phénomènes d'eutrophisation en stimulant la flore aquatique. C'est la forme d'azote la plus utilisée par les végétaux, qui peuvent toutefois utiliser également les nitrites, l'azote organique, voire l'azote gazeux. Cette dernière possibilité fait que l'azote n'est pas dans l'eau un vrai facteur limitant de l'eutrophisation. En période de faible oxygénation, les nitrates peuvent jouer le rôle de donneurs d'oxygène et éviter l'anaérobiose. Ils ont une toxicité indirecte par le fait qu'ils se transforment en nitrites. Dans les rejets urbains d'origine humaine, l'azote provient principalement des urines ; les selles ne représentent qu'environ le dixième de la quantité totale éliminée. L'azote d'origine industriel provient non seulement d'industries chimiques (papier, textile, acier, etc…) mais aussi d'installations agro-alimentaires (brasseries, abattoirs, sucreries, etc.). On trouve dans les eaux usées urbaines environ 60% d'azote ammoniacal et 40% d'azote organique (Rodier et al., 2016).

Le **phosphore :** dans les eaux usées, il peut se rencontrer sous forme de sels minéraux (orthophosphates et polyphosphates) et sous forme de composés organiques. Ainsi le phosphore total est égal à la somme du phosphore organique et du phosphore minéral**.** Ces composés sont soit solubles ou soit fixés sur les matières en suspension. Dans les eaux usées, la part des rejets humains ne représente que 30 à 50% du phosphore total ; le reste provient des produits de nettoyage (Rodier et al., 2016). La fraction minérale est issue des produits lessiviels et la fraction organique est d'origine humaine provenant des composés de type

phosphoprotéines, phospholipides, nucléoprotéines, etc., présents dans toutes matières organiques. La détermination du phosphore permet de juger des conditions de traitement biologique des effluents et des risques liés à l'eutrophisation des eaux réceptrices car le phosphore joue un rôle important dans le développement des algues. Les paramètres caractéristiques du phosphore sont : les **phosphates (PO_4^{3-})** dosés directement sur l'échantillon total ou sur la phase soluble ; les **polyphosphates** dosés après hydrolyse en milieu acide ; le **phosphore total** est déterminé après une minéralisation de l'échantillon pour libérer le phosphore associé à la matière organique ; l**e phosphore organique** est obtenu par différence entre le phosphore total et la somme du phosphore des orthophosphates et des polyphosphates.

Les **éléments majeurs :** ils se retrouvent naturellement dans toutes les eaux. Leur toxicité est généralement très réduite mais ils peuvent jouer un rôle écologique important. Ce sont les éléments tels que :

- le **calcium (Ca^{2+})** : d'origine naturelle (dissolution du calcaire, du gypse), le calcium présent en de fortes concentrations dans les eaux usées peut entrainer des problèmes de corrosion des canalisations ;

- le **magnésium (Mg^{2+}) :** d'origine naturelle (dissolution des magnésites, basaltes, argiles) ou industrielle (industrie de la potasse, de la cellulose, traitements de surface, brasserie), le magnésium en forte concentration dans les eaux usées peut provoquer la corrosion des ouvrages d'assainissement ;

- les **chlorures (Cl^-)** et le **sodium (Na^+)** : ils sont sous forme de sels dont une quantité importante est retrouvée dans les eaux traitées. Leur présence dans ces eaux traitées limite l'usage de celles-ci pour l'irrigation et l'abreuvage des animaux. Ils sont d'origines naturelle (terrains salés), humaine (10 à 15g NaCl dans les urines/j) et industrielle (potasse, industrie pétrolière, galvanoplastie, agroalimentaire) ;

- le **soufre (S)** et les **sulfates (SO_4^{2-})** : en réseau d'assainissement, les eaux usées très riches en soufre et en sulfates, libèrent de l'hydrogène sulfuré corrosif, toxique et responsable de mauvaises odeurs (œuf pourri). Leur excès peut limiter la production biologique dans les ressources en eau et les eaux très riches en ces éléments sont dangereuses pour l'abreuvage. Ils sont d'origine

naturelle (gypse, pyrite, volcan), industrielle (industrie pétrolière, tanneries, papeteries, textiles, décapage des métaux) et agricole (produits de traitement agricole).

Les **micropolluants :** ce sont des éléments potentiellemnt nocifs contenus dans les eaux résiduaires, et dans les boues où ils sont accumulés pendant les différentes phases de l'épuration. Les métaux les plus fréquemment retrouvés dans les eaux usées sont le fer, l'aluminium, le cuivre, le zinc, le cadmium, le chrome, le plomb, le mercure et le nickel. On a également les micropolluants organiques. Pour une détermination de la toxicité globale de l'eau, on utilise Le « métox » est un indicateur très utilisé qui prend en compte globalement un ensemble de métaux lourds.

2.3. Caractéristiques typiques des eaux usées urbaines

Pour rappel, les eaux usées urbaines sont les eaux usées domestiques ou le mélange des eaux usées domestiques et des eaux usées industrielles et/ou des eaux de ruissellement. Elles sont de diverses natures et sont rejetées dans le réseau d'assainissement des villes et des communes. A la suite de plusieurs études qui ont été mené sur les eaux usées urbaines, ces dernières sont catégorisées suivant leurs gammes de concentration en ce qui concernent les différents polluants qu'elles contiennent. Ce qui permet d'identifier les eaux usées urbaines de faible, moyenne et haute concentration (Botho et al., 1990 ; Le Pen et al., 1998 ; Henze et al., 2008 ; Dagot et al., 2014 et Rodier et al., 2016 ; etc.). Les tableaux Va et Vb présentent les caractéristiques typiques des eaux usées urbaines faite par Henze et al. (2002 ; 2008) qui prend en compte plusieurs paramètres (physico-chimiques) et qui est bien catégorisée. En annexe 2 (Tableau $A_2$1 à Tableau $A_2$4) sont présentées la composition typique des eaux usées urbaines selon d'autres auteurs.

Tableau Va : Caractéristiques typiques des eaux usées urbaines

Paramètres	Concentration (g/m^3 = mg/L)		
	Forte	**Moyenne**	**Faible**
pH	8,0	7,5	7,0
Conductivité (mS/m ; mS/m =10µS/cm)	120	100	70
MES	600	400	250
MVS	480	320	200
DBO_5	560	350	230
DCO totale	560	350	230
DCO soluble	480	300	200
DCO suspension	720	450	300
COT	250	180	110
Azote total	100	60	30
NH_4^+	75	45	20
$NO_3^- + NO_2^-$	0,5	0,2	0,1
Azote organique	25	10	15
NTK	100	60	30
Phosphore total	25	15	6
Ortho-P	15	10	4
Phosphore organique	10	5	2
Ratios			
DCO/DBO_5	2,5 – 3,5	2,0 – 2,5	1,5 – 2
AGV/DCO	0,12 – 0,08	0,08 – 0,04	0,04 – 0,02
DCO/azote total	12 – 16	8 – 12	6 – 8
DCO/phosphore total	45 – 60	35 -45	20 – 35
DBO_5/azote total	6 – 8	4 – 6	3 – 4
DBO_5/phosphore total	20 – 30	15 – 20	10 -15
DCO/MVS	1,6 – 2	1,4 – 1,6	1,2 – 1,4
MVS/MES	0,8 – 0,9	0,6 – 0,8	0,4 – 0,6
DCO/COT	3 – 3,5	2,5 – 3	2 – 2,5

Source : Henze et al. (2002 ; 2008).

Tableau Vb : Caractéristiques typiques des eaux usées urbaines

Paramètres	Concentration (g/m^3 = mg/L)		
	Forte	Moyenne	Faible
Aluminium	1 000	600	350
Cadmium	4	2	1
Chrome	40	25	10
Cuivre	100	70	30
Plomb	80	60	25
Mercure	3	2	1
Nickel	40	25	10
Argent	10	7	3
Zinc	300	200	100
Arsenic	5	3	2
Cobalt	2	1	1
Fer	1 500	1 000	600
Manganèse	150	100	60
Cyanure	0,05	0,030	0,02
Sulfure	10	0,5	0,1
Chlorure	600	400	200
Phénol	0,1	0,05	0,02
Phtalates	0,3	0,2	0,1
Nonylphenols (NPE)	0,08	0,05	0,01
Hydrocarbures aromatiques polycycliques	2,5	1,5	0,5
Chlorure de methylène	0,05	0,03	0,01
Lauryl Alkyl Sulphonate	10 000	6 000	3 000
Chloroforme	0,05	0,01	0,01
Carbohydrates	40	25	15
Protéines	25	18	11
Acides gras	65	45	25
Graisse	0,1	0,07	0,05
Acide gras volatils (AGV)	80	30	10

Source : Henze et al. (2002 ; 2008).

A propos des données des tableaux Va et Vb, les fortes concentrations dans les eaux usées correspondent à des situations de faible consommation d'eau et les faibles concentrations correspondent à des situations de forte consommation d'eau (Henze et al., 2008). La plupart des composants des eaux pluviales ont des concentrations plus faibles que celles des eaux usées très diluées et dilueront davantage davantage les eaux usées de temps sec en temps de pluie (Henze et al., 2008).

2.4. Utilité de certains paramètres pour un projet de conception et d'exploitation d'une STEP

L'analyse et la caractérisation des eaux usées sont fondamentales pour la conception et l'exploitation d'une STEP. Les débits et concentrations sont des données d'entrées essentielles aux processus épuratoires. Les concentrations servent de données de base et permettent le suivi des performances épuratoires et le réglage du process en cours d'exploitation. La qualité de l'eau traitée quant à elle correspond aux objectifs à atteindre. Le tableau VI (ci-après) présente l'utilité de certains paramètres pour les eaux usées brutes et les eaux traitées pour un projet de conception et d'exploitation d'une unité de traitement des eaux usées et le tableau VII (ci-après) présente l'utilité des ratios caractéristiques.

Les paragraphes précédents ont permis de mieux appréhender ce qu'est une eau usée, ses caractéristiques et les impacts de ces eaux non traitées rejetées dans l'environnement aquatique. Comme évoqué dans la problématique, l'assainissement des eaux usées n'est pas développé dans les pays pauvres. Outre les faibles volontés politiques, il n'est pas non plus ressenti par les populations comme un besoin immédiat, avec une demande pour ce service qui est moins grand, de même que la volonté de s'impliquer et la disposition à payer pour ce service, excepté certains cas particuliers tels que la nécessité d'un drainage lors d'inondations (Lavergne et al., 2005), alors qu'il est très important d'investir dans ce secteur. La section 2.2 dans les paragraphes suivants développe bien l'assainissement des eaux usées qui nécessite d'etre bien appréhender.

Tableau VI : Utilités de certains paramètres pour un projet de conception et d'exploitation d'une unité de traitement des eaux usées

Paramètres	Eaux usées brutes	Eaux traitées
MES	Calcul de la production de boues prévisibles (formule AGHTM*) ; Calage à priori de l'extraction des boues primaires et biologiques ; Incidences de la production des boues sur l'âge des boues.	Vérification des normes de rejet ; Optimisation du process de décantation (exploitation et surveillance du fonctionnement des clarificateurs).
DBO_5	Calcul du pourcentage de charge organique nominal ; Calcul du volume d'aération requis (sur la base de la charge massique) ; Calcul des besoins en oxygène (dimensionnement des réacteurs) ; Calcul de la production de boue (formule AGHTM).	Vérification des normes de rejet ; Optimisation des réactions d'assimilation de la pollution organique biodégradable.
Formes azotées	Relation entre le temps de séjour dans le réseau et la proportion de NH_4^+/NTK ; Présence de NO_3^- liée à des raccordements induits et / ou à des eaux parasites de nappe ; Vérification des carences en nutriments (DBO_5/NTK) ; Calcul des besoins en oxygène (dimensionnement des aérateurs) ; Dimensionnement des process de nitrification/ dénitrification (aérateurs, zone d'anoxie, …).	Vérification des normes de rejet ; Optimisation des process de nitrification et dénitrification ; Réglage à postériori du temps de fonctionnement et d'arrêt des aérateurs (NH_4^+, NO_3^-) ; Réglage à posteriori du temps de séjour en zone d'anoxie.
Formes phosphorées	Calcul des besoins en réactifs (déphosphatation physico-chimique) ; Dimensionnement des process de déphosphatation biologique (zone anaérobie) ; Vérification des carences en nutriments (DBO_5/PT).	Vérification des normes de rejet ; Optimisation des process de déphosphatation ; Réglage à posteriori de la déphosphatation physico-chimique et biologique (respectivement réglage de la quantité de réactif ajouté et du temps de séjour en zone anaérobie).
pH	Variations par rapport à la neutralité dues éventuellement à : - des effluents industriels raccordés ; - des eaux parasites de nappe ; - la fermentation des eaux usées brutes dans les réseaux.	-

Source : Le Pen et al., 1998 ; AGHTM : Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux, actuelle ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement).

Tableau VII : Utilités des ratios caractéristiques des eaux usées urbaines

Ratios	Ordre de grandeur de temps sec	Utilité vis-à-vis du process épuratoire
MES décantables / MES	50 à 60%	Décantation primaire
Matières Minérales / MES	30%	Production de boues biologiques
Matières Volatiles Sèches non biodégradables /MES	15 à 20%	Production de boue biologique
MVS/MES	0,65 – 0,75	Indiquera l'organicité de l'effluent ainsi que sa mixité relative et aura une incidence importante sur : la production de boue en excès, la qualité mécanique des boues, le taux de MVS dans le réacteur biologique, le dimensionnement du réacteur biologique tant pour le traitement de la pollution carbonée que pour la nitrification et la dénitrification simultanée (dans le même bassin), le dimensionnement du clarificateur et sur le dimensionnement de la filière boue.
MES/DBO_5	0,8 – 1,2	Aura une influence sur le % de MVS de l'effluent et la production de boues en excès.
DCO/DBO_5	2 à 3	Biodégradabilité de l'effluent et mixité de l'effluent.
DCO soluble / DCO total	30 à 40%	Dénitrification
DCO décantable / DCO total	25 à 35%	Décantation primaire Dénitrification
DBO_5 / NTK /P total	100 / 25 / 5	Carences nutritives en N et P
DCO / NTK	10	Dénitrification
DCO / P total	50	Déphosphatation biologique
NH_4^+ /NTK	60 à 75%	Nitrification
PO_4^{3-} / P total	50 à 75%	Déphosphatation

Source : Le Pen et al., 1998 ; Sadowski, 2002.

2.5. Etat de l'art sur la variabilité des eaux usées urbaines

Selon leurs origines, les eaux usées urbaines se caractérisent par une grande variabilité de débit et de leurs compositions physico-chimique et bactériologique. Ces variations sont fonction des habitudes alimentaires, du mode de vie, du milieu rural ou urbain, de la densité de la population, des facteurs socio-économiques et des conditions d'écoulement des eaux dans les réseaux d'assainissement (Eriksson, 2002 ; Degrémont, 2005 ; Sperling, 2007 ; Henze et al., 2008 ; Rodier et al., 2016). Elles sont également influencées par les évènements pluvieux qui augmentent le débit et la contribution en polluants dans les réseaux unitaires d'assainissement surtout dans les premiers moments de la pluie (da-Silva, 2008).

En fonction des différentes échelles d'observation et d'analyse de la variation des eaux usées, on distingue une variabilité journalière, saisonnière ou annuelle. Quelques études abordent la variabilité journalière des eaux usées en termes de débit et de DBO_5 (Matos et al., 2013), de surfactants (Camacho-Munoz et al., 2014), de débit et température (Cipolla et al., 2014a), de biocides (Bollmann et al., 2014), de DCO, COT, et NH_4^+ (Eriksson et al., 2009), de PFOS et PFOA (Pasquini et al., 2011), d'ibuprofène, sucralose, ofloxacine et 4-nonyphénol (Pasquini et al., 2013). La variabilité journalière typique des eaux usées présente souvent deux pics de débit : un pic en début de la matinée (plus prononcé) et un pic en début de soirée (plus distribué) (EPA 1995 ; Sperling, 2007 ; Saagi et al., 2016). Durant la nuit, les concentrations en polluants diminuent du fait de la faible production d'eaux usées et du fait des dépôts possibles des matières en suspension dans les canalisations, causés par les faibles écoulements des eaux (Botho et al., 1990). Ce comportement est en accord avec le modèle de consommation d'eau dans les zones urbaines qui est plus élevé au cours de la même période (Camacho-Munoz et al., 2014). Les caractéristiques socio-démographiques affectent le cycle quotidien d'utilisation de l'eau (Matos et al., 2013) et donc celles des eaux usées. Le débit d'eaux usées et la surveillance de la température par Cipolla et al. (2014a), pendant de longues périodes, révèlent trois pics durant la journée et un minimum pendant la nuit. Les valeurs de débit dans chaque point de mesure dépendent du nombre d'habitants dans le bassin versant drainé par le réseau d'assainissement (Cipolla et al., 2014a). Ainsi, des différences s'observent dans les agglomérations. Plus une ville est grande, plus ses eaux usées sont équilibrées du point de vue quantité produite et de leur composition et la distinction entre les pics est moins nette ce qui amène parfois à l'observation d'un seul pic au cours de la journée (Degremont, 2005 ; Gernaey et al., 2011). Cependant les pics du matin et du soir restent

visibles dans les données de pollution de Bogota, une mégapole de huit millions d'habitants (Rodríguez et al., 2013). Notons que l'on observe également dans certaines agglomérations, une réduction du débit et de la composition des eaux pendant les jours de week-end, en comparaison des jours de semaine (Butler et al., 1995 ; Butler et al., 1996 ; Gromaire et al., 1998 ; da-Silva, 2008 ; Eriksson et al., 2009 ; Matos et al., 2013 ; Cipolla et al., 2014a ; Camacho-Munoz et al., 2014). Ces différentes variations journalières du débit et de la pollution reflètent le rythme des activités au cours de la journée, de la population du bassin versant de collecte (Botho et al., 1990 ; Gernaey et al., 2011 ; Saagi et al., 2016). La variabilité du débit en fonction de la saison entraîne des différences bien marquées dans les grandes agglomérations pour les périodes de congés (Gromaire-Mertz, 1998). Les caractéristiques de débit observées dans huit villes françaises ont montré des variations relatives du taux de débit des eaux usées par rapport à leur taux de débit moyen pendant une année. Cette étude a confirmé que pendant l'été, le débit des effluents est généralement plus bas dû aux réductions des événements pluvieux. Les grandes agglomérations situées plus au nord subissent aussi l'influence du déplacement d'une partie de la population vers le sud. En ce qui concerne les villes du sud-ouest, la migration de la population touristique est par contre attestée par l'augmentation du débit (Pons et al, 2004). Notons aussi que, en termes de variabilité en fonction des saisons, les polluants d'origine atmosphérique s'accumulent dans la couche de neige pendant l'hiver et entrent dans le réseau pendant un laps de temps relativement court au printemps, ce qui augmente alors considérablement leur concentration (Kalinin et al., 2010).

Caractériser les eaux usées issues de différentes sources de production telles que les salles de bain, les toilettes, les buanderies, les cuisines, les séchoirs, les lave-vaisselles, les réseaux unitaire et séparatif, les STEP, etc., a fait également l'objet de nombreuses recherches relatives à la variabilité de la pollution des eaux usées (Butler et al., 1995 ; Gromaire-Mertz et al., 1998 ; Eriksson et al., 2003 ; Rule et al., 2006 ; Kafi et al., 2008 ; Eriksson et al., 2008 ; Bressy, 2010 ; Gasperi et al., 2010 ; Donner et al., 2010 ; Becouze-Lareure, 2010 ; Matos et al., 2013 ; Raweh et al., 2013). Les objectifs peuvent cependant varier :

i) identifier les différentes sources de polluants ou évaluer la contribution de certains polluants à la dégradation de la qualité de l'eau avec récemment une attention particulière sur les micropolluants tels que les métaux, les pesticides, les produits pharmaceutiques, etc. (Plósz et al., 2010 ; Becouze-Lareure, 2010 ; Donner et al.,

2010 ; Gasperi et al., 2010 ; Salgado et al., 2011 ; Choubert et al., 2011 ; Matos et al., 2013 ; Becouze-Lareure, 2013 ; Gasperi et al., 2014 ; Deshayes et al., 2015) ;

ii) évaluer la charge polluante des eaux usées et leurs impacts sur l'environnement, (Eriksson et al., 2002 ; Eriksson et al., 2003 ; Eriksson et al., 2008 ; Becouze-Lareure, 2010 ; Soro et al., 2010 ; Donner et al., 2010 ; Mercoiret, 2010 ; Kenmogne et al., 2010 ; Bressy, 2010 ; Bai et al., 2010 ; Gasperi et al., 2012 ; Vasquez et al., 2012 ; Boutayeb et al., 2012 ; Hounkpe et al., 2013 ; Aminot, 2013 ; Remili et al., 2013 ; Saïzonou et al., 2014 ; Kanbouchi et al., 2014) ;

iii) évaluer la performance de traitement des STEP (Matamoros et al., 2007 ; Chanpiwat et al., 2008 ; Oliveira et al., 2008 ; Racault et al., 2010 ; Kalinin et al., 2010 ; Branchu et al., 2010 ; Bai et al., 2010 ; Hounkpe et al., 2013 ; Raweh et al., 2013 ; Mailler et al., 2015 ; Fulazzaki et al., 2015 ; Paing et al., 2015), etc...

Il ressort de ces études assez de données caractéristiques (ordres de grandeur des minima, moyenne, maxima, etc.) de la quantité et de la qualité des eaux usées. L'annexe 4 présente quelques chiffres obtenus dans les différents milieux étudiés. On note une grande variabilité dans le temps et dans l'espace de ces paramètres. Les débits moyens journaliers augmentent avec la taille des bassins de production et de collecte d'eaux usées. Selon Kafi (2006), dans le réseau d'assainissement unitaire de Paris, les débits moyens de temps de pluie sont de l'ordre de 1,4 à 2,5 fois le débit de temps sec et les débits de pointe de l'ordre de 1,95 à 5 fois celui de temps sec. Ces variations sont dues aux contraintes d'exploitation des réseaux (divers travaux sur les collecteurs), aux modes de gestion du réseau (fonctionnement des maillages), et aux variations de la production d'eaux usées et d'eaux claires. Sur le même site, Gromaire-Mertz (1998) a constaté que les volumes générés par les évènements pluvieux, représentent 2 à 13 fois le volume des eaux de temps sec et le débit maximum au cours de l'évènement atteint 2 à 20 fois le débit en temps sec. En entrée de la STEP de Maxéville dans le Grand-Nancy, Le Bonté (2003) a observé des débits qui varient entre 1 500 et 4 300 m^3/h, soit 36 000 et 103 200 m^3/jour sauf en période de pluie où il atteint 6 500 m^3/h ; en entrée de deux autres stations plus petites, le débit variait de 230 à 400 m^3/h soit entre 5 520 à 9 600 m^3/jr et atteint 650 m^3/h en temps de pluie (Pont-à-Mousson) et 2 à 12 m^3/h soit 18 à 288 m^3/jr (Villey-Saint-Etienne).

En ce qui concerne les polluants, il ressort que les toilettes sont les plus importants producteurs d'eaux usées pendant la nuit. Il décharge 60 à 90% du flux total de nuit et 20 à

40% le jour. C'est un contributeur majeur de polluants en particulier en ammonium (Butler et al., 1995). En réseau unitaire ou collectif de collecte des eaux usées, pour la plupart des paramètres de pollution tels que les MES, DCO, DBO_5, COT, HAP, AH, leurs concentrations en temps de pluie sont équivalentes à celles des eaux de temps sec mais supérieures à la moyenne de leurs concentrations dans les eaux de ruissellement. La fraction particulaire est beaucoup plus importante à la sortie du bassin de collecte que dans le ruissellement et ces particules sont plus chargées en matière organique. C'est aussi le cas de la plupart des polluants organiques hydrophobes et des métaux liés aux particules (Gasperi et al., 2012). Cela suggère que ces polluants proviennent des dépôts de l'érosion à l'intérieur des égouts, traduisant le fait qu'une part importante de la pollution (surtout organique) par temps humide, provient de l'égout collectif lui-même (Kafi et al., 2008 ; Gromaire et al., 1998 ; Gasperi et al., 2012). Les concentrations en azote dans les eaux usées par temps de pluie sont inférieures à celles dans les eaux de temps sec (Kafi et al., 2008). Ainsi selon Gasperi et al. (2010), pour un grand nombre d'évènements de pluies observées, les eaux usées de temps sec sont les principales sources de polluants organiques et azotés. Selon les études de Kafi et al. (2008) et Rule et al. (2006), les concentrations en micropolluants métalliques dans les eaux de ruissellement sont plus élevées que celles observées dans les eaux usées de temps sec et présentent des valeurs plus élevées en début des précipitations. Il en est de même de la concentration en MES de ces eaux. Les polluants prioritaires (micropolluants) sont détectés fréquemment dans les eaux usées, confirmant leur ubiquité dans le milieu urbain. Pour la majorité des substances organiques, les concentrations se situent entre 0,01 et 1 mg/L tandis que les concentrations des métaux tendent à dépasser les 10 mg/L (Gasepéri et al., 2012). Par ailleurs, les ordres de grandeurs de concentration en polluants des eaux usées de certaines villes, dépassent les normes de rejet (Adjahouinou et al., 2012 ; Remili et al., 2013 ; Raweh et al., 2013 ; Adjahouinou et al., 2014a ; Adjahouinou et al., 2014b ; Saïzonou et al., 2014 ; etc.). Généralement, les macropolluants étudiés sont souvent les paramètres classiques de pollution tels que la DCO, la DBO_5, les MES, l'azote totale, etc. Mais notons que les données sur les éléments inorganiques courants tels que le calcium, le magnésium, etc… ou sur les sulfates, les chlorures, etc.., sont rares (El Khatib et al., 2012 ; Thitanuwat et al., 2016 ; Gaur et al., 2017). Or ces données présentent un intérêt croissant soit pour la récupération des ressources (comme par exemple le magnésium pour la struvite) ou pour la modélisation du pH dans les égouts (Sharma et al., 2013) et pendant le traitement des eaux usées (Flores-Alsina et al., 2015 ; Mbamba et al., 2015 ; Solon et al., 2015).

D'autres recherches toujours relatives à la variabilité de la pollution des eaux usées ont porté spécifiquement sur la caractérisation de la matière organique des eaux usées. Il ressort des études dont nous avons eu connaissance que les eaux usées urbaines sont caractérisées par des composés organiques de type protéique dont les modèles sont souvent le tryptophane et la tyrosine (Hudson et al., 2007 ; Pernet-Coudrier, 2008 ; Yu et al., 2013 ; Matar et al., 2013). Selon Guo et al., (2010), les eaux usées sans aucun traitement ont une forte concentration de composants protéiniques et xénobiotiques et une concentration faible de composés humiques (Guo et al., 2010). Les substances de type tryptophane sont largement associées à la pollution causée par les déchets humains et animaux (Baker et al., 2004). Les ERU ont un degré d'aromaticité peu marqué et un caractère non humique (Pernet-Coudrier, 2008 ; Matar, 2013). La fréquence des précipitations et du ruissellement (surtout en réseau unitaire) pourrait avoir une influence significative sur la quantité et la qualité des matières organiques dissous des eaux usées d'un bassin versant (Zhang et al., 2011).

Aujourd'hui, de plus en plus dans l'environnement, il est constaté la pollution de nouveaux éléments que sont les terres rares. Communément appelées REEs (Rare Earth Elements en anglais), les terres rares sont un groupe de métaux aux propriétés voisines. Elles sont au nombre de quinze appelées les « lanthanides » allant du lanthane au lutécium auxquels s'ajoutent le scandium et l'yttrium (voir tableau périodique de Mendeleïev joint à l'annexe 5). Elles sont généralement subdivisées en terres rares légères (du lanthane à l'europium) et en terres rares lourdes (du gadolinium au lutécium). Contrairement à ce que sous-entend leur nom, elles sont naturellement assez répandues dans l'écorce terrestre à l'égal de certains métaux usuels. Leur nom vient du fait qu'elles ont été découvertes dans les minerais rares (vers la fin du XVIII^{ème} siècle et au début du XIX^{ème} siècle) (https://fr.wikipedia.org/wiki/Terre_rare). Les terres rares ont un potentiel écotoxique similaire à celui des métaux. Très utilisées de nos jours comme matières premières dans les produits de la médecine et de la haute nouvelle technologie, elles polluent de plus en plus les écosystèmes en particulier ceux aquatiques. La signature naturelle des eaux en terres rares provient de l'interaction entre l'eau et les roches de son sous-sol (Rabiet, 2006). Elles sont apportées dans l'environnement à travers des activités anthropiques relatives à la médecine, à l'électronique (fabrication des puces de téléphone, de smartphones, d'écrans de télévision, de lampes fluorescentes, de panneaux photovoltaïques), à la fabrication des verres, des céramiques, des aimants, des batteries ; elles sont également des éléments constitutifs de certains engrais phosphatés (Rabiet, 2006 ; Beaubien, 2015, Riou, 1999). Les terres rares

anthropiques sont plus réactives, solubles et biodisponibles que leurs équivalents naturels et ont la capacité de s'accumuler dans les sédiments. Leur toxicité s'accroit avec la concentration (Casado-Martinez, 2013). Leurs effets sur la santé humaine, entraineraient entre autres, la pneumoconiose, la fibrose pulmonaire, la pneumoconiose interstitielle, etc. et sur la santé animale, l'hémorragie pulmonaire, la congestion hépatique, la baisse du poids du foie, etc. (Pagano et al., 2015 ; Beaubien, 2015 ; Gonzalez et al., 2015 ; Mayfield et al., 2015). Dans les pays développés beaucoup de recherches se font déjà sur l'évaluation des terres rares dans les eaux (Riou, 1999 ; Chua, 1998 ; Simeonov et al., 2003 ; Tessier, 2003 ; Rabiet et al., 2006 ; Chunye et al., 2008 ; Rabiet et al., 2009 ; Kulaksiz et al., 2013 ; Beaubien, 2015 ; Atibu et al., 2016 ; Olias et al., 2017 ; Song et al., 2017).

En effet, il ressort desdites études, une augmentation des terres rares dans l'hydrosphère et dans l'eau de robinet (Gonzalez et al., 2014) et elles ont été reconnues comme micropolluants potentiels (Pagano et al., 2015 ; Hermann et al., 2016). Le Gadolinium est certainement l'élément de terres rares le plus médiatisé et qui a présenté les grandes anomalies positives (c'est-à-dire ayant une concentration supérieure à celles auxquelles, on peut s'attendre dans le contenu naturel en Gd de l'écorce terrestre). Il a été détecté en Europe, en Asie, en Australie, en Amérique (Kulaksiz et Bau, 2011a ; Merschel et al., 2015 ; Campos et Enzweiler 2016). La concentration en Gadolinium augmente également avec le temps comme l'ont rapporté Tepe et al. (2014) à Berlin (Allemagne) dans l'eau de robinet et par Hatje et al. (2015) à San Francisco Bay (California). Des anomalies positives ont été détectées dans deux affluents de la rivière Hérault (France) et dans une eau potable bien approvisionnée, avec des excès anthropiques dans l'eau allant jusqu'à 15,4 pM (Rabiet, 2006 ; Rabiet et al., 2009). Des anomalies ont été également détectées pour le lanthane (Kulaksiz et Bau, 2011b ; Kulaksiz et Bau, 2013 ; Klaver et al., 2014 ; Merschel et Bau, 2015 ; Pignotti et al., 2017 ; Song et al., 2017), le samarium (Kulaksiz et Bau, 2013 ; Merschel et Bau, 2015 ; Song et al., 2017) et le cérium (Hissler et al. 2015). Comme les autres métaux, les terres rares s'accumulent dans les plantes aquatiques (Chua, 1998) et dans les poissons (Mayfield et Fairbrother, 2015) et peuvent empêcher le développement des embryons et des larves des poissons (Cui et al., 2012 ; Trifuoggi et al., 2017). Ces polluants, comme les autres micropolluants (organiques et minéraux), sont réfractaires aux procédés de traitement des eaux usées. Les données provenant de l'Afrique sont limitées, mais Ayedun et al. (2017), ont rapporté que certains REEs trouvées le milieu aquatique dans l'Etat de Lagos (Nigéria) pourraient être liées à la lixiviation des déchets. Sur la base de cette revue de littérature relative aux terres rares, il

semble y avoir peu d'études examinant les éléments des terres rares dans les eaux usées pour évaluer leur contribution à la pollution des ressources en eau, et aucune étude en la matière n'a été menée dans les eaux de Cotonou.

Le traitement des eaux usées étant sujet à de grandes perturbations liées à la variabilité du débit et de la composition des eaux usées arrivant à la STEP, ces variations font l'objet de stratégie de contrôle appropriée pour une bonne performance des STEP afin que le fonctionnement des STEP et la qualité de l'eau traitée respecte les règlements. Plusieurs modèles interviennent pour les simulations en amont. Ces modèles peuvent être déterministes (Zug et al., 1999 ; Schütze et al., 2002 ; Vanrolleghem et al., 2005), combinés à une certaine proportion de stochasticité pour prendre en compte l'incertitude sur les facteurs d'influence (Gernaey et al., 2011) ou entièrement probabilistes (Talebizadeh et al., 2016). Gernaey et al. (2011) ont proposé un modèle phénoménologique, construit très simplement avec un nombre limité de paramètres, ayant une signification physique tout en conservant un haut degré de flexibilité pour pouvoir s'adapter facilement à différentes configurations de bassin versant de collecte. Ce dernier modèle fera l'objet du chapitre 3. Ce modèle a été utilisé ultérieurement par Rodriguez et al. (2013), Flores-Alsina et al. (2014) et Saagi et al. (2016). En dehors de la simulation à court, moyen ou long terme des caractéristiques des eaux usées tant du point de vue qualitatif que quantitatif, les modèles sont aussi utilisés pour analyser la consommation de médicaments licites ou illicites. Coutu et al. (2016) ont proposé un modèle stochastique intégré pour les produits pharmaceutiques en tenant compte de l'ingestion et de l'excrétion par les humains ainsi que de leur dégradation et de leur transport dans les égouts. Snip et al. (2014) ont ajouté un module dédié aux produits pharmaceutiques au modèle initial de Gernaey et al. (2011). Ces modèles fonctionnent raisonnablement bien mais des écarts dans les charges de micropolluants estimées et observées peuvent être obtenus à midi pour certaines substances. Cela pourrait être dû à des incertitudes concernant le nombre de personnes présentes dans le bassin versant pendant la journée. Daughton (2012) a proposé d'utiliser des biomarqueurs humains, tels que la créatinine (dans les urines) ou le coprostanol (dans les fèces) pour avoir une estimation en temps réel de la population présente dans une zone. Des produits pharmaceutiques et de soins personnels ainsi que des médicaments licites / illicites (Brewer et al., 2012 ; O'Brien et al., 2014 ; Lai et al., 2015 ; Gao et al., 2016 ; Rico et al., 2017) sont également testés mais toutes ces molécules nécessitent des outils analytiques complexes et leurs analyses sont coûteuses.

Les STEP par boues activées sont largement utilisées dans le monde entier en particulier pour les grands bassins versants. Dans un tel procédé, le contrôle de l'aération est particulièrement exigeant et son optimisation est liée à la minimisation de l'empreinte carbone et de l'énergie utilisée afin de contribuer à limiter l'émission des gaz à effet de serre (dioxyde de carbone, méthane, oxyde nitreux, etc.) qui contribuent au réchauffement climatique. Leix et al. (2017) et Massara et al. (2017) travaillent sur des modèles à cet effet qui prennent en compte le lien clair établi entre l'aération et l'émission de ces gaz. Des modèles dynamiques de STEP (STEP virtuelle) sont également développées (Butler et Schütze, 2005 ; Nopens et al 2010) et utilisés à diverses fins. Par exemple, Fernández-Arévalo et al. (2017) ont décrit comment un tel modèle peut être utilisé pour évaluer quantitativement les coûts énergétiques et la récupération dans les usines de traitement des eaux usées. Le succès de ces modèles de STEP dépend du réalisme des variations simulées des caractéristiques des eaux usées (débits et composition) utilisées pour créer des perturbations à l'entrée de la STEP virtuelle. D'où toute l'importance du développement des modèles de production d'eaux usées virtuelles pour des simulations plus ou moins réelles des eaux usées devant entrer en STEP.

Conclusion partielle

La valorisation des résultats des différentes recherches scientifiques sur la caractérisation des eaux usées urbaines contribue à améliorer l'efficacité des procédés d'épuration. Les informations issues de ces recherches constituent des données de base permettant de mieux comprendre et de cerner le mode de dissémination des polluants dans l'environnement en particulier dans les ressources en eau. Ainsi, un certain nombre d'études ont porté sur la variabilité des eaux usées. De ces études, il ressort une grande variabilité des paramètres de pollution des eaux usées surtout en ce qui concerne les macropolluants (annexe 4, Tableau $A_4$1 et Tableau $A_4$2). L'aspect relatif aux profils journaliers des eaux usées entrant en station d'épuration est bien investigué dans les pays développés mais peu abordé dans les études réalisées dans les pays en développement comme le Bénin, où les études portent surtout sur la quantification globale des charges polluantes comparées aux normes de rejet. Ceci pourrait se justifier par le fait que les problématiques dans les deux contextes ne soient pas les mêmes. En effet, en pays non développés, les défis sont encore à la mise en évidence de la charge polluante des eaux usées pour l'identification et la mise en place de systèmes de traitement adéquats alors qu'en pays développés, l'accès aux infrastructures d'assainissement des eaux

usées est déjà acquis et les objectifs sont à l'amélioration durable de la performance des ouvrages ; cela nécessite une connaissance de la variabilité (quantitative et qualitative) journalière des eaux usées entrant en STEP pour une meilleure prise en compte de ces paramètres dans le développement des modèles qui sont des outils nécessitant des données réalistes.

Le chapitre 3 qui va être abordé présente le modèle de Gernaey, un modèle de simulation du débit et de la composition des eaux usées urbaines ; modèle de base dont s'inspire le modèle en développement évoqué dans l'objectif général.

CHAPITRE 3 : MODELISATION DES CARACTERISTIQUES DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES PAR LE MODELE DE GERNAEY et al. (2011)

La modélisation des caractéristiques des eaux résiduaires urbaines consiste à simuler la variabilité du débit et de la composition des eaux usées urbaines entrant à une STEP, ainsi que des conditions d'écoulement de ces eaux usées urbaines dans le réseau d'assainssement. Elle permet de faire des prédictions pour un dimensionnement conséquent ou adéquat des ouvrages de traitement, ainsi que leur bon fonctionnement afin d'améliorer leurs performances. En effet, les modèles permettent des tests préalables en situation virtuelle et créent divers scénarii de variabilité des eaux usées en entrée des STEP. Plusieurs modèles sont développés avec chacun ses variantes et limites (Zug et al., 1999 ; Schütze et al., 2002 ; Vanrolleghem et al., 2005 ; Rodriguez et al., 2013 ; Flores-Alsina et al., 2014 ; Coutu et al., 2016 ; Saagi et al., 2016 ; Talebizadeh et al., 2016 ; etc.). A ceux-là, on pourrait ajouter le modèle mis au point par Gernaey et al. (2011), plus simple de génération des eaux usées virtuelles. La présentation de ce modèle fait l'objet du présent chapitre.

Le modèle de Gernaey et al. (2011) est un outil de simulation à long terme des caractéristiques (débit et composition) des eaux usées urbaines qui pourront alimenter une station d'épuration. Il se base sur les phénomènes observés sur un réseau unitaire drainant les eaux usées vers une station ; c'est ce qui lui confère le caractère phénoménologique qu'on lui attribue et dont les principes et caractéristiques fondamentaux permettent aussi son applicabilité dans la simulation des réseaux séparatifs.

3.1. Principes du modèle

Tel qu'il est conçu, le modèle phénoménologique peut générer des données de plusieurs années, afin de simuler ensuite le fonctionnement d'un réseau d'assainissement vers une STEP qui reçoit un mélange d'eaux usées municipales et industrielles. Le modèle intègre les phénomènes ci-après, à savoir :

- une différenciation possible entre les jours de semaine et les week-ends ; lequel phénomène se traduit par une baisse des débits moyens et des concentrations des polluants durant les weekends comparativement aux autres jours de la semaine ;

- des phénomènes saisonniers ayant lieu par temps de pluie et qui se traduisent par une infiltration des systèmes d'égouts et de drainage par les eaux de pluie alimentant la nappe souterraine peu profonde ;
- une prise en compte possible des jours de congé ou de fêtes ; l'effet "périodes de vacances" pendant lesquelles un débit moyen d'eaux usées plus faible est maintenu pendant plusieurs semaines.

Les phénomènes de temps sec sont également associés à la génération de pluies et d'orages, pour tenir compte des effets de chasse dans le réseau d'assainissement unitaire et des phénomènes de dilution généralement observés dans les STEP. Le modèle tient compte aussi de la température des eaux usées comme variable supplémentaire pour décrire non seulement les variations de température saisonnière mais également les variations de composition chimique des eaux usées.

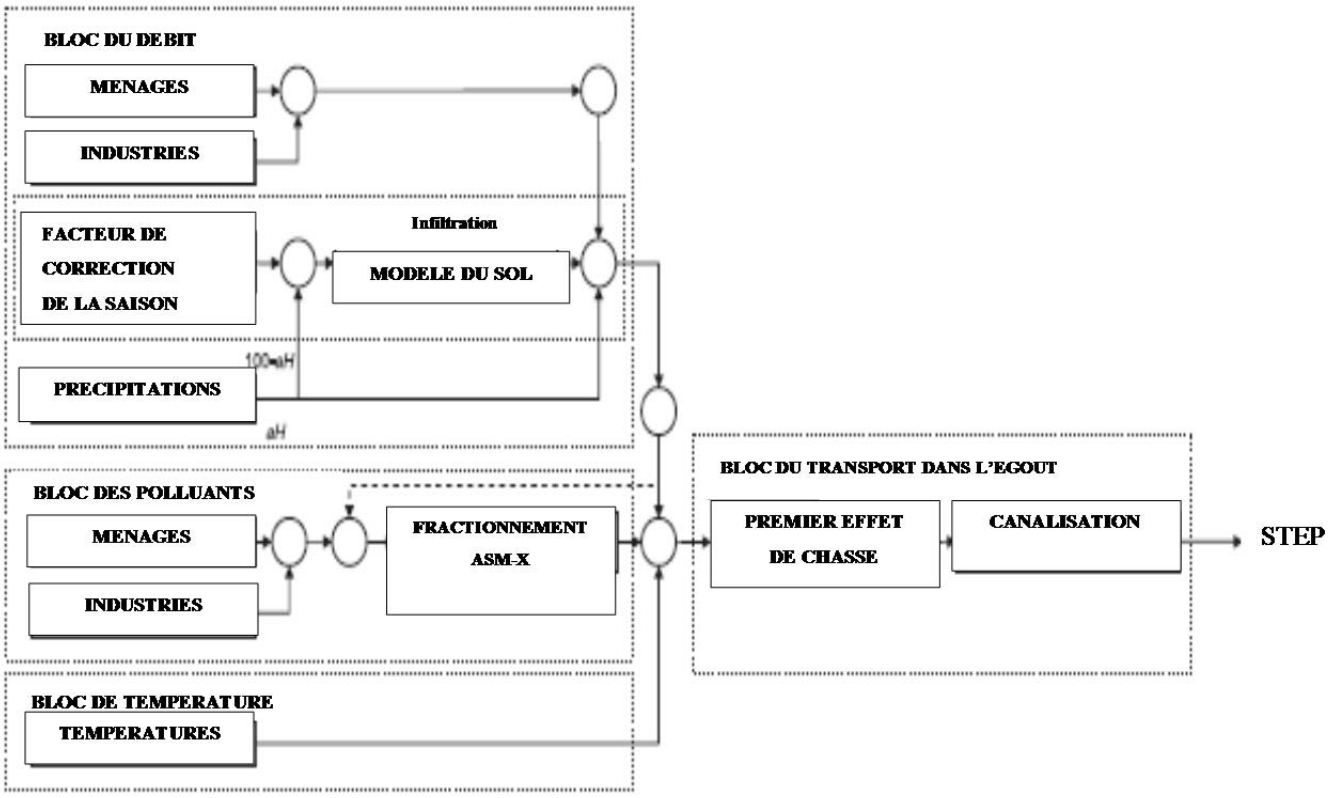
Pour son fonctionnement, le modèle est subdivisé en quatre blocs de modèles principaux permettant de décrire la production dynamique de débit d'eaux usées, des charges de polluants (carbone, azote et phosphore) et des profils de température. Tous les blocs sont implémentés et testés dans Simulink, en respectant trois (3) principes de base que sont :

- la parcimonie en limitant le nombre de paramètres pour l'utilisateur ;
- la transparence en utilisant des paramètres ayant une signification physique, de sorte que le futur utilisateur du modèle puisse facilement atteindre un niveau de compréhension suffisant pour appliquer réellement le modèle et
- la flexibilité pour que le modèle puisse facilement être étendu à d'autres applications et bassins versants de collecte où de longues séries temporelles sont nécessaires.

Enfin, une évaluation de la performance du modèle a été effectuée en générant plusieurs scénarios dynamiques de perturbation de polluants.

3.2. Caractéristiques des différents blocs du modèle

L'ensemble du modèle de Gernaey et al. (2011) et ses différents blocs et sous-blocs sont représentés à la figure 8 ci-après.



Source : Gernaey et al., 2011.

Figure 8 : Représentation schématique du modèle phénoménologique de génération des eaux usées urbaines

3.2.1. Bloc « génération du débit »

La génération du débit des eaux usées est obtenue en combinant les contributions des ménages, de l'industrie, des précipitations et de l'infiltration.

Les précipitations contribuent au débit total de deux façons à savoir :

- la plus grande partie de la contribution des précipitations au débit provient des eaux de ruissellement des surfaces imperméables et est donc transportée directement vers les égouts ;
- les précipitations sur les surfaces perméables influenceront le niveau des eaux souterraines et donc la contribution de l'infiltration au débit des eaux usées.

En supposant des périodes sèches et de pluie, le bloc « facteur de correction saisonnier » crée l'effet saisonnier souhaité. Cette correction saisonnière est combinée avec la chute des précipitations sur les surfaces perméables et la somme des deux écoulements passe à travers le

sous-bloc « sol » décrivant le comportement du sol. Par la suite, la contribution nette de l'infiltration (une sortie du sous-bloc « sol »), est combinée avec le débit global résultant de l'industrie, des ménages ainsi qu'à la contribution du débit de la pluie sur les surfaces imperméables.

3.2.1.1. Sous-bloc « sol »

Le sous-bloc « sol » est décrit comme un modèle de réservoir à volume variable. Il est utilisé pour représenter le stockage supposé de l'eau dans le sol. Les paramètres pour ce modèle du sol sont : la surface du réservoir d'eau souterraine dans le modèle du sol ; le niveau maximal dans le réservoir ; le niveau d'inversion, c'est-à-dire le réservoir d'eau souterraine qui ne provoquera pas d'infiltration, correspondant au niveau du fond des canalisations d'assainissement ; la différence entre le niveau d'eau réel dans le réservoir. Les autres paramètres sont : la mesure de la perméabilité pour la percolation de l'eau de pluie ; le gain d'infiltration, une mesure de la qualité des canalisations d'égout et le gain pour ajuster le débit aquifère en aval. Ces paramètres du block, s'ajustent pour obtenir la dynamique de sortie désirée du débit d'infiltration dans le réseau d'égout.

3.2.1.2. Sous-bloc « ménages »

Le sous-bloc « ménages » contribue à la dynamique finale du débit des eaux usées avec des variations diurnes, un effet de week-end et un effet de congés. Ceci est réalisé en combinant trois fichiers de données normalisés définis par l'utilisateur et qui contient : i) un profil diurne ; ii) un modèle d'écoulement hebdomadaire des ménages incluant l'effet du week-end et iii) un modèle annuel incluant l'effet des congés. Le signal généré est ensuite multiplié par deux gains correspondant au débit par équivalent habitant et au nombre d'équivalent habitant présent dans le bassin versant, respectivement. Le modèle de débit dynamique est obtenu en répétant les fichiers de données de manière cyclique.

3.2.1.3. Sous-bloc « industries »

La contribution industrielle au débit des eaux usées urbaines est produite de la même manière que dans le sous-bloc « ménages ». Il est également basé sur l'utilisation des fichiers définis par l'utilisateur décrivant les variations diurnes, les effets de fin de semaine et de vacances (les réductions comparées aux jours normaux avec éventuellement des augmentations qui seraient liées aux nettoyages industriels). Le débit dynamique échantillonné de manière

cyclique à partir des fichiers sources, est multiplié par un gain représentant l'utilisation de l'eau par l'industrie.

3.2.1.4. Sous-bloc « facteur de correction saisonnière »

Les changements saisonniers de l'infiltration sont attribués aux changements dans les niveaux d'eau souterraine au cours de l'année. Pendant la saison froide, on suppose que le niveau de la nappe phréatique est élevé, ce qui entraine une forte infiltration des eaux souterraines dans le réseau d'assainissement. Pendant la saison chaude, le niveau de l'eau souterraine est bas, ce qui réduit l'infiltration. Ces effets sont supposés être le résultat de changements saisonniers liés à la température et à l'évaporation. Les changements dans le niveau des eaux souterraines et donc les changements dans le débit d'infiltration, sont supposés se dérouler lentement.

3.2.1.5. Sous-bloc « génération de pluie »

Tous les éléments du modèle précédemment mentionnés sont nécessaires pour générer des profils de débit des eaux usées de temps sec. Mais comme il est supposé que le modèle doit être capable de générer des eaux usées d'un réseau d'assainissement unitaire, les précipitations doivent être prises en compte. Ainsi, dans le sous-bloc « génération de pluie », un nombre aléatoire est d'abord généré et ensuite multiplié par deux facteurs. Le premier facteur convertit les nombres générés par le générateur aléatoire, en intensité de précipitation. Le second facteur convertit l'intensité des précipitations en débit. Les paramètres représentent le volume d'eau supplémentaire provenant des précipitations et qui pénètrent dans le réseau d'égout pour chaque mm de pluie qui tombe dans le bassin versant. Il existe également des paramètres qui varient de 0 à 100% et qui correspondent à la contribution des précipitations tombant sur des surfaces imperméables dans le bassin versant. Ces paramètres sont ceux dans le modèle de base. Mais on peut très bien aussi prendre des données météorologiques réelles.

Le bloc de génération du débit permet de générer des variations de débit diurnes, avec des effets de week-end et de congés pour les ménages et les industries. De plus, les effets de pluie et d'infiltration peuvent également être ajoutés.

3.2.2. Bloc « génération de la charge des polluants »

Comme pour le modèle de génération du débit, on suppose qu'il y a deux sources de polluants qui sont les ménages et l'industrie (temps sec). Ainsi, la complexité du modèle est réduite en

négligeant d'autres sources (infiltration et ruissellement). Les pollutions carbonée, azotée et phosphorée sont celles prises en compte par le modèle.

Je rappelle ici que l'un des objectifs du nouveau modèle en développement évoqué dans l'objectif général des présents travaux de recherche est d'étendre le modèle de Gernaey à d'autres paramètres de pollution tels que les métaux lourds.

3.2.2.1. Sous-bloc « génération des polluants des ménages »

De façon similaire aux profils de débit, la dynamique des apports de la DCO soluble et particulaire, de l'azote et du phosphore, est basée sur des profils de flux de polluants définis par l'utilisateur. Les flux sont transformés en gramme du polluant par personne (ex : g DCO pe^{-1}) respectivement, en multipliant les valeurs des fichiers d'entrée par un gain (spécifié par l'utilisateur). Ensuite, les flux sont multipliés par un gain correspondant au nombre d'équivalent habitant du bassin versant (comme dans le cas du débit). Multiplier les flux par ce dernier gain convertit les flux en kg de polluant/jour (ex : kg DCO/jr). Les dynamiques des charges polluantes (C, N et P) ont des caractéristiques différentes. Ces charges présentent également des effets de week-end et de congés (des réductions comparées aux jours normaux).

3.2.2.2. Sous-bloc « générateur des polluants des industries »

Les profils quotidiens et hebdomadaires définis par l'utilisateur décrivent la dynamique de la DCO soluble et particulaire, de l'azote et du phosphore. Comme dans le sous-bloc décrivant les variations du débit des industries, il y a des variations diurnes, des pics de polluant pouvant simuler les effets de nettoyage, les effets week-end et de congés. La quantification des flux est similaire à celle du modèle de la charge polluante des ménages. Les différents profils sont chacun multipliés par un paramètre en fonction du polluant. Ces valeurs de paramètres sont considérées comme correspondant à la moyenne quotidienne des polluants industriels (kg DCO/jr). Les variations de flux de polluants industriels comparées à celles des ménages, présentent un retard de deux pour tenir compte du déphasage entre les activités domestiques et industrielles.

3.2.3. Bloc « variation de la température »

La température des eaux usées est ajoutée en tant que variable d'état supplémentaire. Le profil de température comprend un effet saisonnier c'est-à-dire qu'il y a une saison chaude et une saison froide. En outre, le modèle comprend un effet de température quotidienne. Dans le modèle de base, les variations quotidiennes et saisonnières sont modélisées avec une fonction sinusoïdale. La variation saisonnière est modélisée avec une température moyenne de 15 °C, une amplitude de 5 °C et une fréquence de $2\pi/364$ rad d^{-1}. Cependant il est tout à fait possible d'utiliser des données réelles, soit de températures mesurées effectivement à l'entrée de la station d'épuration, soit de températures de l'air (données météorologiques) qu'il faudra corriger en tenant compte de l'utilisation d'eau plus ou moins chaude par les ménages ou l'industrie. Les paramètres du profil journalier sont ajustés en supposant une amplitude de température de 0,5 °C et une fréquence de 2π rad d^{-1}.

3.2.4. Bloc « transport des eaux et des polluants »

Les polluants particulaires de chaque bloc sont transférés au sous-bloc décrivant l'effet de chasse se produisant lors de fortes pluies après de longues périodes sèches. Enfin la taille des égouts doit également être intégrée dans la dynamique des eaux car plus le réseau est grand, plus les débits diurnes simulés et les variations de concentration sont lisses (plus distribués ; moins prononcés).

3.3. Hypothèse de conception du modèle

Le modèle de Gernaey est concu suivant l'hypothèse selon laquelle, les habitants du bassin de collecte vont travailler hors du bassin et sont absents du bassin pendant la journéeCette situation n'est pas le mode de vie rencontré dans tous les bassins de collecte. Il s'agit là d'une limite du modèle de Gernaey qui n'est calée que dans un seul contexte géographique typique (contexte américain).

La levée de cette limite est un autre objectif du nouveau modèle en développement afin de permettre l'applicabilité de la simulation à d'autres bassins de collecte de différents contextes géographiques.

3.4. Atouts et limites du modèle

La flexibilité est l'une des principales caractéristiques du modèle. Cet atout permet d'étendre le modèle à d'autres applications et bassins versants. L'ensemble des blocs de modèles génériques peut également être étendu pour créer d'autres séries chronologiques de polluants tels que les métaux lourds, les micropolluants organiques et les produits pharmaceutiques (Coutu et al., 2016 ; Snip et al., 2014). La modélisation de ces paramètres devrait se faire de la même manière que pour les paramètres de pollution actuellement pris en compte. L'approche phénoménologique est aussi une manière peu coûteuse et élégante pour générer des données dynamiques sur les eaux usées entrantes dans une station d'épuration. Les blocs de modèles génériques représentent un outil précieux pour les scientifiques, les ingénieurs de procédés, les professionnels de l'eau car ils répondent aux questions telles que : quel serait l'effet du changement de régime pluviométrique ou de la dynamique d'infiltration sur les eaux usées urbaines ? Quel est l'effet d'une augmentation de la population dans un bassin versant (changement de l'indice d'EH), d'une présence industrielle plus élevée dans le bassin versant sur la dynamique des eaux usées urbaines ? Ce modèle est également un outil utile pour i) combler les lacunes dues aux données manquantes ; ii) donner une dynamique de fréquence plus élevée à des séries de données composées d'échantillons moyens quotidiens, iii) créer des scénarios de perturbation supplémentaires et iv) obtenir des données prédites sur l'effluent.

Les principales principales limites actuelles du modèle de Gernaey sont : i) le nombre limité de polluants (carbone, azote et phosphore) pris en compte et ii) la non adaptataion du nombre d'équivalent habitant présents dans d'autres bassins de collecte. Aussi, en appliquant les modèles à une vraie usine pour générer des profils dynamiques basés sur les données moyennes des eaux usées, l'utilisation du modèle prendra normalement un certain temps pour l'ajustement des paramètres. Dans certains cas, il peut également être nécessaire d'ajouter des blocs modèles supplémentaires afin de décrire des phénomènes spécifiques. Comme autre limite il y a également la pluie trop au hasard et la simplicité du réseau.

Conclusion partielle

Le modèle phénoménologique de Gerneay et al. (2011) permet de simuler le débit d'écoulement et la dynamique des charges polluantes des eaux usées urbaines en sortie d'un réseau d'égout pour une entrée dans une station d'épuration. Il est construit en se basant sur les données et connaissances expérimentales. Il peut être utilisé pour réduire la consommation du temps et l'effort économique liés aux campagnes d'échantillonnage traditionnelles. Sur une base de données de campagnes de mesures disponibles, il peut étendre les données afin d'obtenir une image plus réaliste et complète sur la variation des eaux usées d'une zone donnée pour une amélioration des performances d'une STEP.

Sur ce chapitre 3 s'achève la partie I du présent document. Elle était relative au cadre théorique. La présentation des milieux d'études et les diverses expérimentations menées dans le cadre des travaux font l'objet de la partie II qui suit.

PARTIE II :

CADRE D'ETUDE ET APPROCHE METHODOLOGIQUE

CHAPITRE 4 : CONTEXTES GEOGRAPHIQUES, SOCIO-ECONOMIQUES ET CULTURELS DES BASSINS DE COLLECTE DE COTONOU ET DU GRAND-NANCY

Pour l'atteinte des objectifs définis, deux milieux d'étude ou bassins de collecte des eaux usées urbaines ont été choisis. Il s'agit de la Commune de Cotonou au Bénin et de la Métropole du Grand-Nancy en France. Il est présenté pour chaque bassin, les contextes géographiques, socio-économiques et culturels respectifs.

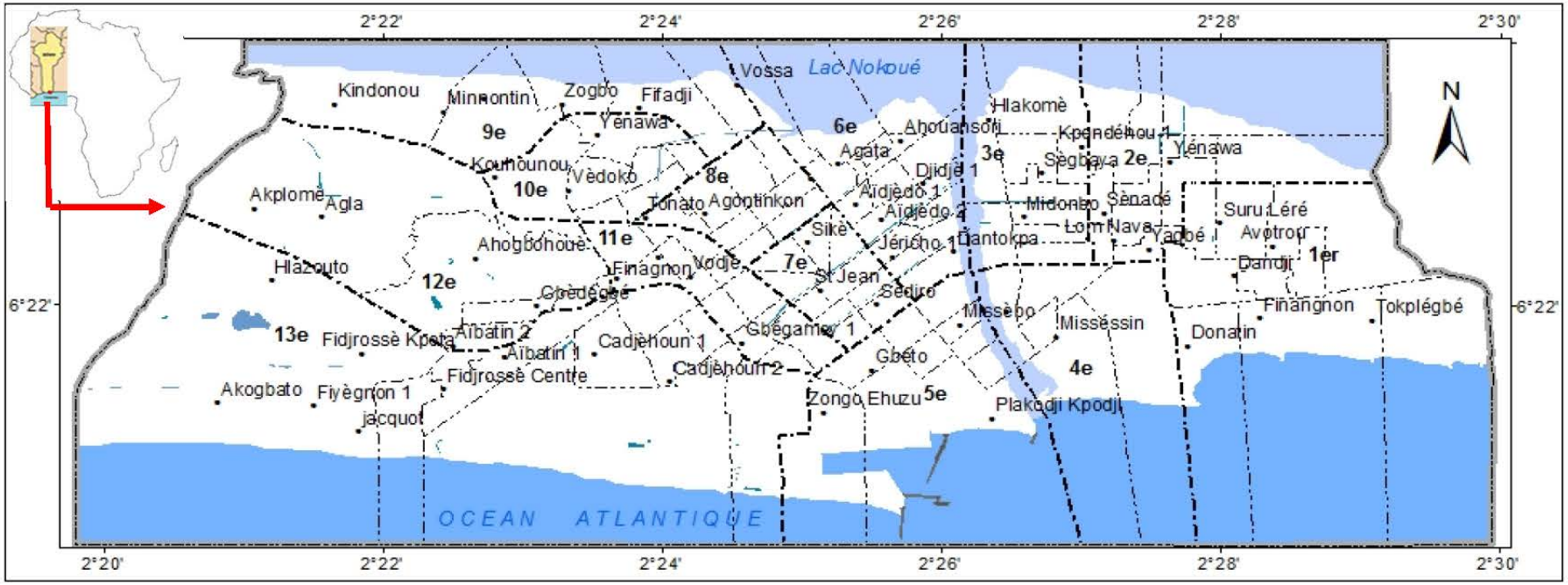
4.1. Bassin de collecte des eaux usées urbaines de Cotonou

4.1.1. Contextes géographiques

4.1.1.1. Situation géographique

Localisé au croisement des parallèles 6°20' et 6°24' de latitude nord et des méridiens 2°20' et 2°29' de longitude est (INSAE, 2005), Cotonou constitue la plus grande ville du Bénin située au sud du pays dont elle est la capitale économique. Cotonou est une commune constituant à elle seule le département du Littoral et couvre une superficie de 79 km^2. Elle est limitée au nord par le lac Nokoué, au sud par l'Océan Atlantique, à l'ouest par la commune d'Abomey-Calavi et à l'est par la commune de Sèmè-Podji. Cotonou comporte treize arrondissements et cent quarante-trois (143) quartiers de ville (INSAE, 2016b). Le chenal de Cotonou (poprolongement du Lac Nokoué débouchant sur la mer) divise la ville en deux parties donnant une partie du côté ouest couvrant 70% de la ville et une autre du côté est (MUHA et al., 2014).

La figure 9 de la page suivante présente la carte administrative de la ville de Cotonou.



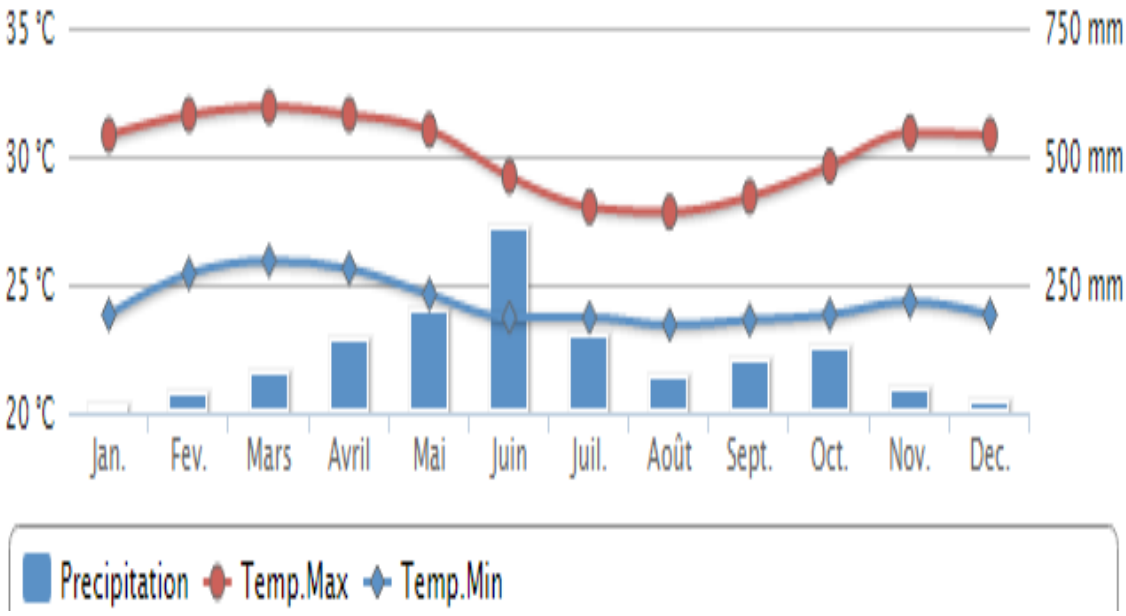
Source : Carte de la ville de Cotonou, CENATEL, 2016

<u>Figure 9</u> : Carte administrative du bassin de collecte de Cotonou

4.1.1.2. Climat

Le climat à Cotonou est celui qui prévaut dans le sud du Bénin. Il est de type subéquatorial, caractérisé par une alternance de saisons à savoir une grande saison de pluie (mi-mars à mi-juillet), une petite saison sèche (mi-juillet à mi-septembre), une petite saison de pluie (mi-septembre à mi-novembre) et une grande saison sèche (mi-novembre à mi-mars) (INSAE, 2005).

Les précipitations ont lieu principalement pendant la grande saison des pluies avec un maximum en juin (300 à 500 mm de hauteur de pluie) (INSAE, 2005). La température moyenne mensuelle varie entre 27 °C et 31 °C avec l'écart entre le mois le plus chaud et le moins chaud ne dépassant pas 3,2 °C. Les mois de février à avril sont les plus chauds et les mois de juillet à septembre sont ceux les plus frais (INSAE, 2005). Les profils de précipitations et de températures sur la période de 1981 à 2010 obtenus à partir des données climatiques de la station de Cotonou par Météo-France sont montrés à la figure 10 (http://www.meteofrance.com/climat/monde/cotonou/0065344). Les normales annuelles (moyenne annuelle) sur cette période sont de 1 308 mm de hauteur de pluie, 24 °C de température minimale et 30 °C de température maximale.



Source : http://www.meteofrance.com/climat/monde/cotonou/0065344

Figure 10 : Profils moyens des précipitations et des températures de Cotonou (synthèse sur la période 1981 à 2010)

La figure 11 quant à elle présente les hauteurs de pluies journalières et mensuelles à Cotonou tout au long de l'année 2016 (Données ASECNA-Cotonou, 2016).

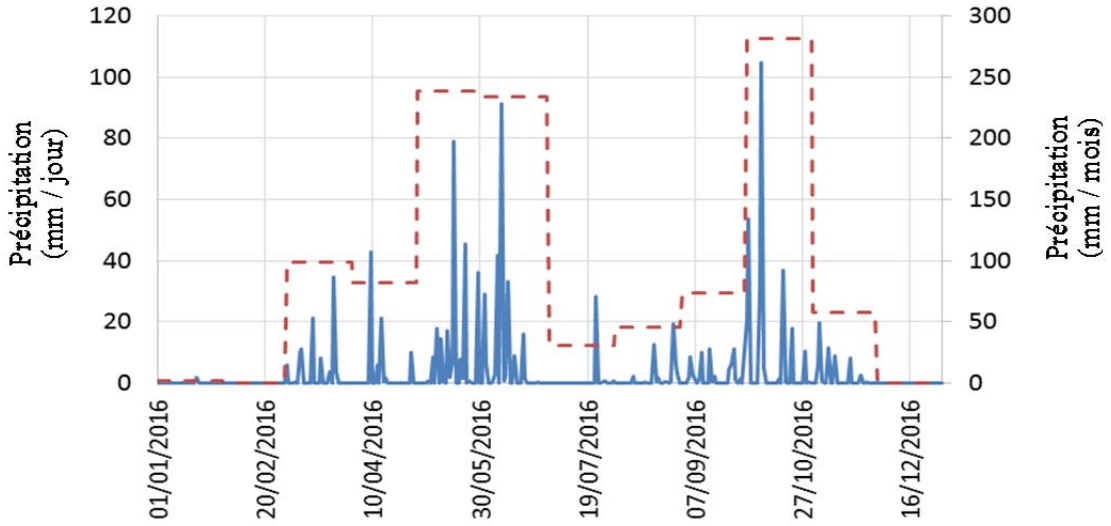


Figure 11 : Variation des précipitations à Cotonou au cours de l'année 2016

L'évaporation dans la région de Cotonou est importante de janvier à avril (3,3 et 5,2 mm/jr). Les valeurs minimales souvent enregistrées en juin-juillet avoisinent 3 mm/jr alors que les valeurs maximales peuvent atteindre 5 mm/jr en mars (Ahokpossi, 2012). Le vent au sol souffle du sud-ouest vers le nord-est avec une vitesse moyenne de 5 m/s (Ahokpossi, 2012). Il subit des fluctuations saisonnières de telle sorte que, durant la saison sèche, on a un vent sec et chaud dans la journée et frais dans la soirée (harmattan courant novembre-décembre de direction nord-est avec une vitesse moyenne comprise entre 2 et 3 m/s) et un régime de mousson pendant la grande saison des pluies avec au passage de lignes de grains avec une vitesse pouvant dépasser 20 m/s soit 72 km/h (Ahokpossi, 2012).

4.1.1.3. Géologie, relief et sol

Le bassin versant de Cotonou est situé sur une plaine côtière, dont le sous-sol est marqué par des sédiments récents (datant du quaternaire) (Ahokpossi, 2012). Un profil du sol sur une profondeur de 20 à 25 cm montre du bas vers le haut une succession d'argile (ou argile vaseuse), de sables moyens à grossiers, de sables fins et limoneux. L'ensemble forme un aquifère à nappe libre caractérisé par une eau douce en équilibre sur l'eau saumâtre et/ou salée. La nappe phréatique est très peu profonde et affleurante. Le niveau statique de

l'aquifère se situe entre 0,5 et 3 m au-dessus du niveau de la mer. Des coupes lithostratigraphiques indiquent des dépôts littoraux anciens et récents et des dépôts lagunaires et tidal (Ahokpossi, 2012).

Le relief est assez homogène et peu accidenté. Selon l'Institut Géographique National, les côtes oscillent entre 0,4 et + 6,5 m (INSAE, 2005). Le relief présente deux caractéristiques principales que sont les dépressions longitudinales à la côte et les bas-fonds érodés par l'écoulement des eaux pluviales. La ville est coupée en deux parties (est et ouest) par la tranchée qu'occupe la lagune de Cotonou. Les épis du port ont contribué à l'érosion de toute la côte est (INSAE, 2005).

Cotonou est située sur un cordon littoral constitué d'une bande de sable alluvial, large de 2 à 5 km et s'étendant sur environ 200 km d'ouest à l'est entre les villes de Lomé (Togo) et Lagos (Nigéria). Les sols ont une tendance podzolique (sols peu évolués, acides, lessivés et chimiquement pauvres) ; ils sont sablo-argileux. On rencontre aussi des sols ocre jaune à hydromorphie temporaire de profondeur, des sols gris ou ocres à hydromorphie temporaire de surfaces et des sols de marais quelquefois salés (INSAE, 2005).

4.1.1.4. Hydrographie et biodiversité

L'hydrographie de la ville est constituée de la lagune de Cotonou (formée par le prolongement du lac Nokoué, le plus important lac du Bénin d'une superficie de 60 km^2 en saison sèche situé dans le bassin de l'Ouémé et qui débouche sur la mer à travers le chenal de Cotonou) et des bas-fonds.

Le couvert végétal de Cotonou est difficile à recenser en raison de l'occupation très dense de l'espace urbain, ayant fait disparaître les essences caractéristiques des sols sablo-argileux et hydromorphes, remplacées par des essences anthropiques. Sur le cordon littoral, on rencontre des plantations de cocotiers et une végétation rare et clairsemée formée essentiellement d'hydrophytes. Les ressources fauniques se caractérisent par les animaux d'élevage domestique et les produits halieutiques issus du lac Nokoué, de la lagune de Cotonou et de l'océan.

4.1.2. Contextes socio-économiques et culturels

4.1.2.1. Politique de l'eau et de l'assainissement

La politique de l'eau et de l'assainissement au Bénin est régie par un cadre constitutionnel, des instruments juridiques, un mode de gestion et des outils de planification. Sont présentés ci-après quelques détails sur ces éléments.

a) Cadre institutionnel

La politique de l'eau et de l'assainissement des eaux usées au Bénin est gérée par les institutions telles que :

- les ministères de l'eau, du cadre de vie et de la santé, chargés de la définition des politiques et de la coordination générale des activités du secteur ;
- l'Agence Béninoise pour l'Environnement, institution publique d'appui à la politique nationale en matière de protection de l'environnement ; elle est chargée de la mise en œuvre de la politique environnementale définie par le Gouvernement dans le cadre du plan général de développement ;
- la Société Nationale des Eaux du Bénin (SONEB), l'Agence nationale d'approvisionnement en eau potable en milieu rural, les Directions Départementales de l'eau, du cadre de vie et de la santé qui sont les organes d'exécution. La SONEB est chargée de la mise en œuvre de la stratégie d'approvisionnement en eau potable et d'assainissement en milieu urbain et péri-urbain. Quant à l'Agence nationale d'approvisionnement en eau potable en milieu rural, elle a pour mission de programmer, de faire réaliser et de suivre les travaux d'infrastructures d'approvisionnement ;
- les Mairies qui sont les maîtres d'ouvrages des services de l'eau et de l'assainissement sur leur territoire ;
- les organismes de la société civile nationale ou internationale tels que l'Association Africaine de l'eau (AAE), le Partenariat National de l'Eau (PNE).

b) Instruments juridiques

Comme instruments juridiques pour une meilleure gestion nous avons :

- la loi n° 90-032 du 11 décembre 1990 portant constitution de la République du Bénin ; elle stipule en son article 27 que toute personne a droit à un environnement sain, satisfaisant et durable et a le devoir de le défendre ; l'Etat veille à la protection de l'environnement ;
- la loi n° 98-030 du 12 février 1999 portant loi-cadre sur l'environnement en République du Bénin ; elle définit les bases de la politique en matière d'environnement et organise sa mise en œuvre, en application des articles (exemple de l'article 27) de la constitution ;
- la loi n° 87-015 du 21 septembre 1987 portant Code de l'hygiène Publique de la République du Bénin ; elle légifère sur les habitations, le bruit, l'eau, la pollution du milieu naturel, les installations industrielles, les plages, les établissements classés, la police sanitaire ;
- le décret n° 2001-109 du 04 avril 2001 fixant les normes de qualité des eaux résiduaires en République du Bénin ; il fixe les normes de qualité des eaux résiduaires en application des dispositions de la Loi n° 98-030 du 12 février 1999 portant Loi-cadre sur l'environnement au Bénin ;
- la politique nationale de l'eau en République du Bénin (2008) et la loi n° 2010-44, portant Gestion de l'eau (Code de l'Eau) en République du Bénin. Elles définissent : la commune comme maître d'ouvrage des systèmes d'AEP et d'assainissement ; la délégation de la gestion des ouvrages par la commune à des opérateurs privés ou communautaires sous forme de contrats de concession, d'affermage ou de gérance ; le principe de non gratuité du service public de l'eau ; l'AEP et l'assainissement constituent deux composantes indissociables ; la gestion intégrée des ressources en eau par bassins versants ;
- la stratégie nationale de l'approvisionnement en eau potable en milieu rural (2005-2015) et la stratégie nationale de l'approvisionnement en eau potable en milieu urbain (2006-2015) ; elles permettent la mise en œuvre de la politique de l'eau et du code de l'eau ;

- la Politique Nationale de l'Hygiène et de l'Assainissement (PNHA) (2013) ; elle complète et actualise en fonction du contexte de la décentralisation, la précédente politique nationale d'assainissement élaborée en 1995 ; elle définit le cadre juridique et institutionnel, pose les problématiques, précise les rôles et responsabilités des acteurs et expose les objectifs et les orientations stratégiques poursuivis ;
- la stratégie nationale d'assainissement des eaux usées en milieu urbain (2008-2015) ; elle constitue un instrument de la politique nationale du Bénin en matière d'assainissement des eaux usées en milieu urbain ; elle traduit la volonté de l'Etat de renforcer le développement du secteur de l'assainissement des eaux usées en milieu urbain afin d'améliorer les conditions de vie des populations ;
- la convention d'Abidjan relative à la coopération en matière de protection et de mise en valeur du milieu marin et des zones côtières de la région de l'Afrique de l'ouest et du centre.

c) Modes de gestion

L'eau potable en milieu urbain est gérée par le service de la SONEB à travers un contrat-plan avec l'Etat, ou délégation de gestion par la commune. La SONEB a un prestataire privé pour la gestion des bornes fontaines dans les zones péri-urbaines non raccordées au réseau public (pS-Eau, 2014). En milieu rural, la gestion se fait par délégation de gestion par la commune en tant que maître d'ouvrage à un opérateur privé ou associatif, selon des modalités contractuelles bien définies (pS-Eau, 2014).

La gestion de l''assainissement des eaux usées est caractérisée par :

- la gestion déléguée à la SONEB pour l'assainissement collectif ;
- la gestion individuelle pour l'assainissement individuel par les ménages ; et
- la gestion déléguée à un opérateur privé ou une association sur la base d'un contrat avec la commune pour l'assainissement des ouvrages publics telles que les latrines publiques dont la planification et la réalisation sont à la charge de la Commune.

d) Outils de planification

Comme outils de planification dans le secteur de l'eau et de l'assainissement, nous pouvons citer :

- le Plan d'Action National de la Gestion Intégrée de la Ressource en Eau (PANGIRE) ; il a pour objectif de mettre en place un cadre national de gestion intégrée des ressources en eau, qui facilite la validation et la gestion coordonnée de l'eau, des terres et des ressources connexes en vue d'optimiser le bien-être économique et social qui en résulte, de manière équitable et sans compromettre la durabilité des écosystèmes vitaux ;
- le Budget Programme par Objectif (BPO) 2016-2018 Eau et Assainissement ; il est la nomenclature de présentation du budget de l'Etat qui permet de mettre en relation l'utilisation de crédits budgétaires et les politiques publiques mises en œuvre. Par sa présentation pluriannuelle, il permet d'évaluer l'évolution à moyen terme des politiques et stratégies publiques dans le secteur de l'eau et de l'assainissement ;
- les Plans de Développement Communal en AEP qui a pour objectifs : d'accompagner le transfert des compétences aux communes dans le secteur de l'eau potable en milieu rural et semi-urbain par la mise à la disposition des acteurs communaux d'un outil susceptible de les éclairer sur la démarche et les instruments d'élaboration d'une programmation et ses diverses exploitations possibles pour assurer une gestion optimale du secteur ; de garantir l'existence claires entre les communes, l'Etat et tous les autres acteurs du secteur, dans le sens du respect de la maîtrise d'ouvrage communale établie par la loi ; d'assurer une meilleure orientation et une coordination plus efficace des différentes interventions dans le secteur et sur le territoire communal et enfin de faciliter l'élaboration du plan de développement communal en qui concerne le secteur AEP dont la programmation pourra être aisément intégrée à la planification globale du développement à la base ;
- le Plan d'Hygiène et d'Assainissement Communal (PHAC) au niveau communal qui permet de définir les stratégies de développement de l'assainissement cohérente avec la politique nationale tout en tenant compte des priorités exprimées par les populations bénéficiaires et des facteurs socio-culturels adaptés à leur capacité techniques, organisationnelles et financières ;
- le Plan Directeur d'assainissement des eaux usées de la conurbation Cotonou, Abomey-Calavi, Sèmè-Podji et Porto-Novo, dans le cadre du Projet d'Urgence Environnemental en Milieu Urbain (PUGEMU) ; il a pour objectif d'assurer que l'ensemble des eaux usées (eaux noires issues des toilettes et eaux grises générées par

les autres activités domestiques) soient collectées et convenablement traitées avant de rejoindre le milieu naturel ;

- le Programme d'Action Mondiale de lutte contre la pollution due aux activités terrestres ; il vise à prévenir la dégradation du milieu marin due aux activités terrestres en aidant les Etats à s'acquitter de leur devoir de préservation et de protection du milieu marin ; il aide les pays à prendre individuellement ou collectivement et compte tenu de leurs politiques, priorités et ressources respectives, des mesures de nature à prévenir, réduire, maitriser et ou / éliminer, réduire la dégradation du milieu marin ou à remédier aux effets des activités terrestres. En menant à bien le programme, on pourra maintenir et, le cas échéant, rétablir la productivité du milieu marin et sa diversité biologique, protégeant ainsi la santé publique et favorisant la conservation et l'exploitation durable des ressources biologiques de la mer.

4.1.2.2. Typologie de l'habitat

L'habitat occupe 78% de la superficie urbanisée de la ville de Cotonou (MUHA et al., 2014). Il est peu différencié. Les maisons basses (à un seul niveau, situées dans une concession clôturée et ayant une ou plusieurs cours) avec une proportion de 77% sont le type le plus rencontré. Suivent les maisons isolées (8,5%), les immeubles (7,4%), les villas (3,8%), les cases (construction éphémère : 3,8%) et autres (0,6%) (INSAE, 2016a). Desservis par une voirie généralement orthogonale sauf à la périphérie, les quartiers dégagent une certaine impression d'uniformité typologique, accentuée par la présence d'entreprises artisanales ou commerciales dont les installations débordent souvent sur la voie. L'habitation est le type d'usage fait des unités d'habitation avec une proportion de 93,3% contre un usage mixte de 5,3% (INSAE, 2016). Les différences au niveau des types de construction, de la qualité de desserte et des infrastructures sont liées à l'insuffisance de planification, à l'inégalité des revenus et au développement historique de la ville.

On distingue également : i) les habitats anciens rencontrés dans les zones de Xlwacodji, Enangnon et Adogléta ; ii) les habitats de grand standing rencontrés dans les zones de résidence (Quartiers les cocotiers, Haie-Vive, Cité Vie Nouvelle, Cité Houéyiho, Zone des Ambassades, etc…) ; iii) les habitats de commerce (zone d'habitats mixtes) développés autour des marchés Dantokpa, Ganhi, etc. Ces derniers sont les anciens quartiers de Cotonou qui se dépeuplent au profit des activités commerciales et d'entrepôt. Les commerçants indiens, libanais ou syriens contractent des baux sur les parcelles servant jadis d'habitation pour y

ériger des entrepôts et des magasins de vente ; iv) les habitats péri-urbains lotis ou en cours de lotissement, constitués par les quartiers d'Agla, Ahogbohouè, Houénoussou, etc. (ces zones ont connu une densification rapide et accueillent les populations émigrées de la zone commerciale et des anciens quartiers) ; v) les habitats marécageux lotis rencontrés au niveau des quartiers longeant la lagune de Cotonou ; vi) les habitats marécageux non lotis où se trouve une faible densité de la population. Cette densité cache d'énormes disparités ; au niveau de certains marais non lotis (comme Houénoussou et Agla), on observe une occupation assez poussée tandis que d'autres marais sont presque inoccupés. Les deux derniers types d'habitat abritent la couche de la population la plus défavorisée de Cotonou vivant dans des conditions d'hygiène et d'assainissement précaires. Sur l'ensemble de la ville, les murs des habitations sont faits à 85,4% en briques, les toits en tôles à 81% (suivis des toits dallés à 12,8%), les sols en ciment à 78% (suivi des sols carrelés à 13,3%) (INSAE, 2016a).

D'après la Direction de l'Habitat et de l'Urbanisme (http://www.mediaterre.org/afrique/actu,20040922112802.html), le logement urbain au Bénin et en particulier à Cotonou, est en état de sous-équipement et de délabrement. Les insuffisances sont liées :

- à la non-adhésion, voire le refus d'adhésion des propriétaires et acquéreurs de parcelles en tant qu'apporteurs potentiels de ressources financières à la viabilisation de l'habitat;
- au refus ou à l'absence d'adhésion des propriétaires et acquéreurs de parcelles à l'application du taux de réduction des apports de superficie ou au prélèvement du taux de réduction des apports de superficie pour en dégager des parcelles dont les produits de vente sont destinés au financement partiels des coûts de viabilisation ;
- à la non-définition d'une politique de financement des travaux de lotissement ;
- à la faible implication de l'Etat jusqu'à une période récente (fin des années 1990) dans la réalisation et le financement des opérations de promotions immobilières ou des travaux de lotissement ;
- à l'absence au niveau des institutions financières installées sur le territoire de la ville, de lignes de crédit adaptées au financement des travaux de viabilisation ou à la réticence de celles-ci à prévoir des concours financiers ;

- à l'inexistence d'institutions financières spécialisées dans le financement des projets d'amélioration du cadre de vie notamment par la viabilisation avant l'installation des populations, et
- à l'absence d'une bonne politique de l'habitat, ce qui entraîne l'installation anarchique des populations, la construction des maisons sans norme, l'occupation anarchique de l'espace.

4.1.2.3. Caractéristiques démographiques

Selon l'INSAE (2016b), le bassin versant de Cotonou abrite une population d'environ de 679 012 habitants dont 325 872 hommes (48%) et 352 140 femmes (52%). Le rapport de masculinité est de 91,1 hommes pour 100 femmes et il est dénombré 166 433 ménages. La ville a une densité de 8 595 habitants au km^2 ; elle connaît un début probable de saturation. Son poids démographique fait 6,8% de la population du pays.

Le 12ème arrondissement (Aibatin) de Cotonou est le plus grand et est également le plus peuplé. Le 7ème arrondissement (Maro-militaire) est le plus petit et le 5ème arrondissement (Guinkomey) est le moins peuplé. Les femmes sont en nombre plus élevé que les hommes dans tous les arrondissements sauf dans le 11ème (Gbèdiga).

Selon les données de l'INSAE (2016b), la population de Cotonou est relativement jeune. Les tranches d'âges de 0 – 4 ans, 5 - 9 ans, 10 -14 ans et 20 - 24 ans, sont en plus grande proportion avec des taux respectifs de 14,3%, 12,5%, 10,6% et 10,3%. Toutes les autres tranches d'âges sont en dessous de 10%. La taille moyenne des ménages est de 4,1. L'indice synthétique de fécondité (enfant par femme) est de 3,7. Le taux brut de natalité est de 33,6‰. Ces taux sont les plus bas comparativement à ceux enregistrés dans les autres communes du Bénin. Cela est dû au fait que la ville de Cotonou compte parmi les populations féminines les plus instruites. Ainsi, avec les contraintes de l'emploi et le désir de mener une certaine aisance de vie, elles adoptent facilement des méthodes contraceptives pour réduire leur niveau de fécondité. Le taux brut de mortalité au Bénin est de 8,5‰ avec 7,7‰ en milieu urbain. L'espérance de vie à la naissance est de 63,84 ans au Bénin avec 64,74 ans en milieu urbain.

Le phénomène migratoire est très remarquable dans la ville de Cotonou. En effet, depuis quelques décennies, Cotonou pour son caractère de ville économique, pour son hospitalité, pour la paix sociale et la stabilité politique qui y règnent, accueille beaucoup d'étrangers

notamment les Nigériens (28,5%), les Nigérians (23,3%), les Togolais (21,1%), les Burkinabè (2,2%) ; le taux d'immigrants venant du reste de l'Afrique de l'Ouest et de toute l'Afrique est respectivement de 14,4% et 7,2%. Les Français font une proportion de 1,1% des étrangers. Pour le reste de l'Europe on a 0,4% et le reste du monde 1,8%. On rencontre également des Libanais, Syriens, Indo-pakistanais, etc. Beaucoup de ces étrangers s'y installent et développent des activités économiques surtout le commerce. Aussi, beaucoup de Béninois de l'intérieur migrent vers Cotonou pour des motifs d'emploi (27,9% des migrants surtout les hommes), de regroupement familial (57,9% des migrants surtout des femmes), et de poursuite des études (13,9%). Mais néanmoins, le solde migratoire selon le RGPH4 est négatif (-140 182) comparativement au RGPH3. Celai voudrait dire que le taux d'immigration vers la ville diminue.

L'ethnie la plus rencontrée dans Cotonou est le Fon (56,6%), suivi des Adjas (17,7%) et des Yoruba (10,9%) ; les autres ethnies (Bariba, Debdi, Yoa, Lokpa, Otamari etc.) représentent globalement 5,9% de la population. Les ethnies étrangères à Cotonou, sont représentées à un taux de 8,5%. La religion la plus pratiquée est le catholicisme (51,21%), suivi de l'islam (16,9%) ; les religions du christianisme céleste et les protestants méthodistes font un taux respectif de 5,7% et 3,7% ; 1,6% de la population de la ville pratique l'animisme. Les autres religions chrétiennes comme traditionnelles sont pratiquées par une proportion de 17,3%.

Depuis 1992, le taux d'accroissement de la ville de Cotonou a amorcé une baisse, passant de 3,76% (1979-1992) à 2,17% (1992 et 2002) puis à 0,18% (2002 et 2013). Le rythme de la croissance de la commune se trouve ainsi freinée. Elle se dépeuple au profit des communes voisines (Abomey-Calavi, Pahou, Ouidah, Sèmè-Podji et Porto-Novo). Cela contribue au solde migratoire négatif obtenu lors du dernier recensement. Notons que ces dernières communes ne sont rien d'autres que des cités dortoirs à la ville de Cotonou. En effet, Cotonou étant un centre d'activités économiques, une grande partie de la population habitant désormais les communes voisines, viennent travailler à Cotonou dans la journée. Cela fait qu'au cours de la journée, le bassin versant abrite une forte population qui y produit ses déchets augmentant ainsi la pollution de la ville pendant la journée.

4.1.2.4. Caractéristiques socio-économiques

La ville de Cotonou concentre plus de 45% des actifs des dix principales villes du Bénin (INSAE, 2005). Trois secteurs d'activités sont exercés dans la commune. Le maraîchage des légumes locaux et exotiques dans les zones de bas-fonds, les pépinières de fleurs et d'arbres fruitiers, la pêche continentale et maritime, l'élevage des espèces conventionnelles et non conventionnelles (volailles, caprins, porcins, escargots, aulacodes ou rats des roseaux appelés scientifiquement *Tryonomys*, etc.), caractérisent le secteur primaire. Le développement de ces activités participe à la résolution de nombreux problèmes de chômage, d'insécurité alimentaire, d'insuffisance des revenues. La production des cultures maraîchères reste influencée par la variation de la pluviométrie ; en effet, les eaux de pluie en excès inondent les sites maraîchers, entrainant des problèmes environnementaux et sanitaires du fait des pesticides et des engrais chimiques qui se retrouvent dans les eaux. Les conséquences sont la pollution des sols, de la nappe phréatique, des cours d'eau en l'occurrence le chenal de Cotonou (PAZH, 2000 ; Agbossou et al., 2003 ; Dovonou et al. 2011). D'autres problèmes liés au maraîchage, sont d'une part la cherté des coûts des intrants agricoles et l'insuffisance de personnels encadrants, et d'autre part la vente sans contrôle des produits phytosanitaires par des commerçants non assermentés et à des endroits insoupçonnés. Ces produits concomitamment des fois les denrées alimentaires.

Le secteur secondaire quant à lui concerne surtout l'agroalimentaire. Mais d'autres petites industries dans les secteurs du bois, du caoutchouc et du plastique, de l'imprimerie, du bâtiment et travaux publics et les industries chimiques sont développées. Il y a plusieurs années, ce secteur a représenté en moyenne 14% de la production de la ville (INSAE, 2005). Cette contribution est minime, du fait du faible niveau d'investissement. Les industries agroalimentaires y ont contribué à plus de 50% (INSAE, 2005). Sur le plan environnemental, les activités artisanales pratiquées au niveau des ateliers de soudure, de réparations de motos et d'autos, de tannerie et de teinturerie, les ateliers de transformation du manioc (*Manihot esculenta*), du néré (*Parkia biglobosa*), du karité (*Vitellaria paradoxa*), etc., au travers de la ville et aux abords du chenal, sont source de pollution chimique des eaux dans la ville de Cotonou. En effet, lors des pluies au travers du ruissellement des sols et des inondations ainsi que des rejets directs des eaux usées dans la nature (en plein air, dans les collecteurs et directement dans le chenal de Cotonou), bon nombre de micropolluants se retrouvent dans ces eaux.

Le secteur tertiaire est le plus dynamique de l'économie cotonoise. Il contribue le plus au PIB local (48% en moyenne de 1999 à 2003), bien que ce secteur n'emploie que 36,6% de la population active (INSAE, 2005). Les principales branches contribuant au PIB sont le commerce, les transports, le tourisme, les banques et les services financiers. Le commerce reste l'activité urbaine la plus répandue à Cotonou. Il représente 60% des établissements. Les performances du secteur s'expliquent par la position géographique du pays qui est en fait un couloir de transit pour les importations des pays voisins ou d'autres pays de la région. La ville compte beaucoup de marchés d'importance locale (Ganhi, St-Michel, etc.) et un marché international (Dantokpa). Les activités commerciales sont orientées aussi bien vers la consommation intérieure que vers l'importation et l'exportation. Elles sont dominées par l'informel. Les zones commerciales autour des marchés Dantokpa, Ganhi et du Port constituent de véritables pôles d'activités économiques. Le transport occupe également une place importante dans l'économie urbaine de Cotonou. Sa contribution au PIB qui était de l'ordre de 8% en 1991 est aujourd'hui en constante augmentation. Il permet d'assurer le trafic interne indispensable à l'approvisionnement des biens de consommation et d'autre part d'assurer le trafic de transit. Par ailleurs, la ville est desservie sur le plan d'infrastructures de transport par un port et un aéroport international. On y trouve aussi des gares routières et ferroviaires. Le système bancaire est composé de nombreuses structures de banques qui mobilisent 91,74% de l'épargne du secteur formel. Elles assurent également avec des services de microfinance, le financement des activités commerciales.

4.1.2.5. Niveau et mode de vie des populations

A Cotonou, seulement 51% des ménages ont accès à l'eau courante de la SONEB à leur domicile. 46,1% vont en acheter dans les maisons voisines (INSAE, 2016a). Les autres sont desservis par une borne-fontaine ou robinet public (0,3%) ; les puits protégés publics sont rencontrés à un taux de 0,1% et ceux protégés privés à un taux de 0,6% (INSAE, 2016b).

Au Bénin la consommation d'eau des ménages est passée de 20 L/hbt/jr en 1975 à 80 L/hbt/jr en 2010 (Bacharou et al., 2012). Dans les parties « est » et « ouest » de Cotonou, elle est respectivement de 60 L/hbt/jr et 64 L/hbt/jr pour les populations utilisant l'eau de la SONEB pour tout usage (45 et 54 L/hbt/jr pour les usagers utilisant d'autres sources d'eau comme les eaux de puits en plus des eaux de la SONEB) (INSAE et al., 2014). Les eaux de la SONEB sont captées dans une nappe phréatique. Cette consommation domestique d'eau par les habitants au Bénin et en particulier à Cotonou, comparée à celle d'autres pays par exemple en

2008 (219 L/hbt/jr en Chypre, 188 L/hbt/jr en Italie, 154 L/hbt/jr en Espagne, 151 L/hbt/jr en France ; 144 L/hbt/jr au Royaume Uni, 122 L/hbt/jr en Allemagne, 116 L/hbt/jr au Pays-Bas, 90 L/hbt/jr en Pologne, etc.) (Demoulière et al., 2012) est très faible.

Sur le plan énergétique, le charbon de bois demeure le mode de cuisson le plus utilisé (66,1%), suivi du gaz (23,6%). L'électricité de la SBEE est le mode d'éclairage le plus rencontré (84,1%) mais l'utilisation du pétrole dans le mode d'éclairage est aussi observée (11%) (INSAE, 2016a).

Du point de vue sanitaire, Cotonou est plus favorisée (par rapport aux autres villes du pays) en termes de couverture sanitaire. Mais le manque de moyens d'accès aux soins par les populations pauvres ainsi que des centres de santé ne disposant pas de tout du plateau technique nécessaire, sont les difficultés rencontrées. Aussi, notons que l'automédication est très pratiquée par la population. Elle est favorisée par les ventes en vrac et à travers les rues et dans les marchés, de tous produits pharmaceutiques et phytopharmaceutiques. La mauvaise gestion du stock de ces produits (les produits périmés par exemple) contribue à la pollution de l'environnement et des eaux en particulier.

Le secteur éducatif est marqué par de nombreux centres de formation publique et privée du niveau de la maternelle jusqu'au supérieur. Le taux net de scolarisation des filles est 81,6% (55,7% pour le Bénin) et de 86,9% chez les garçons (58,1% pour le Bénin). Ces taux sont les plus élevés comparativement aux autres départements du Bénin (INSAE, 2016a).

L'assainissement des déchets solides et liquides est toujours insuffisant. De plus amples informations afférentes à ce secteur ont été développées précédemment (dans la section de la problématique) mais notons que le manque d'infrastructures d'assainissement et l'incivisme des populations entrainent le rejet dans l'environnement de divers polluants. Parmi ces déchets contribuant à la pollution des eaux dans le bassin versant de Cotonou, nous avons de plus en plus les déchets électroniques et électriques (électroménagers, télévisions, radios, lecteurs CD et DVD, téléphones, calculatrices, matériels informatiques, matières d'éclairage, etc.). Ces déchets en fin de vie sont rejetés dans les poubelles et se retrouvent sur les immondices des tas d'ordures mal gérés. En période pluvieuse, ces déchets au contact de l'eau, se dégradent et libèrent les micropolluants qui se retrouvent du fait du ruissellement et de l'infiltration, dans les écosystèmes aquatiques. La mauvaise gestion des déchets liquides

hospitaliers, contribue également à la pollution (chimique et bactériologique) des réseaux de collecteurs d'eaux usées, connectés aux hôpitaux.

A Cotonou, l'Indice Humain de Pauvreté (IHP) est de 15,9% (36,6% pour le Bénin) (INSAE, 2016a). Cet indice est un indicateur caractérisant le niveau de pauvreté d'un pays, crée par le Programme des Nations Unies pour le Développement. Dans les pays pauvres et en développement, il est calculé à partir des indicateurs de longévité, d'instruction et de condition de vie. Dans les pays riches, il prend en compte ces trois indicateurs en plus de celui d'exclusion. L'IPH varie entre 0 et 100% et plus l'IPH d'un pays est élevé, plus ce pays est pauvre (https://fr.m.wikipedia.org/wiki/Indicateur_de_pauvrete%C3%A9).

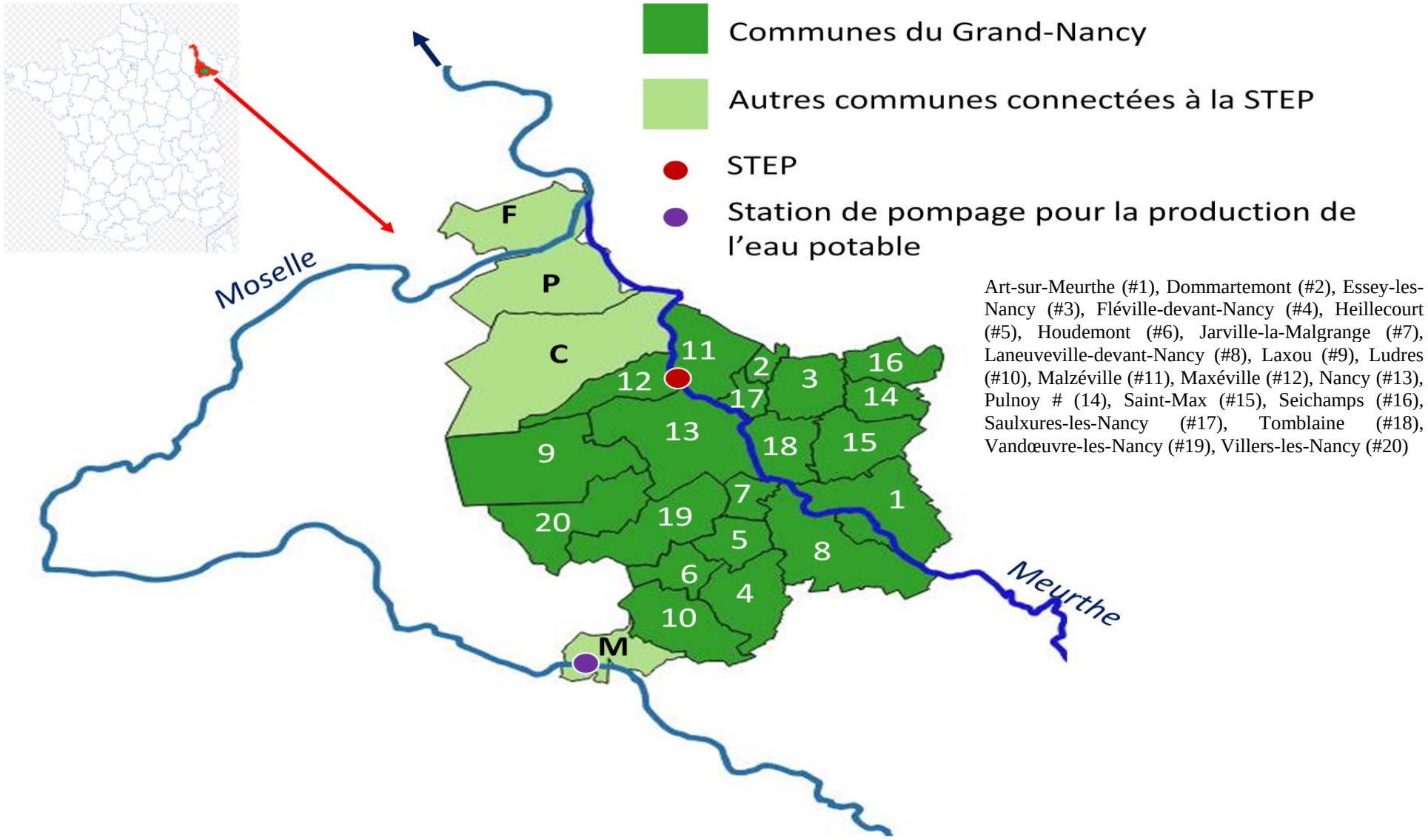
4.2. Bassin de collecte des eaux usées urbaines du Grand-Nancy

4.2.1. Contextes géographiques

4.2.1.1. Situation géographique

Organisé en district le 12 octobre 1959, le bassin de collecte du Grand-Nancy rassemblait alors douze communes autour de deux premières compétences que sont l'alimentation en eau potable et le traitement des eaux usées, pour lesquelles il s'est doté d'une administration autonome. Devenu une des structures intercommunales les plus complètes de la France, le district se transforme en Communauté Urbaine du Grand-Nancy en 1996 et rassemble désormais vingt communes (Art-sur-Meurthe (#1), Dommartemont (#2), Essey-les-Nancy (#3), Fléville-devant-Nancy (#4), Heillecourt (#5), Houdemont (#6), Jarville-la-Malgrange (#7), Laneuveville-devant-Nancy (#8), Laxou (#9), Ludres (#10), Malzéville (#11), Maxéville (#12), Nancy (#13), Pulnoy # (14), Saint-Max (#15), Seichamps (#16), Saulxures-les-Nancy (#17), Tomblaine (#18), Vandœuvre-les-Nancy (#19), Villers-les-Nancy (#20))**.**

Depuis le 1er juillet 2016, le Grand-Nancy a intégré le réseau des métropoles de France. Il est situé entre les parallèles 48°23'N et les méridiens 6°12'E (Google-Earth) dans le département de la Meurthe et Moselle, dans la Région du Grand-Est, sur le plateau lorrain. Grand-Nancy couvre une superficie de 142,3 km^2 (http://www.grand-nancy.org). Quatre autres communes sont connectées aux vingt communes par le réseau d'assainissement. Il s'agit des communes de Champigneulles (C ; 24 km^2), Frouard (F ; 13 km^2), Messein (M ; 5 km^2) et Pompey (P ; 8,1 km^2). La figure 12 présente la carte du bassin de collecte du Grand-Nancy et des 4 autres communes qui y sont raccordées.



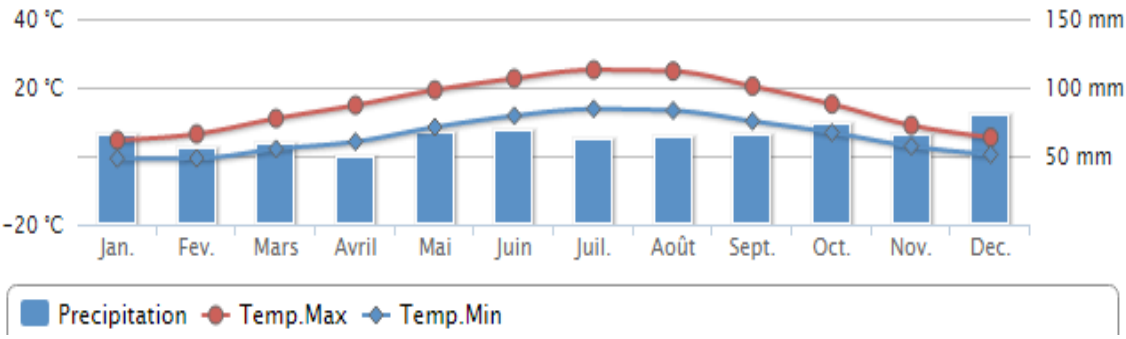
Art-sur-Meurthe (#1), Dommartemont (#2), Essey-les-Nancy (#3), Fléville-devant-Nancy (#4), Heillecourt (#5), Houdemont (#6), Jarville-la-Malgrange (#7), Laneuveville-devant-Nancy (#8), Laxou (#9), Ludres (#10), Malzéville (#11), Maxéville (#12), Nancy (#13), Pulnoy # (14), Saint-Max (#15), Seichamps (#16), Saulxures-les-Nancy (#17), Tomblaine (#18), Vandœuvre-les-Nancy (#19), Villers-les-Nancy (#20)

<u>Figure 12</u> : Carte du bassin de collecte du Grand-Nancy et des 4 autres communes qui y sont connectées par le réseau d'assainissement

4.2.1.2. Climat

Dans le Grand-Nancy, le climat qui prévaut est celui caractéristique du plateau lorrain. Ce climat est de type semi-continental à l'Est et de type océanique très altéré sur la Meuse. Selon la classification de Köppen-Geiger, le climat est de type Cfb soit un climat tempéré chaud sans saison sèche (océanique ; été tempéré).

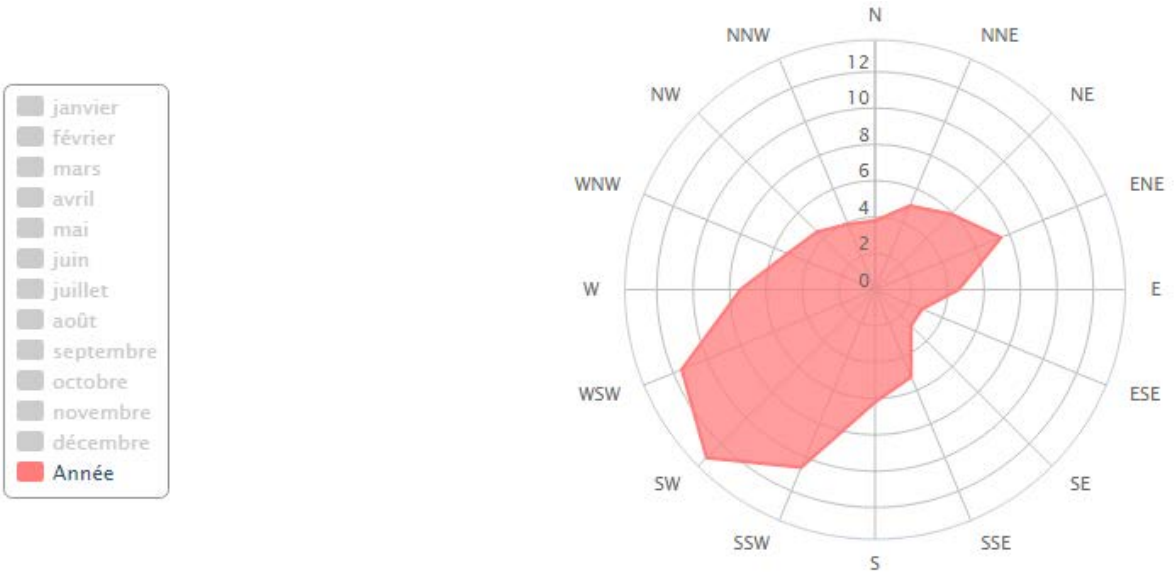
Les précipitations sont assez abondantes et régulières tout au long de l'année. Même pendant le mois le plus sec, on enregistre des précipitations. Les hauteurs de pluie annuelles moyennes sont de 731 mm. Une hauteur moyenne de 47 mm fait du mois d'avril le plus sec de l'année. Le mois de juin, avec une moyenne de 74 mm, affiche les précipitations les plus importantes. La variation des précipitations entre le mois le plus sec et le mois le plus humide est en moyenne de 27 mm. Les températures estivales sont modérément chaudes, en moyenne 18 °C à 19,5 °C en juillet (mois le plus chaud de l'année). Les températures moyennes hivernales, caractéristiques d'un climat semi-continental, sont généralement voisines de 1,5 °C à 2 °C en janvier (mois le plus froid de l'année). Les hivers sont froids avec parfois un bon enneigement. Sur l'année, la température moyenne est de 9,7 °C. Entre la température la plus basse et la plus élevée de l'année, la différence moyenne est de 16,9 °C. En 2016 il a été enregistré un record de température maximale de 33,4 °C et de froid de -8,9 °C ; la précipitation maximale était de 115 mm et celle minimale de 76 mm. (http://sigesrm.brgm.fr/Climatologie ; https://fr.climate-data.org/location/364/ ; http://www.linternaute.com/voyage/climat/nancy/ville-54395). A partir des données climatiques de la station de Nancy collectées par Météo-France, les profils de précipitations et de températures sur la période de 1981 à 2010 sont obtenus (Figure 13). Les normales annuelles (moyenne annuelle) sur cette période sont de 775,1 mm de hauteur de pluie, 6 °C de température minimale et 14,9 °C de température maximale.



Source : http://www.meteofrance.com/climat/france/nancy/54526001/normales

Figure 13 : **Profils des précipitations et des températures à Nancy de 1981 à 2010**

Les statistiques relatives au vent, basées sur des observations entre août 2002 et février 2016, tous les jours entre 7 h à 19 h, à la station météo Nancy-Ochey, montrent une vitesse moyenne mensuelle variant de 7 noeuds (soit 13 km/h ou 3,6 m/s aux mois de juin, août et septembre) à 9 noeuds (soit 16,7 km/h ou 4,6 m/s aux mois de janvier, février, mars et décembre). La vitesse moyenne annuelle est de 8 noeuds (soit 14,8 km/h ou 4,1 m/s). La distribution de la direction du vent sur l'année est montrée à la figure 14. La distribution est beaucoup plus vers le Sud-Ouest. En 2016, il a été enregistré un record maximal de vitesse de vent de 104 km/h (http://www.linternaute.com/voyage/climat/nancy/ville-54395 ; http://fr.windfinder.com/windstatistics/nancy).



Source : http://fr.windfinder.com/windstatistics/nancy

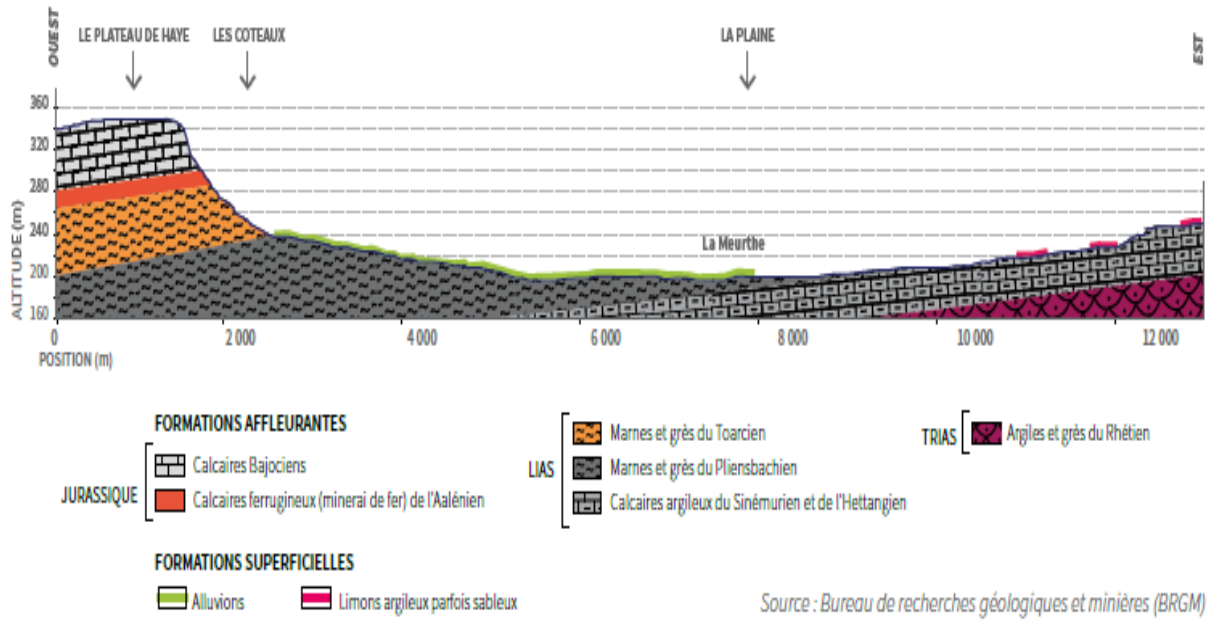
Figure 14 : Distribution de la direction du vent à Nancy de 2002 à 2016

4.2.1.3. Géologie, relief et sol

Selon ADUAN (2015c), le Grand-Nancy occupe un large bassin qui se rétrécit au Nord pour faire place à la confluence de la Meurthe et de la Moselle. Il se présente sous la forme d'un amphithéâtre prenant appui sur les pentes de trois plateaux autrefois réunis : le plateau de Villiers (371 m), le plateau de Haye (320 m) et le plateau de Malzéville (378 m). En effet, la Meurthe (rivière) venue des Vosges y a creusé une étroite vallée (200 m) semi-marécageuse. C'est dans cet amphithéâtre entre forêt et marais que l'agglomération nancéienne est née. Dans sa partie aval, le site naturel de Nancy forme une large dépression d'environ 12 km de diamètre clairement délimité. A l'Ouest de la dépression, se trouve un front de côtes (plateaux de Haye et de Brabois), au Nord les buttes-témoins du Grand Couronné (plateau de Malzéville et le Pain de sucre), à l'Est la plaine du Saulnois et au Sud le plateau du Vermois

(deux régions agricoles). Ainsi l'agglomération nancéienne s'ouvre naturellement sur l'extérieur avec un paysage marqué par l'alternance de plateaux et de plaines et le relief de côtes (« cuestas ») orienté nord-sud. Quatre unités écopaysagères caractérisent donc ce relief. On distingue : la vallée alluviale de la Meurthe avec ses affluents et ses zones humides, la plaine à vocation agricole, les coteaux dominés par des vergers et pelouses calcaires et de vastes surfaces boisées avec notamment le plateau du massif de Haye. La géologie du milieu est montrée à travers la figure 15. Il s'agit d'une coupe géologique du bassin nancéien.

La topographie et le socle géologique de l'agglomération nancéienne montre un creux d'une cuvette bordée au Nord, à l'Ouest et au Sud par un système de plateaux calcaires et à l'Est par une plaine.



Source **:** ADUAN, 2015c

Figure 15 : Coupe géologique du bassin nancéien

4.2.1.4. Hydrographie et biodiversité

La topographie et le socle géologique de l'agglomération nancéienne rendent son hydrosystème complexe. Au creux de la cuvette, se trouve la Meurthe qui recueille ses affluents avant de poursuivre sa course vers la Moselle, laquelle est un affluent du Rhin. Avec l'extension des zones urbaines, la plupart des affluents ne sont plus visibles et sont souterrains. Toutefois, certains ruisseaux émergent encore des zones d'urbanisation moins denses sur la majeure partie de leurs cours amont, principalement sur les territoires de

seconde couronne à l'Est et au Sud de l'agglomération (notamment le Frocourt, le Frahaut, le Grémillon, le Prarupt, le Fonteno, etc…).

Le Grand-Nancy abrite des habitats naturels à très forts enjeux écologiques à l'échelle régionale tels que des pelouses calcaires (260 ha), des zones alluviales (600 ha) et des milieux aquatiques (180 ha). Ces écosystèmes reposent sur une mosaïque d'espaces agricoles avec une part non négligeable de prairies créant des corridors fonctionnels pour assurer le déplacement des espèces. Cette biodiversité s'exprime au sein de l'agglomération par la présence de nombreux espaces verts tels que : les parcs publics (300 ha dont le parc de Brabois avec 55 ha ; les espaces verts de voiries avec 200 ha ainsi que 43 000 arbres (110 espèces) qui structurent les espaces publics), les espaces verts privés (les parcs situés autour du château de Fléville-devant-Nancy, à la Chartreuse de Bosserville (Art-sur-Meurthe), etc…), les 40 ha de jardins et de vergers familiaux répartis sur quinze communes de l'agglomération. Cultivés collectivement par les habitants qui participent ainsi à la valorisation de la nature de la ville leur mode de gestion des espaces verts se diversifie au fil du temps et ils deviennent des jardins d'insertion ou des vergers pédagogiques, vergers conservatoires ou des vignes.

On distingue également certains éléments phares, révélateurs de la biodiversité du territoire du Grand-Nancy. Il s'agit du :

- massif de la forêt de Haye : seconde plus grande forêt périurbaine de France après Fontainebleau. Il est constitué de 10 300 hectare (ha) classé sur un total de 11 000 ha. 17% de sa superficie se situe sur le Grand-Nancy s'étendant sur les communes de Maxéville, Laxou, Villers-lès-Nancy, Vandoeuvre-lès-Nancy, Houdemont et Ludres ;
- plateau de Malzéville : référencé au sein du réseau européen des sites écologiques Natura 2000. Il couvre près de 450 ha et s'étend sur six communes. Dominant la vallée de Meurthe de près de 150 m, cette « petite steppe », constitue un site naturel remarquable du fait de la diversité de ses espèces, de la richesse des habitats et de son caractère unique. Cette biodiversité remarquable repose sur 150 espèces végétales dont quinze sont inscrites au registre des espèces protégées au niveau régional ou européen. Le plateau forme la plus vaste pelouse calcaire d'un seul tenant au cœur de la Lorraine ;

- patrimoine botanique et horticole : qui se caractérise par la qualité et la nouveauté des plantes et des fleurs cultivées. Ce patrimoine est l'héritage botanique que le passé de la ville lui a légué, comme en témoignent le jardin de la Citadelle de l'époque médiévale, le parc de la Pépinière, le jardin Godron du règne de Stanislas, les parcs St Marie, Blondot et Orly de la période XIX^{ème} siècle et plus récemment les jardins contemporains (jardins d'eau). Deux sites illustrent particulièrement ce patrimoine horticole de l'agglomération à savoir :
    - le jardin botanique du Montet (27 ha) datant de 1975, devenu le plus important jardin botanique français, avec une collection de plus de 12 000 espèces du monde végétales et
    - les serres de la ville de Nancy (2,5 ha) où à l'abri de 3 000 m^2 de tunnels et de 2000 m^2 de serre de verre datant de 1920, 480 000 plantes fleurissent la ville chaque année.

4.2.2. Contextes socio-économiques et culturels

4.2.2.1. Politique de l'eau et de l'assainissement

Le cadre constitutionnel, les instruments juridiques, les modes de gestion et les outils de planification qui régissent la politique de l'eau et de l'assainissement en France sont présentés ci-après.

a) Cadre institutionnel

Les institutions suivantes sont garantes de la politique de l'eau et de l'assainissement en France. Nous avons :

- le Ministère en charge de l'Ecologie qui définit et coordonne la politique ; il assure le secrétariat de la mission interministérielle de l'eau qui rassemble tous les ministères concernés sous l'autorité du Premier Ministre (exemple des ministères de la santé, de l'agriculture) ;
- le Conseil départemental de Meurthe-et-Moselle ; il joue un rôle d'aménagement et d'équipement à travers les aides financières qu'il apporte aux réseaux d'eau et d'assainissement ; il est composé d'un service d'assistance technique aux communes ;

- le Conseil métropolitain du Grand-Nancy et le Conseil Municipal, respectivement responsables des services publics d'eau potable et d'assainissement des eaux usées au niveau de la Métropole et au niveau des communes (depuis la fin du 20ème siècle). Le conseil municipal peut également engager des démarches contractuelles pour la gestion des ressources en eau et des milieux aquatiques et/ou des démarches de planification.

b) Instruments juridiques

Les textes suivants constituent l'arsenal juridique pour la gestion de l'eau et de l'assainissement des eaux usées en France. Nous avons :

- la loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964, relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre la pollution ; elle établit une gestion de l'eau répartie en six bassins hydrographiques en métropole et des bassins dans les Antilles, suivant le découpage naturel des bassins versants ; elle instaure une vision de l'eau qu'on pourrait qualifier « d'intégrée » ;
- la loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) ; elle a pour fonction de transposer en droit français la Directive cadre européenne sur l'eau afin d'arriver aux objectives de la Directive ;
- la Directive 91/271 du 21 mai 1991, relative aux Eaux Résiduaires Urbaines (ERU) ; elle impose aux Etats membres de l'Union Européenne, des normes de collecte, de traitement et de rejet des ERU ainsi que le traitement et le rejet de certains secteurs industriels. Son objectif est la protection de l'environnement contre une détérioration due aux rejets de ces eaux. Elle a pour échéance de mise en conformité par les Etats membres, décembre 2005. Ses obligations ont été transcrites en droit français par la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau, le décret n° 94-469 du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées et l'arrêté du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement, puis par les plans d'actions 2007-2011 et 2012-2018 (en cours) ; elle a été modifiée par la Directive n° 2013/64/ UE du Parlement Européen et du Conseil du 17 décembre 2013, suite à la modification du statut de la Mayotte à l'égard de l'Union Européenne ;
- la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE du 23 octobre 2000 ; il établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau ; elle fixe des objectifs, un

calendrier et une méthode de travail aux Etats membres pour l'atteinte d'un bon état écologique des ressources en eau à l'échéance de 2015 ; elle définit également des stratégies particulières pour améliorer la qualité chimique des eaux en réduisant le rejet des substances prioritaires (les micropolluants) pour les eaux de surface ; l'échéance de 2020 est fixée pour les substances classées prioritaires dangereuses ; une première liste de 33 substances a été adoptée comprenant les métaux, les pesticides et les hydrocarbures ; elle a été modifiée par la Directive n° 2013 / 64 / UE du Parlement Européen et du Conseil du 17 décembre 2013, suite à la modification du statut de Mayotte à l'égard de l'Union Européenne. Elle a été également modifiée par deux autres Directives que sont : la Directive n° 2014/101/UE du Parlement Européen et du Conseil du 30 octobre 2014, établissant un cadre politique communautaire dans le domaine de l'eau, et la Directive n° 2013/39/UE du Parlement Européen et du Conseil du 12 Août 2013 en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique communautaire dans le domaine de l'eau. Cette dernière a introduit douze nouvelles substances qui viennent compléter la liste des 33 substances prioritaires (Dicofol, Acide perfluorooctanesulfonique et ses dérivés, Quinoxyfène, Dioxines et composés de type dioxine, Alconifène, Bifénox, Cybutryne, Cypermethrine, Diclorvos, Hexabromocyclododécanes, Heptachlore et Epoxyde d'heptachlore, Terbutryne).

c) Mode de gestion et outils de planification

La gestion de l'eau et de l'assainissement des eaux usées repose sur les principes tels que :

- une gestion décentralisée au niveau des bassins versants ;
- une approche intégrée qui permet de prendre en compte tous les usages de l'eau, les besoins des écosystèmes, la prévention de la pollution et le contrôle des risques naturels et accidentels ;
- une organisation de la concertation et de la coordination des actions qui est le rôle des Comités de Bassin et des Préfets Coordonnateurs de bassin ;
- une mobilisation des ressources financières spécifiques ;
- une planification et une programmation pluriannuelles à travers les Schémas Directeurs de Gestion et d'Aménagement des Eaux (SDAGE à l'échelle des bassins hydrographiques), les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE à l'échelle des sous-bassins), les schémas régionaux d'aménagement et de développement du territoire, les plans d'action et une programmation pluriannuelle

des investissements pour chaque agence de l'eau au niveau des Grands bassins hydrographiques et éventuellement au niveau local à l'échelle d'une rivière ou affluent ;

- une répartition claire des responsabilités entre les autorités publiques et les opérateurs privés pour la gestion des services municipaux de l'eau et de l'assainissement. Ici, le mode de gestion des services peut être direct ou délégué. En effet :
    - la gestion directe ou « régie » : elle confère à la collectivité, la responsabilité complète des investissements, du fonctionnement et des relations avec les usagers ; les employés sont des agents municipaux à statut public ; cette mode de gestion concerne surtout les grandes villes disposant des services techniques structurées ou les petites collectivités rurales ;
    - la gestion déléguée : ici, la collectivité délègue des services à un opérateur privé. Les obligations de chacun des deux partenaires sont clairement définies par la loi et mentionnées dans un contrat. La délégation s'exerce sous la responsabilité et le contrôle directe de la collectivité. Différents types de contrats sont possible, à savoir : i) l'affermage qui consiste à ce que la collectivité réalise et finance directement les investissements et ne confie que l'exploitation à l'opérateur ; ce dernier se rémunère sur le prix de l'eau et collecte pour le compte de la collectivité les sommes correspondantes aux dépenses d'amortissement financier des ouvrages ; c'est le type de contrat le plus fréquent ; en fin de contrat, l'opérateur remet à la collectivité, le réseau, les ouvrages, les logiciels d'exploitation, le fichier client et plus généralement les informations relatives à la gestion ; ii) la concession, selon lequel, l'opérateur construit les ouvrages et les exploitent à ses frais en se remboursant intégralement sur le prix de l'eau. La collectivité ne perçoit rien.

Entre la gestion directe et la gestion déléguée, il existe de nombreuses situations intermédiaires, certaines parties du service pouvant être déléguées tandis que d'autres peuvent être assurées en gestion directe. Quelque soit le mode de gestion, le risque économique est assuré par l'opérateur et les collectivités sont toujours propriétaires de l'ensemble des équipements et responsables vis-à-vis des usagers. En fin de contrat, il peut exister une réversibilité des services selon que la collectivité décide de changer le mode de gestion. La

distribution de l'eau potable est majoritairement assurée en gestion déléguée. L'assainissement collectif est de plus en plus confié aux opérateurs privés.

4.2.2.2. Typologie de l'habitat

La structure du Grand-Nancy se caractérise historiquement par une typologie d'ilots. En effet, le tissu urbain de la partie la plus ancienne de la ville résulte d'un lacis de rues étroites qui composent des ilots inégaux et resserrés sur eux-mêmes. A partir du XIII^{ème} siècle, ce tissu avoisine un autre tissu orthogonal et régulier, témoin de la métamorphose commencée dès 1588 et il en naît des ilots très denses, constitués par plusieurs corps de bâtiments qui se développent en profondeur de la rue vers le cœur d'ilot, en formant de petites cours intérieures. On retrouve cet ensemble aujourd'hui dans la partie de la ville nommée Ville Vieille-Ville Neuve.

Le développement urbain qui s'opère entre le milieu du XIX^{ème} et le début du XX^{ème} siècle, fait naître une composition en ilots de tailles variables qui vont absorber le bâti plus ou moins disparate qui existait jusqu'alors. La typologie de grands ilots fermés avec des cœurs d'ilots verts de jardins particuliers, un bâti moyen qui s'aligne sur la rue et des façades ordonnées en deux ou trois travées, marque le développement de cette ère.

A partir des années 1950, l'urbanisme se détache de la structure en ilôt pour développer de nouvelles typologies plus libres. Plusieurs lotissements de maisons en bande voient le jour. Ils sont caractérisés par des groupements de maisons autour d'équipements (écoles, commerces, etc.), avec jardin à l'avant et à l'arrière ; ils sont desservis par une voirie principale et un maillage de cheminement piétons (les Ensanges à Tomblaine, Brichambeau à Vandoeuvre-lès-Nancy).

Dans les années 1960 à 1970, apparaissent les quartiers des grands ensembles avec des immeubles de douze voire quinze étages, long de 50 à 100 m, libres de tout alignement sur rue. A partir des années 1980, le logement est caractérisé par une expansion urbaine sous forme de grappes de lotissement de maisons individuelles et par la volonté de remise en état des terrains abandonnés (gare S^{t} Georges, …) traduite par de vastes opérations de renouvellement urbain à vocation d'habitat (ilot des Fabriques, Port aux Planches, etc.). Dans les années 2000, on assiste à une rénovation urbaine des quartiers collectifs (cas du Plateau de Haye, d'Haussonville, de St Michel Jéricho, etc.).

Dans le Grand-Nancy, il est dénombré 138 759 logements dont 125 178 résidences principales avec 27% de maisons et 73% d'appartements (ADUAN, 2015 à partir des données INSEE, 2010). Il est noté une prédominance du parc locatif, qu'il soit public ou privé avec 57% de locataires. Le volume du parc locatif privé est deux fois plus important que celui public. Les propriétaires ne représentent que 41% des résidences principales. En raison du prix élevé de l'immobilier, les ménages accèdent davantage à la propriété à l'extérieur du Grand-Nancy.

Le Grand-Nancy comporte 32 000 logements sociaux (26% des résidences principales) dont 26000 logements HLM (Habitation à Loyer Modéré qui bénéficie d'un financement public partiel qui constitue 83% du parc social). La métropole concentre plus de la moitié du parc HLM du département de la Meurthe-et-Moselle avec la majeure partie localisée sur neuf communes (Nancy, Maxéville, Laxou (Plateau de Haye), Jarville-la-Malgrange (la Californie), Malzéville, Saint Max (S^t Michel Jéricho), Essey-lès-Nancy (Mouzimpré), Tomblaine (Cœur de ville) et Vandœuvre-lès-Nancy (les Nations)). Aujourd'hui plus de trois quarts des ménages peuvent accéder au parc locatif social qui joue un rôle majeur dans l'accueil des populations modestes et constitue une étape dans le parcours résidentiel des ménages en particulier des jeunes. Parmi ces logements près de 8 400 sont dédiés aux étudiants et les 2/3 sont gérés par le Centre Régional des Œuvres Universitaires et Sociales (CROUS) avec quatorze résidences universitaires et huit restaurants universitaires. Il existe également des logements d'habitats spécifiques adaptés aux personnes seniors (âgés de plus de 65 ans dont 90% vivent à domicile), avec une capacité d'hébergement spécialisé de 3 238 places dont près de la moitié à Nancy. Les résidents sont 76% de femmes.

Les logements de petites surfaces (T1 et T2) attirent les petits ménages, les étudiants et les jeunes avec un taux de 43% dans le centre-ville (commune de Nancy) contre un taux de 16% pour les logements de grande surface (T5 et +). Dans les communes périphériques, on a un taux de 46% pour les T3 – T4 et 35 % pour T5 et plus.

4.2.2.3. Caractéristiques démographiques

La Métropole du Grand-Nancy composée de vingt communes abrite une population d'environ de 254780 habitants (http://www.grandnancy.eu/la-metropole/la-metropole-du-grand-nancy/les-20-communes/) avec 53% de femmes et 47% d'hommes. On y dénombre en 2014, 127016 ménages (http://www.insee.fr/fr/themes/dossier_complet.asp?codgeo=EPCI-

245400676 ; http://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=EPCI-245400676). Elle a une densité de 1790,5 hbts/km^2 et couvre une superficie de 142,3 km^2 (http://www.grandnancy.eu/la-metropole/la-metropole-du-grand-nancy/les-20-communes/).
En considérant les quatre autres communes reliées au Grand-Nancy par le réseau d'assainissement, nous avons une population d'environ de 275 270 habitants avec une superficie de 192,1 km^2.

La commune de Nancy abrite la majorité des habitants du bassin, suivie de celle de Vandoeuvre. La commune de Dommartemont abrite le moins d'habitants et est également la plus petite de toutes en termes de superficie. La commune de Champigneulle est la plus grande.

Les personnes âgées de 15 à 29 ans sont les plus nombreuses dans la population avec une proportion de 28%, suivies des personnes âgées de 45 à 59 ans (18,1%) (http://www.insee.fr/fr/themes/dossier_complet.asp?codgeo=EPCI-245400676 ; http://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=EPCI-245400676). La population jeune est surtout liée à la présence de nombreux étudiants dans la Communauté car le Grand-Nancy est le premier centre d'éducation supérieure de la Lorraine. Le taux de natalité dans la communauté est de 11,4‰ et le taux de mortalité de 7,5‰. La taille des familles est passée de 3 en 1968 à un peu moins de 2 en 2012. Entre 1999 et 2006, la démographie du Grand-Nancy est stable. Entre 2007 et 2012, la population a varié à un taux annuel moyen de variation de – 0,1% (dû à la variation du taux annuel moyen du solde naturel de 0,4% et de celle du taux annuel moyen du solde apparent des entrées et sorties de -0,5%). Cette variation annuelle moyenne de la population entre 2009 et 2014 est de -0,2%. La majorité (56%) des échanges entrées et sorties s'effectue avec le reste de la Lorraine (http://www.insee.fr/fr/themes/dossier_complet.asp?codgeo=EPCI-245400676 ; http://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=EPCI-245400676). Le solde migratoire négatif de la communauté est dû au volume de mobilité important selon lequel, le nombre des entrants ou de sortants est supérieur à celui des personnes demeurant sur la zone. Les étudiants constituent la seule catégorie de la population pour laquelle les arrivées sont plus nombreuses que les départs.

Selon les projections démographiques (INSEE, 2010), on a :

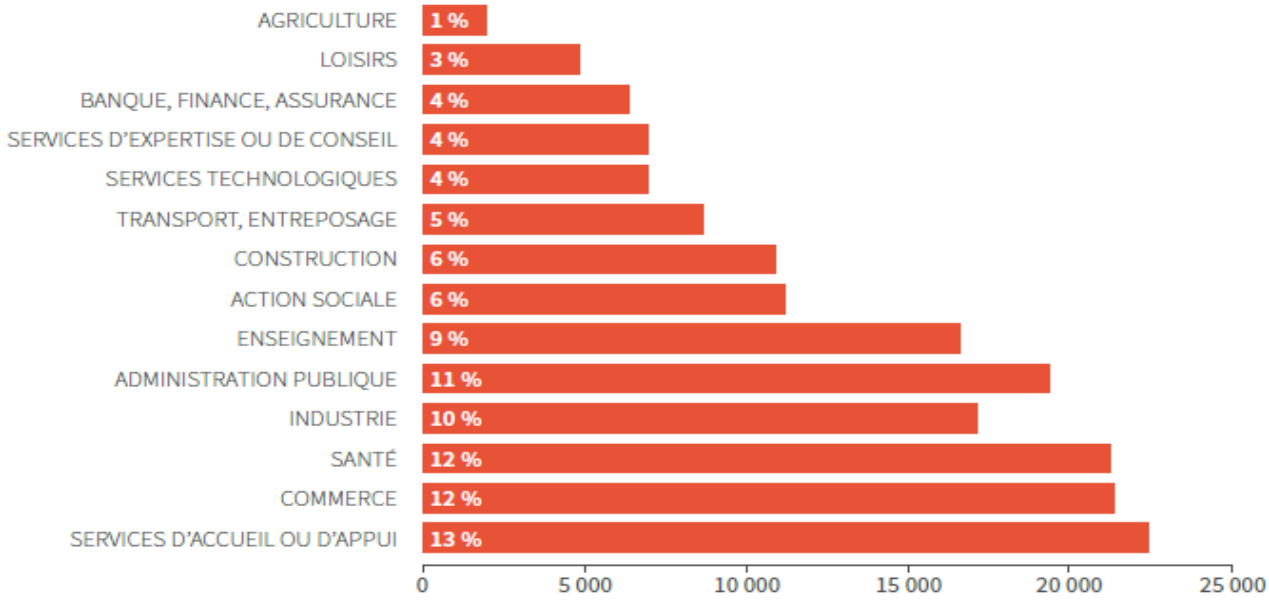
- entre 2006 et 2031, la population du Grand-Nancy connaitra une baisse. Cette baisse ne serait pas due au solde naturel mais au jeu des arrivées et départs. On compterait 37 000 départs de plus que d'arrivées. L'excédent des naissances sur les décès ne suffirait pas à compenser le solde migratoire négatif ;
- entre 2006 et 2021, le nombre de ménages du Grand Nancy devrait augmenter de 5% à 6%, malgré une diminution du nombre d'habitants de près de 2%. La taille moyenne des ménages passerait ainsi sous la barre de deux personnes quel que soit le scénario envisagé (effectivement en 2012, la taille des ménages était moins de 2). La baisse de la population en cette période est estimée à 4 800 habitants (soit -1,9 en 15 ans). Cette diminution serait moins marquée chez les hommes (0,10% / an) que chez les femmes (0,15% / an). Toutefois, elles resteront majoritaires. Ainsi, à l'instar du reste de la France, l'agglomération nancéienne, poursuivrait son vieillissement. L'âge moyen passerait de 37,5 ans en 2006 à 39,6 en 2021. Ce vieillissement serait dû à la forte augmentation des plus de 60 ans (+1,66% /an). Dans cette tranche d'âge, six personnes sur dix seraient des femmes. A l'autre extrémité de la pyramide des âges, la population des jeunes diminuerait. En effet, les moins de 25 ans perdrait 0,76% de leur effectif chaque année. Les âges intermédiaires se comporteraient de deux manières différentes. Entre 2006 et 2021, le nombre de 25 à 36 ans, augmenterait de 0,54% par an alors que celui des 37 à 59 ans diminuerait de 1,17% ; et
- entre 2021 et 2031, la baisse de la population va ralentir sauf pour les 80 ans dont le nombre augmenterait.

4.2.2.4. Caractéristiques économiques

L'économie du Grand-Nancy est essentiellement tertiaire. Ce secteur concentre 87% des emplois avec 20 483 établissements dans ce secteur. Un emploi sur quatre est dans le commerce et les services d'accueil ou d'appui (hébergement, restauration, agence de voyage, centre d'appel, immobilier, nettoyage de maison, etc.). Les commerces et services commerciaux sont caractérisés par des commerces indépendants installés dans le marché central, des commerces de niche, le centre S^{t} Sébastien, etc. Ces centres sont attractifs et constituent le premier pôle commercial de la Lorraine. Le E-commerce (commerce en ligne) est aussi bien développé. Quatre emplois sur dix sont dans les services administratifs surtout dans le secteur de la santé. Trois secteurs marquent la spécificité de la Communauté à savoir :

i) le soutien aux entreprises ; ii) l'enseignement, la santé et l'action sociale et iii) l'information et de la communication.

On dénombre 24 sites d'activités dont huit zones ATP (une Association, un Territoire et un Projet ; ce sont des zones dédiées à de grandes activités économiques spécifiques à chaque zone). Les zones ATP sont : Dynapôle-Entreprises, Grande-Sapinière, Technopôle Grand-Nancy-Brabois, Nancy Porte Sud, Nancy Porte Nord, Porte Verte, Rives de Meurthe et S^{t} Jacques Activités. La figure 16 présente les emplois dans le grand-Nancy.



Source : ADUAN, 2015i (Selon statistiques INSEE, 2011)

Figure 16 : Les emplois dans le Grand-Nancy

On dénombre dans le Grand-Nancy en moyenne 195 000 résidents actifs constitués de 58% de professionnels et 42% d'écoliers, élèves et d'étudiants. Il ressort du déplacement domicile-travail de ces actifs pendant les jours de semaine (Figures 31 et 32) que :

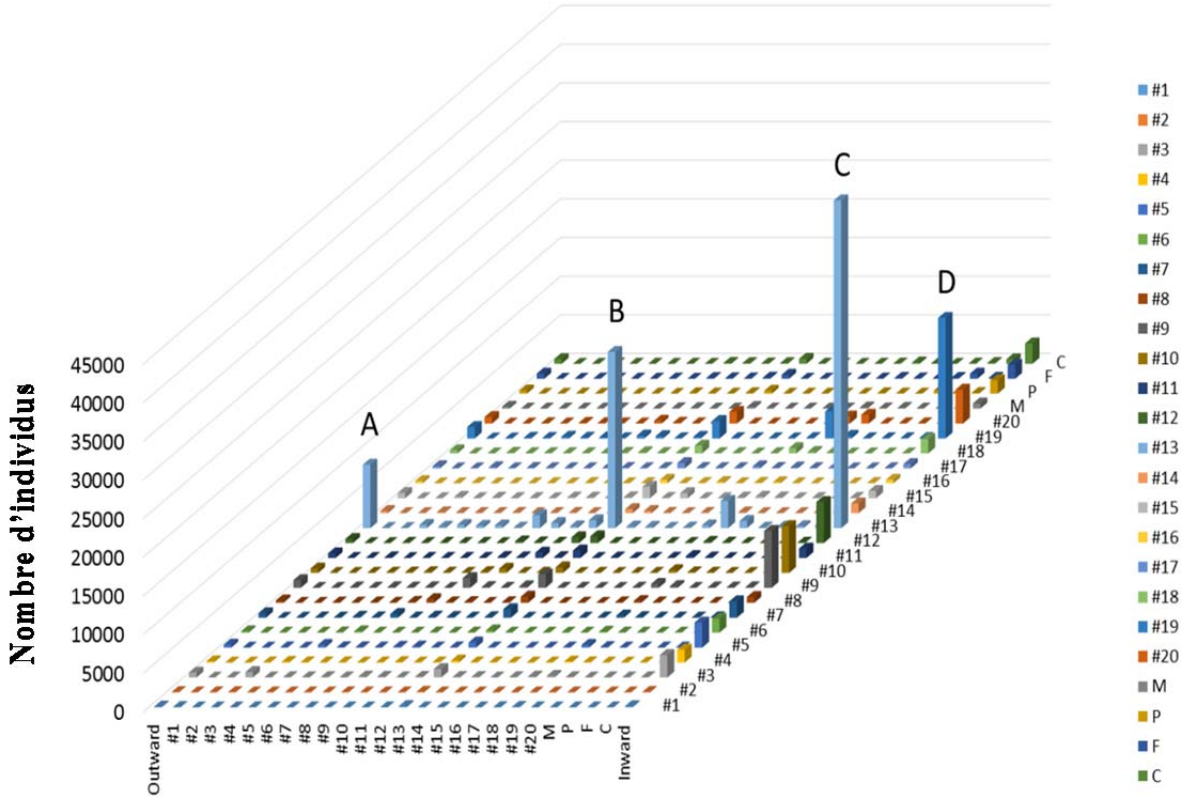
- 88% des résidents actifs confondus (environ 171 000 professionnels, écoliers, élèves et étudiants), restent travailler et étudier au sein du bassin ;
- parmis ces résidents restant travailler et étudier au sein du bassin, 26% sont employés dans la commune de Nancy (B Figure 17) et 40% inscrits d'élèves et étudiants dans la commune de Nancy (E Figure 18) et 10% inscrits dans la commune de Vandoeuvre (G Figure 18) ;

- à ces résidents restant travailler et étudier au sein du bassin, il s'ajoute une population moyenne importante d'environ 150 000 individus (professionnels, écoliers et étudiants) (provenant des quatre autres communes reliées au 20 autres communes du Grand-Nancy par le réseau d'assainissement) qui vient travailler et étudier au sein de l'agglomération dans la journée et qui retourne chez elle le soir ; parmi cette population : 40% des professionnels sont employés dans la commune de Nancy (C Figure 17) et 15% employés dans la commune de Vandoeuvre (D Figure 17) ; 61% des écoliers, élèves et étudiants sont inscrits dans la commune de Nancy (F Figure 18) et 9% inscrits dans la commune de Vandoeuvre (H Figure 18) ;
- 12% des résidents actifs confondus (environ 23400 professionnels, écoliers et étudiants) du bassin, sortent travailler et étudier en dehors du bassin ; 42% de professionnels de ceux-là résident dans la commune de Nancy (A Figure 17).

En somme, la commune de Nancy, suivie de celle de Vandoeuvre, sont celles recevant la majorité des employés, élèves et étudiants, résidents et non-résidents du bassin, pour l'exercice de leurs activités au sein du bassin. Cette situation s'explique par le fait que Nancy est la commune du bassin qui concentre à elle seule plus de la moitié de l'activité commerciale du bassin (plus de 70% des magasins d'équipements ; près de 40% des hôtels et restaurants, etc.). Elle concentre également la plus grande partie de l'université avec aujourd'hui un détachement de certaines formations dans la commune de Vandoeuvre (Pôle d'Artem, Vélodrome, Brabois). Aussi, le bassin du Grand Nancy abrite dans la journée une population bien supérieure à sa population légale (présente les nuits dans le bassin). Pendant les jours de week-end, le nombre d'individus diminue car tous ceux venant de l'extérieur pour travailler dans le bassin n'y viennent pas. Aussi, des départs en week-end sont constatés surtout dans le rang des étudiants.

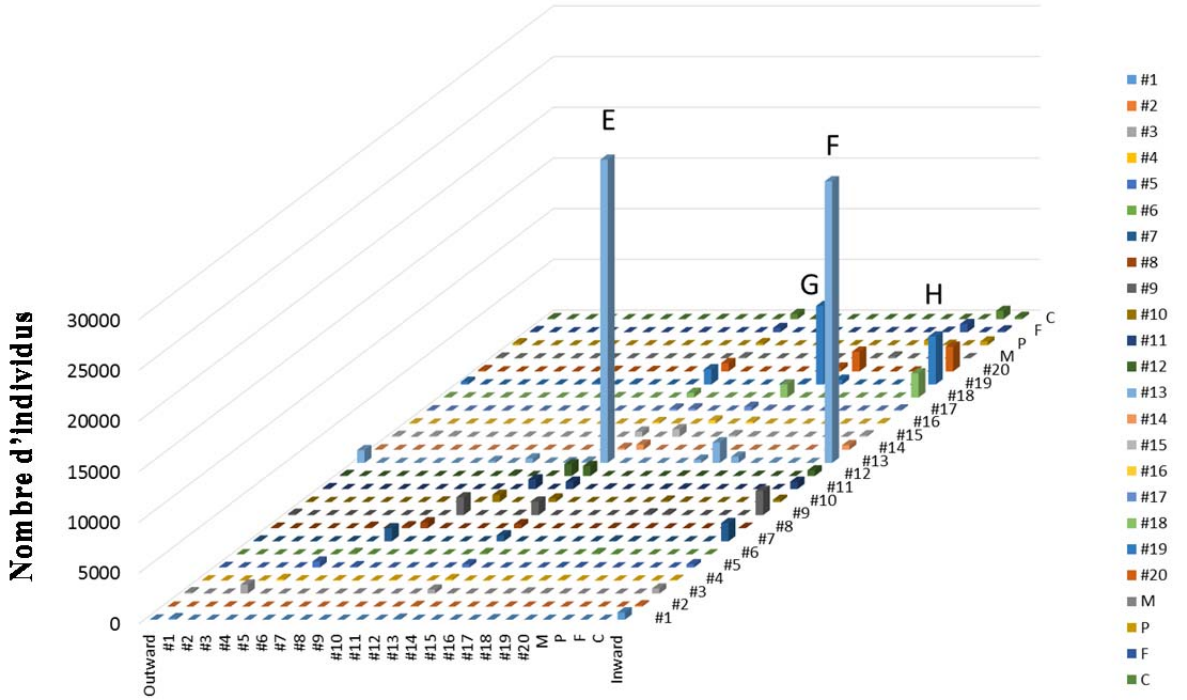
Le mode de transport le plus emprunté pour les déplacements dans le cadre du travail dans le sillon lorrain, est l'automobile avec un taux de 82,9%, suivi des transports communs à 15,3% et autres (co-voiturage, moto, etc.) à 1,8%.

On a sur les figures 17 et 18 : Art-sur-Meurthe (#1), Dommartemont (#2), Essey-les-Nancy (#3), Fléville-devant-Nancy (#4), Heillecourt (#5), Houdemont (#6), Jarville-la-Malgrange (#7), Laneuveville-devant-Nancy (#8), Laxou (#9), Ludres (#10), Malzéville (#11), Maxéville (#12), Nancy (#13), Pulnoy # (14), Saint-Max (#15), Seichamps (#16), Saulxures-les-Nancy (#17), Tomblaine (#18), Vandœuvre-les-Nancy (#19), Villers-les-Nancy (#20), Champigneulles (C), Frouard (F), Messein (M) and Pompey (P) ; Outward = vers le bassin ; Inward : hors du bassin.



Source : ATINKPAHOUN et al., 2018

Figure 17 : Déplacement domicile-travail des professionnels au sein du Grand-Nancy



Source : ATINKPAHOUN et al., 2018

Figure 18 : Déplacement domicile-Scolarité des élèves et étudiants au sein du Grand-Nancy

4.2.2.5. Niveau et mode de vie des populations

Dans le Grand-Nancy, la population est à 100% approvisionnée en eau courante par le service des eaux de la communauté. L'eau est prélevée dans la Moselle. La consommation moyenne par habitant dans le bassin est de 148 L/hbt/jr.

Le prix de l'eau prend en compte l'alimentation en eau (44%), la collecte et la dépollution des eaux usées (30%) et les redevances et taxes (26%). Sur le plan énergétique, le gaz naturel est le plus utilisé (31%), suivi des produits pétroliers (gazole, essence, fuel domestique à 25%), de l'électricité (18%), du charbon (15%), de la biomasse (8%) et du chauffage urbain (3%).

Sur le plan sanitaire, le Grand-Nancy offre à tous ses habitants une bonne couverture médicale notamment au niveau de la médecine spécialisée avec une densité de professionnels supérieure aux moyennes régionale et nationale et par l'existence d'un ensemble hospitalier et clinique de haut niveau. Une qualité de soin est mise en place avec un large panel d'outils de prévention.

Dans le secteur éducatif, les établissements publics et privés assurent un enseignement diversifié. Le taux de scolarisation des 18-24 ans est plus faible qu'en France (42,2% contre 51,6%), lié au fait que les étudiants lorrains privilégient les filières courtes. A l'opposé, la part des étudiants étrangers augmente selon le niveau de diplôme (8% en licence, 22% en master et 42% préparant un doctorat) (ADUAN, 2015l).

L'assainissement dans le Grand-Nancy est évolué. Les eaux usées sont épurées avant rejet. Les déchets solides sont triés par les ménages puis sont collectés et traités par les services compétents. Partout dans la ville sont également disposés des bacs et sachets à ordures pour le recueil et la collecte des ordures solides des usagers.

Le taux de pauvreté (proportion de la population qui vit avec un revenu disponible inférieur au seuil de pauvreté ; le seuil de pauvreté correspond à un pourcentage du revenu médian national) est de 17,2% dans le Grand-Nancy (http://www.insee.fr/fr/themes/dossier_complet.asp?codgeo=EPCI-245400676 ; http://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=EPCI-245400676). Les jeunes de moins de 30 ans sont les plus pauvres, suivis des personnes de 30 à 39 ans. Celles âgées de 75 et plus sont les moins pauvres. On constate que plus l'âge augmente, plus la pauvreté est faible. Sur l'ensemble du taux de pauvreté, les locataires sont les plus atteints à un taux d'environ 30% et

les propriétaires les moins atteints avec un taux d'environ 5%, bien inférieur au taux d'ensemble d'environ 18%. Cela voudrait dire que la location prend une part importante du revenu des populations. En 2014, le loyer mensuel du locataire est de 8,21 euro/m^2 dans le Grand-Nancy contre 9,90 euro/m^2 dans les grandes agglomérations Françaises, positionnant Nancy comme l'une des agglomérations les plus accessibles.

En 2012, le revenu médian dans le Grand Nancy pour les salaires était de 19 966 € par an (environ au moins 1 600 €/mois). Les ménages les plus aisés ont un revenu 5,5 fois plus élevé que les moins aisés. Les cadres, les salariés des professions intellectuelles supérieures et les chefs d'entreprise sont les mieux payés avec en moyenne 22,8 € de salaire net horaire. Les professions intermédiaires sont à 14 € et les employés et ouvriers sont respectivement à 10 et 10,5 € en moyenne l'heure(http://www.insee.fr/fr/themes/dossier_complet.asp?codgeo=EPCI-245400676 ; http://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=EPCI-245400676).

4.3. Récapitulatif des grands traits caractéristiques des milieux d'étude

De façon synthétique le tableau VIII ci-après fait un récapitulatif des grands traits caractéristiques des deux bassins versants en considérant les facteurs ci-après pouvant influencer le débit, la composition chimique et bactériologique des eaux : le climat ; la population, la superficie, la densité, l'accès à l'eau potable et la consommation moyenne d'eau par habitant et par jour, les activités socio-économiques, la mobilité de la population au sein des bassins versants et les aspects culturels par rapport à l'assainissement.

Tableau VIII : Récapitulatif des grands traits caractéristiques des deux bassins de collecte

Bassin de collecte de Cotonou	Bassin de collecte du Grand-Nancy
Climat	
Type subéquatorial avec alternance de saison de pluie et saison sèche ; milieu tropical	Climat tempéré chaud sans saison sèche
Population, superficie et densité	
679 012 habitants 79 km^2 8 595 hbts/km^2 1200 hbts raccordés à la STEP de la cité vie-nouvelle	254 780 habitants (20 communes) 275 000 habitants (24 communes) 142,3 km^2 (20 communes) 192,1 km^2 (24 communes) 1 791 hbts/km^2
Accès à l'eau potable et consommation moyenne d'eau /hbt/jour	
51% des ménages ont accès à l'eau courante de la SONEB ; 60 à 64 L/hbt/jr pour les populations utilisant l'eau courante de la SONEB pour tous les usages ; 45 à 54 L/hbt/jr pour les populations utilisant en plus des eaux de la SONEB, l'eau de puits.	100% des populations ont accès à l'eau courante fourni par le service public de la communauté ; 148 L/hbt/jr ;
Type d'assainissement pratiqué	
Assainissement individuel des eaux usées largement pratiqué ; Taux d'accès à l'assainissement est de 17% en milieu rural et de 61% en milieu urbain (Bénin)	Assainissement collectif des eaux usées largement pratiqué (99,89%) ; seulement 258 habitations en assainissement non collectif ; La collecte et la dépollution des eaux usées fait une part de 30% dans le prix de l'eau. Ainsi le coût de l'assainissement est dejà intégré au coût de l'approvisionnement en eau ;
Activités socio-économiques	
Centre économique ; Concentre plus de 45% des actifs des dix principales villes du Bénin. Les 3 secteurs d'activités s'y exercent avec le secteur tertiaire qui est le plus dynamique. Il est caractérisé par le commerce, les transports, le tourisme, les banques et services financiers.	Essentiellement tertiaire et caractérisé par le commerce, les services d'accueil et d'appui (hébergement, restaurant, agence de voyage, immobilier, nettoyage de maison, etc.). Ce secteur concentre 87 % des emplois de la zone.
Mobilité de la population	
Depuis 1992, le taux d'accroissement a amorcé une baisse, passant de 3,76% (1979 – 1992) à 2,17% (1992 et 2002) puis à 0,18% (2002 - 2013).	88% des résidents actifs du bassin (agglomération des 20 communes), restent travailler au sein du bassin ; A ces résidents (les 88%), s'ajoute une

Bassin de collecte de Cotonou	Bassin de collecte du Grand-Nancy
Ville se dépeuplant au profit des communes voisines mais qui ne sont que de cités dortoirs. Car le bassin demeure une ville administrative, commerciale et touristique et abrite dans la journée une population importante pour l'exercice de leurs activités. Le nombre de population diminue en fin de journée.	population importante d'environ en moyenne 150.000 individus (professionnels, écoliers et étudiants et autres) non-résidente (provenant d'autres communes) qui vient exercer leurs activités au sein de l'agglomération dans la journée ; ainsi l'agglomération connaît une grande augmentation de sa population pendant la journée ; 12% des résidents actifs du bassin, sortent travailler et étudier en dehors du bassin ; La commune de Nancy suivie de celle de Vandoeuvre, sont celles recevant la majorité des actifs du bassin pour l'exercice de leur activité au cours de la journée, donc qui voient considérablement augmenter leur population pendant la journée ; Art-sur-Meurthe et Dommartemont, voient leur population diminuée pendant la journée ; Diminution de la population de l'agglomération pendant les week-ends.
Mode de vie	
3 repas par jour (Petit-déjeuner ; Déjeuner et Diner) ; 57% de la population cotonoise rejettent ses eaux usées dans la nature ; 20,6% dans les puisards ; 7,2% et 3,5% les rejettent respectivement dans les collecteurs fermés et ouverts qui débouchent vers le chenal de Cotonou qui fait corps avec le lac Nokoué (les causes sont le manque de moyen et l'incivisme de certaines populations ; en effet, le degré d'implication et d'engagement des populations dans l'assainissement est fonction de la représentation qu'elles ont des déchets et du niveau de conscience qu'elles ont de l'impact sur leur santé de leurs pratiques quotidiennes ; malgré les travaux d'IEC une certaine frange de la population rurale et même urbaine se résigne toujours à ne pas utiliser les latrines et toilettes modernes, ceci parce qu'elle estime que l'utilisation de ces ouvrages n'est que pure profanation de leurs cultures.	3 repas par jour (Petit-déjeuner ; Déjeuner et Diner) ; Tout à l'égout pour la gestion des eaux usées qui bénéficie le plus d'attention et qui occupe le 1er poste de dépense dans le secteur de protection de l'environnement.

Conclusion partielle

Le bassin de collecte de Cotonou située dans la zone tropicale et caractérisé par un climat de type subéquatorial avec alternance de saisons de pluie et sèche, est moins grand et abrite une population plus grande (avec une densité très élevée) que le bassin versant du Grand-Nancy caractérisé par un climat tempéré chaud sans saison sèche.

Dans le Grand-Nancy, toute la population a accès à l'eau courante fournie par le service public avec une consommation moyenne par habitant et par jour de 148 L contre 51% des ménages qui ont accès à l'eau courante avec une consommation moyenne de 60 à 64 L/hbts par jour à Cotonou. La consommation d'eau par les habitants s'élevant avec le niveau de vie, nous pouvons dire que le niveau de vie dans le Grand-Nancy est plus élevé que celui à Cotonou.

L'assainissement collectif est largement pratiqué à 99,89% avec seulement 258 habitations en assainissement non collectif dans le Grand-Nancy. Ainsi tous les habitants ont accès à un système d'assainissement dont le coût est intégré au coût de l'approvisionnement en eau (30% dans le prix de l'eau). L'assainissement individuel est celui largement adopté à Cotonou avec des ouvrages qui quelques fois ne jouent pas bien leur rôle de protection sanitaire et de préservation de l'environnement dans certaines localités du fait de la défectuosité des ouvrages. Et certaines populations dans certians milieux.

Dans les deux bassins de collecte d'étude, le secteur tertiaire est celui qui prévaut. Leur agglomération respective, abrite les plus grands pôles d'activités et d'attraction. Ce qui fait que pendant la journée, ils connaissent une augmentation importante de leur population, laquelle diminue en fin de journée.

Le chapitre 5 qui va être abordé est relatif à l'approche méthodologique adoptée pour la phase expérimentale des travaux. Il se rapporte au suivi des débits et des paramètres de pollution physico-chimique des eaux usées à Cotonou et dans le Grand-Nancy.

CHAPITRE 5 : APPROCHE METHODOLOGIQUE

Les expérimentations ont débuté par des prélèvements d'eaux usées urbaines dans les différents bassins de collecte et sont poursuivies par des analyses physico-chimiques en laboratoire. Dans ce chapitre, sont exposées les différentes étapes de l'approche méthodologique adoptée.

5.1. Campagnes d'échantillonnage

Pour étudier la variabilité de la pollution des eaux usées urbaines dans les bassins de collecte d'étude, il a été procédé à des campagnes d'échantillonnage d'eaux usées sur des sites expérimentaux dans chaque bassin. Ces sites ont fait l'objet de description. Les techniques de prélèvements utilisées sont égaleent présentées.

5.1.1. Description des sites expérimentaux

5.1.1.1. Sites dans le bassin de collecte de Cotonou

Ils sont constitués d'une part par la petite station d'épuration de la cité « Vie-Nouvelle » et d'autre part par les collecteurs d'eaux usées urbaines.

a) La station d'épuration de la cité « Vie-Nouvelle »

Elle est située dans le 1er arrondissement de Cotonou, au quartier dit Donatin. Elle reçoit les eaux usées domestiques (eaux vannes et grises) de cette agglomération de 316 appartements de types F2, F3, F4 et F5, construits par l'Etat Béninois au cours des années 1970, et ce dans le cadre de la mise en œuvre d'un programme de construction d'habitations à loyer modéré (HLM) au profit de la population urbaine.

Les appartements ainsi connectés à la STEP et qui regroupent environ 1 200 équivalent-habitants rejettent leurs eaux usées dans un système d'assainissement constitué : i) d'un réseau collectif séparatif long de d'environ 1,8 km en PVC de diamètre 200 mm et relié à la STEP ; il dessert un ensemble de 110 puisards dispersés entre les lots d'appartements reliés les uns aux autres par des tuyaux de drainage ; ii) d'un bassin d'environ 30 m^3 collectant l'ensemble des eaux usées provenant des ménages et d'où une motopompe submersible refoule les eaux vers un grand bassin d'aération de 1 152 m^3 (siège de l'épuration biologique

des eaux usées) ; iii) d'un lit de séchage, destiné à recevoir les boues d'épuration ; et enfin iv) de la mer, qui constitue l'exutoire des eaux épurées.

Après 27 ans de fonctionnement, la STEP est actuellement dans un grand état de vétusté et non fonctionnelle depuis la fin des années 1990. En 2014, le diagnostic effectué par la mission d'élaboration des plans directeurs d'assainissement des eaux usées de la conurbation de Cotonou, a montré qu'il s'agit d'une zone où l'habitat est bas, les rues étroites et parfois impraticables par les véhicules motorisés. Le réseau est dans un état très dégradé notamment dans les tronçons amont où se trouvent les boites de branchement des habitats au réseau. La pente longitudinale du réseau est insuffisante. Les eaux de ruissellement pénètrent dans les regards vétustes. La station est totalement saturée en boue, avec les équipements très dégradés voire inexistants mais le génie civil est encore en bon état. La pompe immergée qui permet le refoulement des eaux est toujours fonctionnelle mais tombe aussi souvent en panne. Avec ladite pompe, la station fonctionne durant 20 min, toutes les 15 min, pour l'évacuation des eaux usées du bassin de collecte. Le débit de pompage est de 9,5 m^3/h et le débit d'alimentation de 7,5 m^3/h.

Aujourd'hui, les eaux usées ne sont plus épurées et transitent tout simplement à travers la station pour être évacuées en mer. La figure 19 donne un aperçu de la STEP. Il est prévu dans le cadre du plan d'assainissement de la ville de Cotonou, un projet de sa réhabilitation. La STEP est gérée par l'Association de Gestion du Cadre de Vie et de Station d'Epuration de la cité « Vie-Nouvelle » de Cotonou (AGCVSE-CVN), une association de riverains créée en 2005 mais qui ne dispose ni de compétences techniques ni de moyens financiers pour un meilleur entretien des ouvrages.

Figure 19 : Station d'épuration de la cité « Vie-nouvelle » à Cotonou

b) Les collecteurs d'eaux usées urbaines

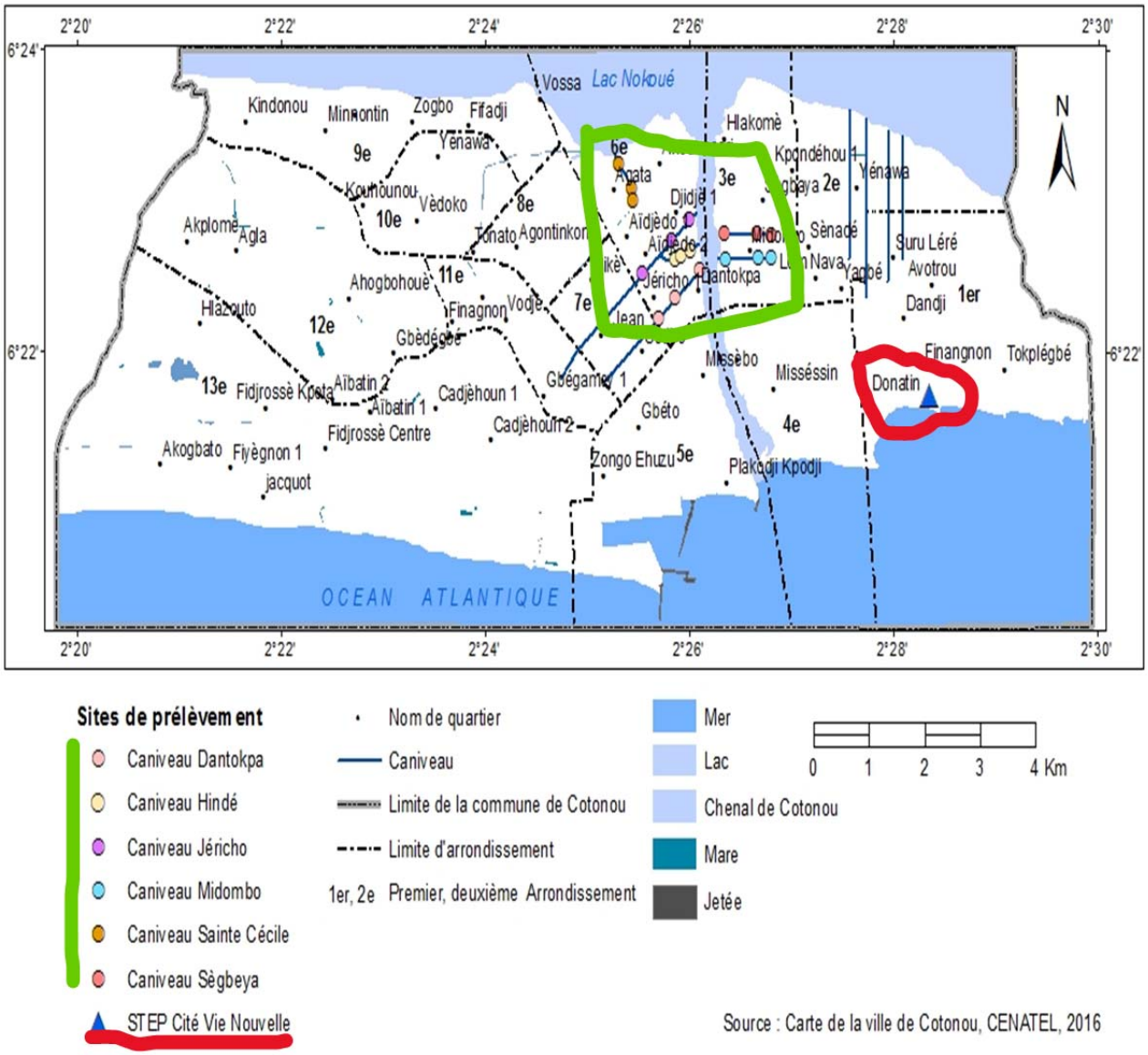
Avec une longueur de 305,5 km au total les collecteurs drainent les eaux de 30 sous-bassins versants dans la partie ouest de Cotonou et de 20 sous-bassins versants dans la partie est de la ville (MUHA et al., 2014). Les collecteurs ayant fait l'objet d'échantillonnage sont ceux dont les eaux usées non traitées se déversent dans le chenal de Cotonou, un milieu très sensible aux rejets d'origine anthropique et où la biodiversité aquatique semble fortement menacée. Le tableau IX présente les quartiers de Cotonou desservis par ces ouvrages ainsi que les caractéristiques de ces derniers.

Tableau IX : Caractéristiques des collecteurs d'eaux usées urbaines ayant fait l'objet des campagnes d'échantillonnage dans le bassin de collecte de Cotonou

Collecteurs	Sous bassins versant drainé	Caractéristiques du collecteur et du sous bassin versant drainé
Zone ouest de Cotonou		
Jéricho	A	Situé dans la partie centrale de la ville entre les quartiers Aïdjèdo, Gbégamey, Fignon et Dantokpa ; le canal principal de section trapézoïdale est d'une longueur de 3248 m ; le réseau routier de la zone est presque totalement asphalté ou pavé et on y note une forte présence de caniveaux secondaires et tertiaires sur une superficie de 329 ha.
Hindé	A	Drainé par le même sous bassin versant A dont les caractéristiques sont décrites ci-dessus.
Dantokpa	B	Situé dans le centre-ville. Le canal principal d'une largeur à la base de 3 m, traverse la zone du marché Dantokpa ; bassin quasi imperméable avec un taux d'urbanisation très élevé et un revêtement de la voirie. Sa superficie est de 102 ha.
Ste Cécile	Q	D'une superficie de 269 ha, ce sous-bassin est en grande partie imperméabilisé avec un taux d'urbanisation élevé et des infrastructures routières partiellement pavées ou bitumées ; le collecteur principal est constitué d'un canal trapézoïdal peu profond avec une base large de 2,5 m.
Zone Ouest de Cotonou		
Sègbèya	Tc	Sous-bassin axé sur un canal trapézoïdal en béton armé et plusieurs caniveaux de drainage routier et couvrant une superficie de 51 ha.
MIidombo	Tb	Sous-bassin axé sur un canal trapézoïdal en béton armé et plusieurs caniveaux de drainage routier et couvrant une superficie de 36 ha.

Source : MUHA et al., 2014

La figure 20 montre dans le bassin de collecte de Cotonou sus décrit, les différents points de prélèvement des eaux usées urbaines au niveau de la STEP de la cité « Vie-Nouvelle » et au niveau des collecteurs.



<u>Figure 20</u> : Différents sites de prélèvement des eaux usées dans le bassin de collecte de Cotonou

5.1.1.2. Site du bassin de collecte du Grand-Nancy

Il est constitué par la station d'épuration d'eaux usées de Maxéville qui reçoit et épure les eaux usées urbaines des vingt communes du Grand-Nancy ainsi que celles des quatre communes (Messein, Champigneulles, Pompey et Frouard) qui y sont connectées par le réseau d'assainissement.

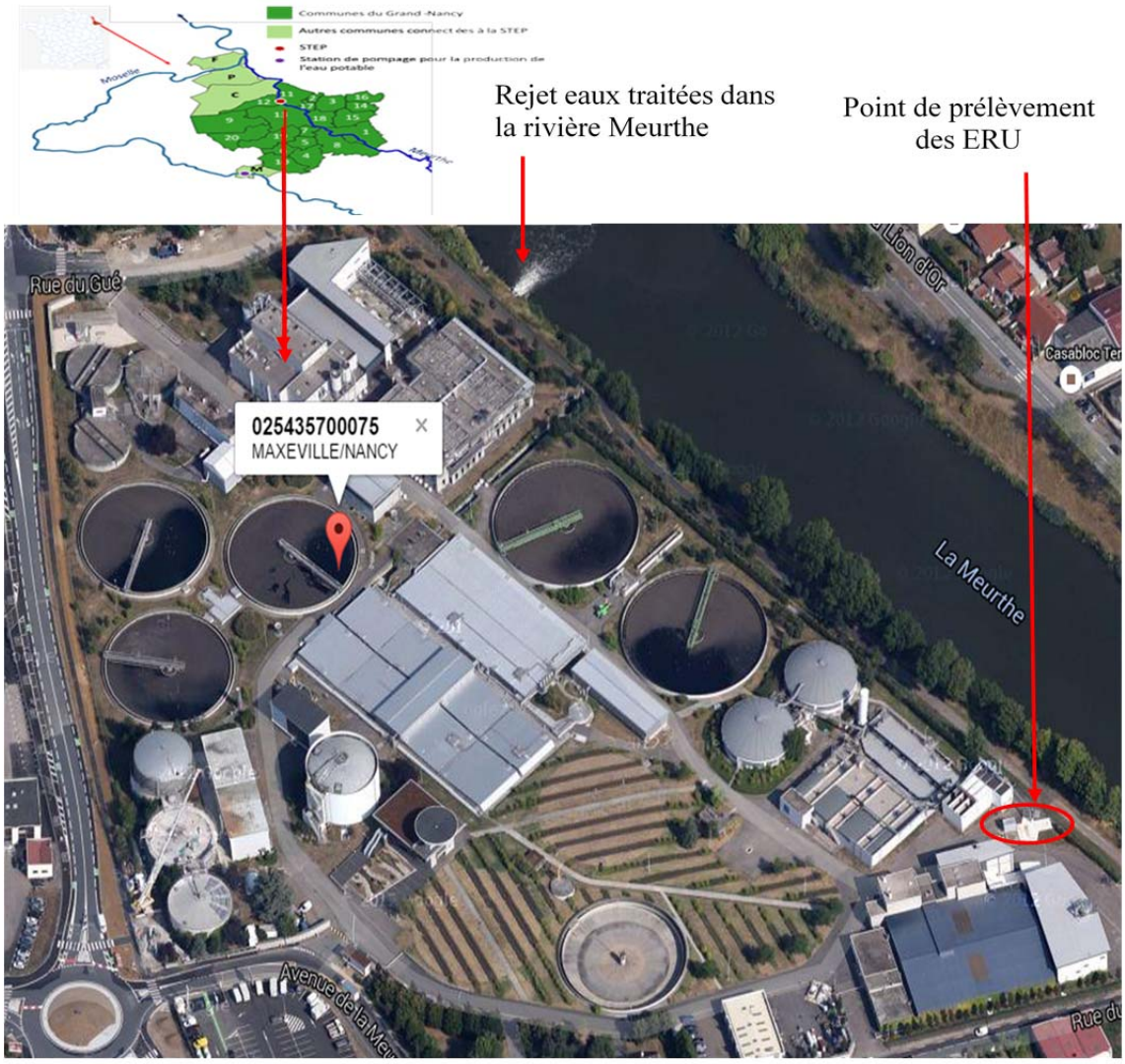
La STEP a été mise en service en 1971 (Veolia-Eau/Région Est, 2014) et a une capacité règlementaire de 500 000 EH (400 000 EH pour la filière urbaine et 100 000 EH pour la filière industrielle avec comme industries raccordées les brasseries de Champigneulles) et un débit de référence 88 000 m^3/jr. Les caractéristiques du constructeur sont d'un volume moyen journalier de 118110 m^3 et d'un débit horaire de pointe de 8363 m^3/h (http://rhin-meuse.eaufrance.fr/resultats- EPU?perimetre[025435700075]). Le débit horaire de temps sec est 6 000 m^3/h et celui de temps de pluie est de 7 800 m^3/h (Véolia-Eau, 2015). Ces données de charges hydrauliques devraient permettre de juger de la fonctionnalité du système en comparaison avec les charges journalières arrivant effectivement au niveau de la station.

La STEP a été rénovée et mise en service dans sa configuration actuelle le 1er novembre 2002. Elle est exploitée par la Société Veolia-Eau avec comme maître d'ouvrage la Métropole du Grand-Nancy. Il s'agit d'une station à boue activée alimentée en eaux usées par relèvement et qui effectue en outre le traitement tertiaire permettant l'élimination de la pollution phosphorée. Elle est composée d'un certain nombre d'équipements. Les eaux résiduaires arrivant à la station sont relevées par des vis sans fin et débarrassées des déchets grossiers, des sables, graisses et matières en suspension par des décanteurs lamellaires. La pollution dissoute est ensuite, éliminée par des bactéries qui se développent dans de vastes bassins anaérobies et des cellules aérées. Ces bactéries forment des boues qui se déposent dans les clarificateurs où elles sont séparées de l'eau qui, épurée est rejetée après déphosphatation physico-chimique dans la Meurthe.

Le réseau d'assainissement de la Métropole du Grand-Nancy drainant les eaux usées vers la STEP est d'environ 1 000 km, avec 50% du réseau en unitaire. Ces chiffres n'incluent pas les communes de Messein, Champigneulles, Pompey et Frouard raccordées à la STEP. Selon Métropole Grand-Nancy (2016), les collecteurs sont de diamètre de 200 à 2 500 mm et le réseau comprend 97 ouvrages de rétention dont 25 bassins de rétention, 89 déversoirs d'orage, 35 000 regards, 19 000 bouches avaloirs et 37 stations de refoulement ou postes de relevage. Le réseau est entièrement souterrain et complexe. Sa complexité résulte en partie de son historique (les premiers collecteurs en pierre datent du XVIIème siècle) et de la géographie du site montrant des pentes importantes à l'ouest et au nord-est, des passages d'une rivière et du canal de l'Est car la station d'épuration est en rive gauche de la Meurthe alors qu'une partie de la métropole se trouve en rive droite de la rivière, de petites collines vers le sud qui nécessitent des ouvrages de pompage. Un aperçu du réseau est donné en annexe 3 (Figure

$A_3$1). Certaines parties sont maillées, notamment au niveau de la Vieille Ville. Un travail de simplification a été conduit en 2011 par le GEMCEA (Figure $A_3$2). Le schéma reste complexe.

La gestion de ce réseau est assurée en régie par 108 agents métropolitains. Un volume de 31 685 999 m^3 d'eaux usées urbaines (soit en moyenne 86 800 m^3/jr) a été traité en 2016. Une partie des boues générées, est valorisée chaque été en épandage agricole et l'autre partie est incinérée ou mise en centre d'enfouissement technique. Les rendements épuratoires restent bons et sont conformes aux obligations règlementaires (Métropole Grand-Nancy, 2016). La figure 21 montre une vue aérienne de la STEP.



Source : Google-Earth

Figure 21 : Vue aérienne de la station d'épuration de Maxéville dans le Grand-Nancy

5.1.2. Techniques et fréquences de prélèvement

Des prélèvements sur 24 heures des eaux usées urbaines ont été réalisés en entrée des STEPs, à raison d'un échantillon par heure. A cet effet, il a été utilisé des préleveurs automatiques de marque « Avalanche » à Cotonou (Figure 22a) et « ISCO 3700 » dans le Grand-Nancy (Figure 22b). La Figure 22 présente l'ensemble des préleveurs.

Figure 22 : Préleveurs automatiques des eaux usées urbaines en entrée des STEP

Les prélèvements dans les collecteurs à Cotonou ont été faits à l'aide d'un récipient préalablement nettoyé à l'eau ultra-pure et conservés dans des bocaux initialement stérilisés à 625 °C. Au niveau de chaque collecteur, un échantillon composite est réalisé à partir de trois sous-échantillons prélevés en trois points différents (en amont, au milieu et en aval) du site identifié.

Plusieurs campagnes d'échantillonnage ont été menées au cours de la période allant de 2015 à 2016. Cinq campagnes sont effectuées à l'entrée de la STEP de la cité Vie-Nouvelle à Cotonou, six au niveau des collecteurs et sept en entrée de la STEP de Maxéville dans le Grand-Nancy. A Cotonou, des prélèvements d'eau de puits et d'eau de la SONEB ont également été réalisés sur les différents sites de prélèvement des eaux usées (dans l'agglomération de la cité Vie-Nouvelle et dans les sous bassins versants des différents collecteurs d'eaux usées), pour une contribution à l'identification des sources de certains polluants émergents comme les terres rares (REE). Notons également que dans le Grand-Nancy, les données recueillies pendant la période ci-dessus indiquée ont été complétées par celles d'autres campagnes d'échantillonnage ayant eu lieu de 2009 à 2011 (Le, 2013).

Les échantillons prélevés sur le terrain sont conservés dans des bidons en polyéthylène de 1 litre de capacité, à 4 °C dans une glacière et sont acheminés en laboratoire pour les analyses physico-chimiques dans les 24 heures.

5.2. Mesures de caractérisation physico-chimique des eaux usées urbaines

5.2.1. Mesure du débit

Elle a consisté en la mesure in-situ des débits horaires des eaux usées urbaines en entrée des stations d'épuration. Dans le Grand-Nancy, ces mesures sont faites directement sur les eaux en entrée de la STEP de Maxéville au moyen d'un débitmètre électromagnétique de marque Proline Promag 50P par le personnel technique de la station qui a mis les données à notre disposition. A Cotonou, faute de matériel adéquat, la mesure des débits horaires n'a pu se faire. Les mesures de débit sont exprimées en m^3/h.

5.2.2. Analyses en laboratoire des paramètres physico-chimiques de pollution

Les mesures effectuées en laboratoire portent sur plusieurs catégories de paramètres, à savoir :

- les paramètres physico-chimiques dits classiques : pH, conductivité électrique, turbidité, .. ;
- les paramètres de macropollution : la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène en cinq jours (DBO_5) ; le carbone organique dissous (COD), l'ammonium (NH_4^+), l'azote total (N_G), l'azote total de Kjeldahl, le phosphore total ;
- les éléments majeurs : les cations (sodium (Na), potassium (K), calcium (Ca), magnésium (Mg)), les anions (chlorure (Cl-), sulfate (SO_4^{2-}), orthophosphate (PO_4^{3-}), nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-) ;
- les paramètres de micropollution :
    - o les métaux tels que : aluminium (Al), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), cuivre (Cu), manganèse (Mn), nickel (Ni), plomb (Pb), zinc (Zn) et fer (Fe) ; et
    - o les terres rares telles que : lanthane (La), cérium (Ce), néodyme (Nd), samarium (Sm), europium (Eu), gadolinium (Gd), dysprosium (Dy), holmium (Ho), erbium (Er), thulium (Tm) et lutécium (Lu).

Le tableau X ci-après dressé, répertorie les principes, méthodes et matériels de mesure des différents paramètres étudiés. Les méthodes analytiques utilisées sont basées sur les principes des normes NF-EN-ISO tout en respectant les règles d'assurance qualité/contrôle exigées.

Tableau X : Paramètres étudiés, leurs méthodes et instruments de mesure

Paramètres	Filtration préalable (membrane de 0,45µm)	Minéralisation préalable (acide nitrique)	Méthode de mésure	Instruments de mésure	Observations (Normes)
pH	Non	Non	Méthode potentiométrique	"HACH" pH-mètre	NF-T 90-008 ; NF EN ISO 10523
Conductivité	Non	Non	Méthode électrométrique	"HACH" et « WTW 3401 » conductimètres	NF-EN 27888 ; ISO 7888
Turbidité	Non	Non	Méthode quantitative néphélométrique à 450 nm	"HACH DR 2400" spectrophotomètre et turbidimètre « Wagtech »	NF–EN-ISO 7027
DCO	Non	Non	Oxydation au dichromate de potassium à 150°C et dosage au spectrophotomètre à 600 et 620 nm.	"HACH DR 2400" et "HACH LANGE DR 2800" spectrophotomètres	NF–T 90-101
DBO_5	Non	Non	Méthode respirométrique à 20°C	Oxytopes et incubateur "WTW"	NF-EN 1899-1 / 2 (classification index T 90-103-1)
COD	Oui	Non	Oxydation catalytique à 680°C	COT-mètre « TOC-VCPN Shimadzu »	NF–EN 1484 ; ISO 8245
Ammonium	Oui	Non	Méthode de Nessler de “HACH method 8038” et dosage spectrophotomètre à 425 nm	"HACH DR 2400" et "HACH LANGE DR 2800" spectrophotomètres	NF–T 90-015
Kjeldah Total Nitrogen (NTK)	Oui	Oui (acide sulfurique)	Méthode de Nessler et dosage au spectrophotomètre à 460 nm	"HACH LANGE DR 2800" spectrophotomètre	NF-T 90-015-2
Azote Global (NG)	Oui	Non	Oxydation catalytique à 700°C	COT-mètre « TOC-VCPN Shimadzu »	NF–EN 12260
Orthophosphate	Oui	Non	Kit PhosVer 3 et dosage au spectrophotomètre	"HACH DR 2400" et « HACH LANGE DR 2800 » spectrophotomètres	Méthode 8048 Hach Company
Phosphore total	Oui	Oui (acide sulfurique)	Kit PhosVer 3 et dosage au spectrophotomètre	« HACH LANGE DR 2800 » spectrophotomètre	Méthode 8180 Hach Company ; NF-EN-ISO 6878 ; (indice de classement T 90-023)
Anions	Oui	Non	Chromatographie ionique en phase liquide	"DIONEX-ICS 3000" Chromatographe	NF–EN–ISO 10304-1
Cations	Oui	Non	ICP-OES	"Thermo-scientific ICAP 6000 series" spectrometer	NF-EN-ISO 11885
Métaux lourds	Non	Oui	ICP-OES	"Thermo-scientific ICAP 6000 series" spectrometer	NF-EN-ISO 11885
Terres rares	Non	Oui	ICP-MS	« Thermo-scientific ICAPQ ICP-MS » spectromètre	NF-EN-ISO 17294-1 NF-EN-ISO 17294-2

5.2.2.1. Mesure du pH

Les mesures du pH ont été effectuées au moyen de pH-mètres de marque « WTW 3310 » à Cotonou et « HACH » à Nancy.

5.2.2.2. Mesure de la conductivité électrique

Ce paramètre de conductivité électrique permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau. Sa mesure dans les échantillons d'eaux usées non filtrées s'est faite à 25 °C, au moyen d'un conductimètre de marque "HACH" et « WTW 3401 » sur les eaux usées non filtrées. Les résultats sont exprimés en microSiemens par centimètre (µS/cm). Le conductimètre « WTW 3401 » est utilisé à Cotonou et celui « HACH » est utilisé à Nancy. La conductivité électrique (χ) est une fonction linéaire des concentrations (C_i) de (n) ions, de mobilité (λ) et de charge (z), présents dans l'échantillon liquide (Equation 1) : $\chi = \sum_1^n \lambda_i C_i z_i$

5.2.2.3. Mesure de la turbidité et MES

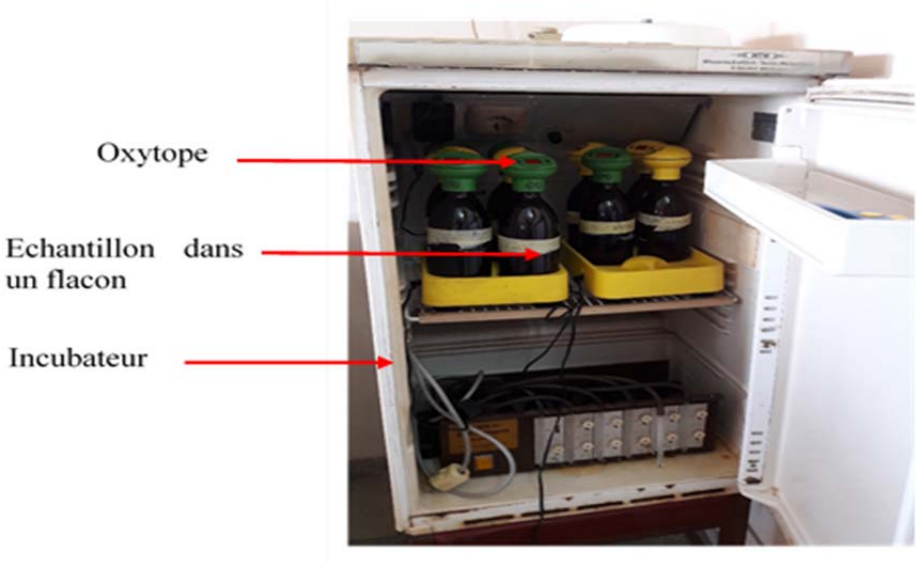
Elle permet d'évaluer et d'apprécier l'abondance des matières en suspension dans l'eau, laquelle est parfois liée aux charges organiques y contenues. La turbidité de l'eau usée a été déterminée par la méthode quantitative consistant à mesurer la lumière diffusée (ou transmise) par les matières en suspension (MES) par rapport à la lumière incidente à l'aide de turbidimètres étalonnés par des substances témoins opalescentes (formazine) ou au moyen d'un spectrophotomètre (méthode néphélémétrique). Exprimées en NTU (Nephelometric Turbidity Unit), les mesures sont effectuées à Cotonou au moyen d'un turbidimètre de marque « Wagtech » à Nancy à l'aide d'un spectrophotomètre de marque « HACH DR 2400 » à la longueur d'onde d'absorption de 450 nm.

En plus de la turbidité, il a été mesuré sur les échantillons de Cotonou, les MES. Pour cette détermination, les échantillons non filtrés sont soumis à l'analyse au spectrophotomètre (« HACH DR 2800 ») pour une lecture directe permettant d'avoir les taux de MES exprimés en mg/L. Cette mesure sur chaque échantillon prélevé à chaque heure de la journée a pour but de contrôler l'abondance des matières en suspension de l'eau usée brute.

5.2.2.4. Mesure de la demande biochimique en oxygène

La demande biochimique en oxygène en cinq jours (ou DBO_5) est la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes du milieu pendant cinq jours, pour dégrader les matières organiques biodégradables contenues dans un litre d'échantillon d'eau. Sa détermination expérimentale est faite sur les échantillons d'eaux usées non filtrées. Si cette mesure est faite sur les échantillons de Cotonou, elle ne l'a pas été sur ceux de Nancy.

Le principe consiste à la mesure de la différence de pression dans un système fermé. En effet, dans un flacon en verre contenant un volume déterminé de l'échantillon (432 mL), on ajoute un inhibiteur de nitrification (ATU ; la nitrification consomme de l'oxygène) et un barreau d'agitation ; puis le flacon est fermé par un joint en caoutchouc contenant quelques pastilles d'hydroxyde de potassium (KOH pour piéger le gaz carbonique CO_2). L'ensemble est vissé à un système électronique comportant un capteur de pression (Oxytope) et incubé à une température de 20°C. L'Oxytope enregistre automatiquement une valeur de DBO toutes les 24 heures. Les mesures sont exprimées en mg (O_2) /L. La figure 23 montre le dispositif de mesure de la DBO.



<u>Figure 23</u> : Dispositif de mesure de la DBO_5

<u>NB</u> : Afin de mesurer la totalité de la demande, l'O_2 ne doit pas devenir un facteur limitant de l'activité microbienne. En effet, une eau abandonnée à elle-même dans un flacon fermé consommera rapidement le dioxygène dissous : il faut donc s'assurer au préalable que ce dioxygène suffira largement à la consommation des micro-organismes. On utilise pour cela la méthode des dilutions : l'échantillon à doser est dilué dans une quantité d'eau telle qu'à

l'issue de la mesure le taux d'O_2 résiduel reste supérieur à 50% du taux initial. Une quantité réduite du mélange micro-organismes - substrat est ainsi mise en présence du dioxygène d'un important volume d'eau dépourvu de demande propre.

5.2.2.5. Mesure de la demande chimique en oxygène

La Demande Chimique en Oxygène est la quantité d'oxygène requise pour oxyder la matière organique et inorganique oxydables contenu dans l'eau. Le principe de la mesure consiste à porter à ébullition à reflux à 150 °C, pendant deux heures les échantillons d'eaux usées non filtrées acidifiés à l'acide sulfurique, en présence d'une quantité connue de dichromate de potassium, de sulfate d'argent (jouant le rôle d'un catalyseur d'oxydation) et de sulfate de mercure (II) (permettant de complexer les ions chlorures). Puis on détermine l'absorbance des échantillons à l'aide d'un spectrophotomètre. Les absorbances des différents échantillons sont lues à la longueur d'onde de 620 nm au spectrophotomètre. Celui-ci est de marque « HACH DR 2800 » pour les échantillons analysés à Cotonou (Figure 24a) et de marque « HACH DR 2400 » (Figure 24b) à Nancy. Une droite d'étalonnage permet d'associer les différentes absorbances relevées à la valeur réelle de la DCO des échantillons. Les valeurs réelles de la DCO sont donc déterminées à partir de l'équation de type Y = aX de la droite d'étalonnage (a = une constante de l'équation ; X = les différentes absorbances relevées lors des mesures au spectrophotomètre et Y = valeur réelle de la DCO après calcul de « aX ». Les mesures sont exprimées en mg (O_2)/L. La Figure 24 présente le dispositif de mesure de la DCO.

(a) : four + spectrophotomètre_Cotonou (b) : four + spectrophotomètre_Nancy

Figure 24 : Dispositif de mesure de la DCO

5.2.2.6. Mesure du carbone organique dissous

La mesure du carbone organique dissous traduisant la teneur en carbone des matières organiques dissoutes des échantillons (échantillons préalablement filtrés sur membrane de 10 µm), a été faite sur les eaux usées du Grand-Nancy. Le principe de détermination consiste en

une oxydation thermique catalysée à 680 °C dans un environnement riche en oxygène, de l'ensemble des composés organiques (naturels ou synthétiques) présents dans l'eau ; ces composés sont transformés en dioxyde de carbone (CO_2) qui est ensuite dosé à l'aide d'un analyseur infra-rouge. Le carbone inorganique étant éliminé préalablement par dégazage en milieu acide, la mesure conduit directement à la détermination de la teneur en carbone organique des échantillons. ». Les mesures sont exprimées en mg (C)/l. La figure 25 montre le COT-mètre « TOC-VCPN – Shimadzu » utilisé.

Figure 25 : COT-mètre

5.2.2.6. Spectroscopie UV-Visible

Cette technique permet de mesurer les absorbances des composés contenus dans les eaux usées. L'absorbance est la mesure quantitative de l'absorption d'une radiation à une longueur d'onde donnée par un composé. Son utilité dans la détermination des matières organiques des eaux, en particulier à travers l'absorbance à 254 nm, donne une idée sur les types de matières organiques présents dans l'eau. Elle ne permet pas l'identification d'une classe de chromophores particulière mais permet de caractériser à partir de l'absorbance à 254 nm, la présence de carbones insaturés comportant des doubles liaisons pouvant inclure les composés aromatiques. Le caractère aromatique de la matière organique est particulièrement mis en évidence à son tour par l'absorbance UV spécifique (ou specific UV absorbance) calculée à partir de l'absorbance à 254 nm et du COD des échantillons.

Le principe de la mesure est basé sur la propriété des molécules à absorber des radiations lumineuses de longueurs d'onde déterminées allant de 190 à 400 nm (UV) et 400 à 800 (Visible). Les molécules passent d'un état fondamental à un état excité.

On a Absorbance (A) = Log I_0/I (I_0 = intensité incidente de la lumière sur l'échantillon ; I = intensité sortante de l'échantillon). Les mesures sont faites sur des échantillons filtrés placés dans une cuve de quartz de 1 cm de chemin optique. Une partie de cette lumière est absorbée ou déviée par l'échantillon. La quantité de lumière qui réussit à traverser l'échantillon est mesurée par un photomètre.

Le spectre UV-Visible décrit la variation de l'Absorbance (A) en fonction des différentes longueurs d'onde. Dans les eaux usées, de nombreuses molécules sont présentes et possèdent des groupements fonctionnels qui absorbent dans l'UV (200 – 350 nm). Mais dans ces eaux, il peut s'y trouver des composés minéraux tels que nitrates, nitrites, chromates, etc., qui possèdent également cette propriété d'absorber dans l'UV. En raison de ces absorbances multiples, à des longueurs d'onde variées de différents composés, à des concentrations diverses, le spectre UV-Visible des eaux usées souvent obtenu, est dit « continu sans bande d'absorption marquée » comme le montre la figure 26.

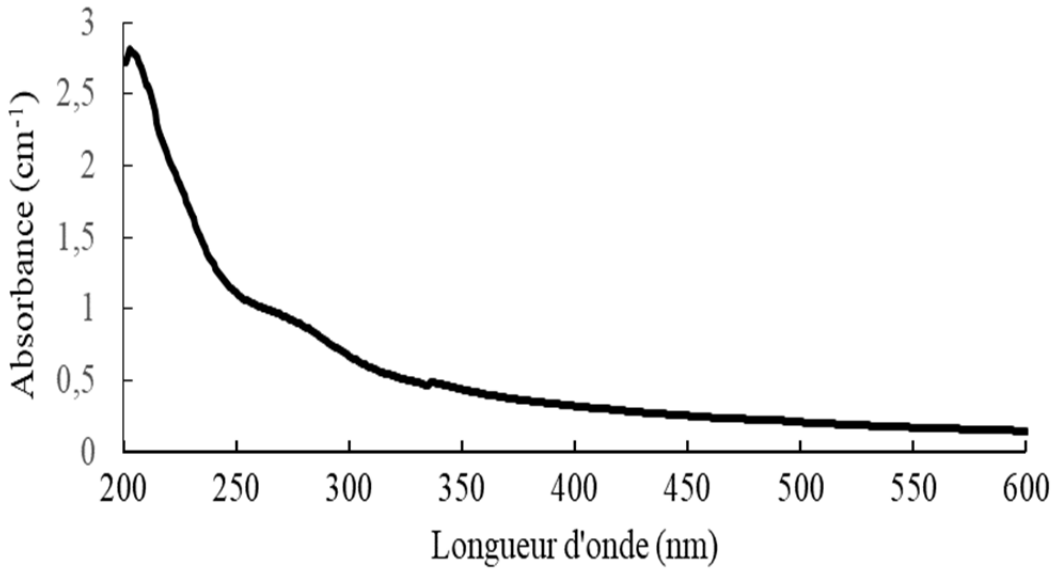


Figure 26 : Exemple d'un spectre d'absorption d'eau usée du Grand-Nancy (un échantillon du 21/01/2016)

Les absorbances aux longueurs d'onde de 200 à 600 nm, ont été mesurées seulement sur les eaux usées urbaines filtrées du Grand-Nancy au moyen du spectromètre UV-Visible « Anthelie Light » (Secomam, Alès), montré à la figure 27.

Figure 27 : Spectromètre UV-Visible

5.2.2.7. Spectroscopie de fluorescence

Cette mesure de la fluorescence des composés organiques contenus dans les eaux est complémentaire de la spectrométrie d'absorption, pour l'identification des matières organiques contenues dans les eaux. La fluorescence est la mesure de l'intensité lumineuse émise par les composés organiques quand ils sont éclairés à une longueur d'onde (généralement dans l'ultraviolet où ils absorbent). Elle met en jeu des transitions depuis l'état excité jusqu'à l'état fondamental des composés : excitée par une onde électromagnétique, une molécule organique peut absorber une partie de l'énergie dans un premier temps, puis dans un second temps émettre une énergie plus faible après quelques réarrangements internes.

Les mesures sur les différents échantillons d'eaux usées sont faites à l'aide du spectrofluorimètre « FL 2500 » (Figure 28). L'appareil est calé pour effectuer un balayage synchrone pour relever l'intensité de fluorescence, sur la longueur d'onde d'émission de 280 nm, pour une excitation commençant à 230 nm et finir à 600 nm. La vitesse de balayage est de 300 nm/minute et les longueurs de fenêtre 2,5 nm. Les échantillons filtrés sont placés dans une cuve de 1 cm et placés dans le spectrofluorimètre. Cette mesure a été faite seulement sur les échantillons d'eaux usées du Grand-Nancy.

Figure 28 : Spectromètre de fluorescence

Du fait du mélange des fluorophores dans les échantillons, les spectres de fluorescence des composés se chevauchent. Pour faciliter la comparaison de ces spectres, on les décompose à partir d'un programme développé au LRGP (Assaad et al., 2015). A des concentrations très élevées, l'intensité de fluorescence n'est pas forcément proportionnelle à la concentration. Ceci est dû à une distorsion ou à une diminution du rendement quantique d'émission, entrainant une absorption de la radiation émise des molécules. Ce phénomène est appelé le « filtrage interne » (Inner filtering effect) (Bernier, 2015). On distingue : i) la « filtration interne primaire » (Primary inner filtration) qui désigne l'absorption du faisceau d'excitation avant d'atteindre la zone d'intégration et ii) la « filtration interne secondaire » (Secondary inner filtration) se référant à l'absorption des photons de fluorescence émis (Ohno, 2002).

Pour éviter cette situation, il faut diluer les échantillons trop concentrés (Ohno, 2002 ; Larsson et al., 2007 ; Bernier, 2015). Mais cette solution ne va diminuer que le filtrage interne primaire et n'est pas toujours possible surtout in-situ (Larsson et al., 2007) ; or il faut également éliminer l'effet de filtrage interne secondaire. Alors pour une correction exacte des effets de filtration interne, pour une représentation exacte des spectres de fluorescence, il faut faire une correction des deux effets de filtration à toutes les longueurs d'onde d'excitation. Cette correction se fait donc mathématiquement et nécessite l'absorbance des échantillons (Ohno, 2002 ; Larsson et al., 2007). Cette correction mathématique des filtrations internes est le plus souvent utilisée.

La figure 29 montre un spectre de fluorescence des eaux usées urbaines du Grand-Nancy en entrée de STEP, au cours d'une journée.

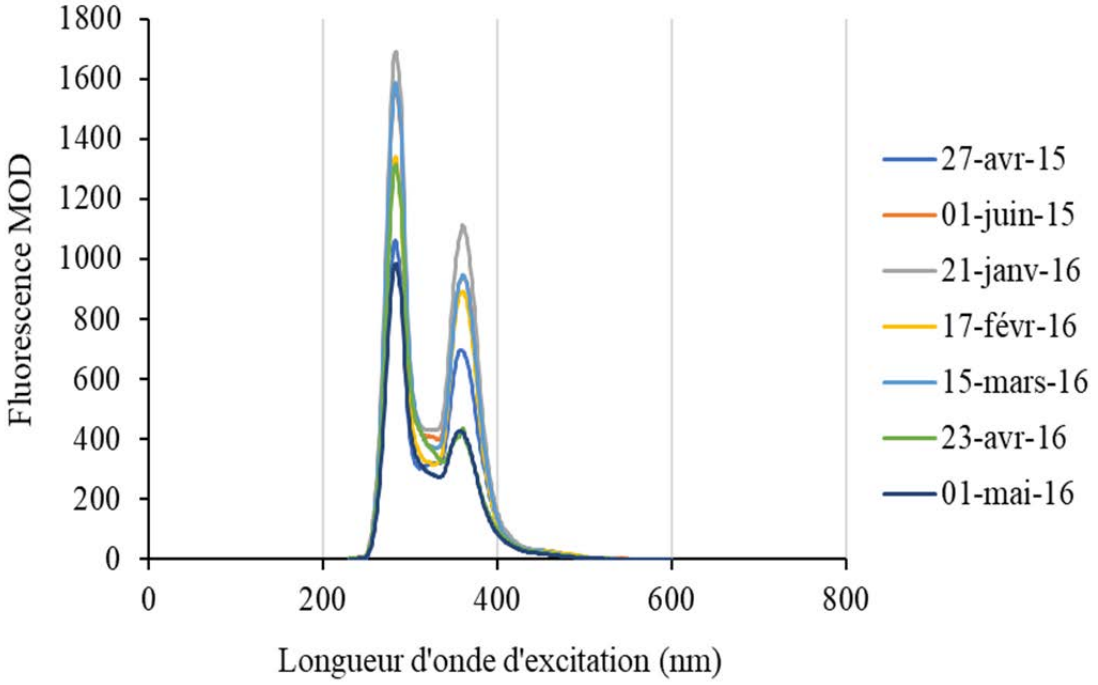


Figure 29 : Exemple de Spectres de fluorescence

5.2.2.8. Mesure de l'azote

a) Ions ammonium (NH_4^+)

Les concentrations en azote ammonical (NH_4^+) dans les échantillons d'eaux usées (filtrées) a été déterminé par la méthode de Nessler. Le principe consiste au dosage spectrophotométrique (à la longueur d'onde de 425 nm) de l'iodure de dimercuriammonium (composé jaune) qui résulte de la décomposition du réactif de Nessler (iodo-mercurate de potassium alcalin) en présence d'ions ammonium. Un stabilisant minéral complexe la dureté dans l'échantillon et un agent dispersant (alcool polyvinylique) aide à la formation de la coloration dans la réaction du réactif de Nessler avec les ions ammonium. La coloration jaune est proportionnelle à la concentration de l'ammonium. Les teneurs obtenues sont exprimées en mg/L. Les spectrophotomètres « HACH LANGE DR 2800 » (spectrophotomètre de la figure 24a) et "HACH DR 2400" (spectrophotomètre de la figure 24b) sont respectivement utilisés à Cotonou et à Nancy. Les paramétrages du spectrophotomètre à Cotonou permettent d'obtenir les taux d'ammonium en mg/L à partir de lecture directe au spectrophotomètre. A Nancy, une droite d'étalonnage permet d'associer les différentes absorbances relevées au

spectrophotomètre, à la valeur réelle du NH_4^+ des échantillons. Les valeurs réelles du NH_4^+ sont donc déterminées à partir de l'équation de type Y = aX, de la droite d'étalonnage (a = une constante de l'équation ; X = différentes absorbances relevées lors des mesures au spectrophotomètre et Y = valeur réelle de la teneur de l'ion NH_4^+ après calcul de « aX ».

b) Azote total de Kjeldhl (NTK)

Pour la détermination du NTK (échantillons filtrés de Cotonou), l'azote organique sous forme N^{3-} est converti en sels d'ammonium sous l'action de l'acide sulfurique et de l'eau oxygénée par digestion acide (minéralisation à l'acide sulfurique). L'ammonium est ensuite dosé au spectrophotomètre (« HACH LANGE DR 2800 » (spectrophotomètre de la figure 24a) à la longueur d'onde de 460 nm par la méthode de Nessler. Le taux de NTK correspond (en fonction du paramétrage du spectrophotomètre), à la valeur directe lue.

c) Nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-)

Ils sont dosés par chromatographie ionique, dont le principe est basé sur la séparation d'ions en solution à travers une phase mobile et une phase stationnaire. La phase mobile est un éluant (eau + potasse) et la phase stationnaire est de type échangeur d'ions dont les supports sont le plus souvent constitués de copolymères de synthèse, de type styrène/divinylbenzene réticulé sur lesquels sont greffés les groupements échangeables. Les échantillons sont injectés dans la phase mobile à travers l'injecteur. Les ions circulent dans la phase mobile à travers la colonne chargée soit positivement (pour séparer les anions) soit négativement (pour séparer les cations). Les interactions avec les résines contenues dans la colonne créent une migration des ions. Un temps de rétention est attribué spécifiquement à chaque ion. En sortie, un conductimètre permet de mesurer la conductivité en fonction du temps. On obtient un graphique où apparaît des « pics » de conductivité. La concentration d'un anion est obtenue en intégrant la moyenne du pic qui lui correspond. Les échantillons sont préalablement filtrés à 0,45µm et conditionnés dans de petits flacons de 3 mL. Les concentrations sont exprimées en mg/L. Les mesures sont faites seulement sur les échantillons de Nancy à l'aide d'un chromatographe « DIONEX-ICS 3000 ». La figure 30 à la page suivante présente le chromatographe avec son schéma du principe.

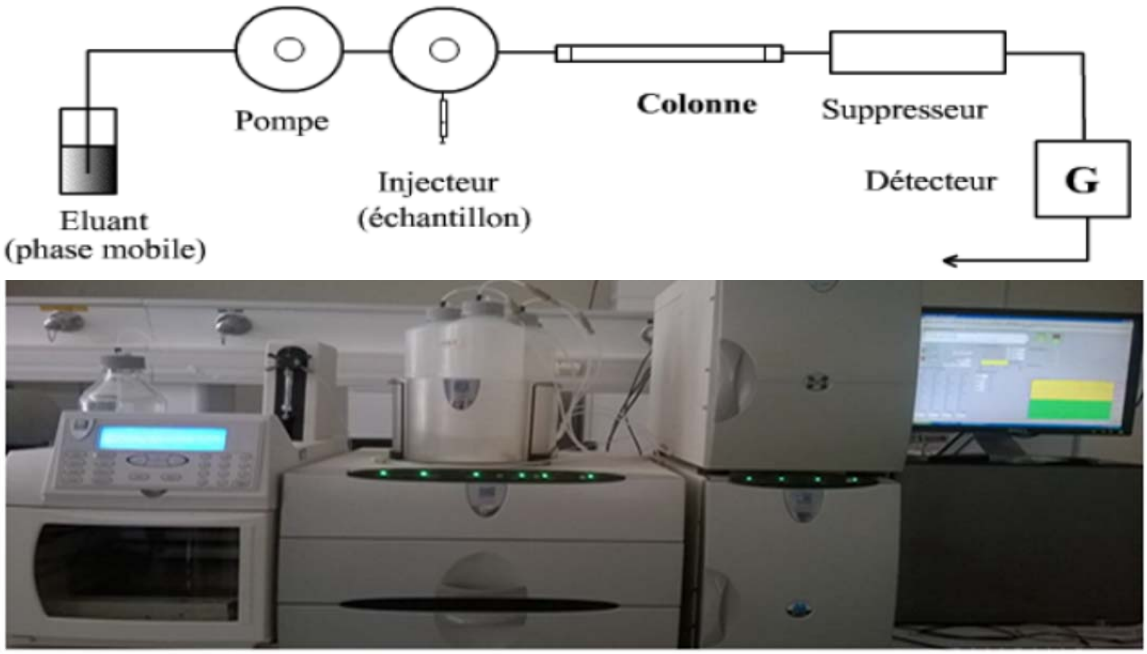


Figure 30 : Schéma du principe de la chromatographie ionique avec en dessous la photo du chromatographe

5.2.2.9. Mesure du phosphore

a) Ion orthophosphate (PO_4^{3-})

La concentration des orthophosphates (P sous forme d'orthophosphate) dans les eaux usées est déterminée sur des échantillons filtrés à l'aide du kit PhosVer 3. Le principe est la réaction des orthophosphates avec le molybdate en milieu acide pour produire un complexe phosphomolybdate, qui est réduit par l'acide ascorbique en donnant une coloration intense de bleu de molybdène. Le dosage est réalisé au spectrophotomètre (« HACH LANGE DR 2800 » (spectrophotomètre de la figure 24 a) et "HACH DR 2400" (spectrophotomètre de la figure 24b) respectivement utilisés à Cotonou et à Nancy), avec les résultats directs obtenus en mg/L.

b) Le phosphore total (PT)

Le phosphore total est déterminé sur les échantillons filtrés, minéralisés et neutralisés de Cotonou. Le dosage est fait au Kit PhosVer 3. A cet effet, les échantillons sont prétraités en milieu acide à chaud (acide sulfurique) pour l'hydrolyse des différentes formes inorganiques condensées du phosphore (méta, pyro et autres polyphosphates) qui sont converties en orthophosphate. Les orthophosphates réagissent par la suite avec le molybdate en milieu acide

pour produire un complexe phosphomolybdate. L'acide ascorbique réduit le complexe et une coloration intense de bleu de molybdène est obtenue. Les valeurs directes en mg/L sont obtenues à la lecture au spectrophotomètre.

5.2.2.10. Dosage des cations (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) et des anions (Cl^{-} ; SO_4^{2-})

Les cations sont dosés par spectrométrie d'Émission Optique Couplé à un Plasma Inductif (ICP-OES ; Inductively Coupled Plasma-Optical Emission). Le principe de cette méthode est basé sur la nébulisation suivie de l'ionisation des échantillons filtrés dans un plasma d'argon (à 6000-8000°C). Les atomes de l'échantillon sont excités à un niveau énergétique supérieur. Le retour à l'état stable est accompagné de l'émission d'une série d'ondes électromagnétiques dans la gamme du spectre visible/UV caractéristique de chaque élément. Les différentes longueurs d'onde sont séparées par un spectromètre. L'intensité de la radiation est proportionnelle à la concentration de l'élément. En effet, l'analyse par spectrométrie d'émission atomique repose sur l'étude des radiations émises par les atomes passés dans un état excité, généralement ionisés. Le plasma est utilisé pour dissocier les échantillons en leurs éléments constitutifs. Ces dosages sont effectués seulement sur les échantillons de Nancy à l'aide du spectromètre « Thermo-scientifc ICAP 6000 séries » (Figure 31). Les autres anions sont dosés identiquement au dosage des ions nitrates et nitrites, par chromatographie ionique (cf. mesure de l'azote).

Figure 31 : Spectromètre d'Émission Optique Couplé à un Plasma Inductif (ICP-OES)

5.2.2.11. Mesure des métaux

Le dosage des métaux est fait sur des échantillons non filtrés puis minéralisés à l'acide nitrique. Il est fait par spectrométrie d'Émission Optique Couplé à un Plasma Inductif (ICP-OES ; Inductively Coupled Plasma-Optical Emission), conformément au principe développé précédemment au 5.2.2.10 et par le même appareil de la figure 31.

5.2.2.12. Mesure des terres rares

Le dosage des terres rares est fait sur des échantillons non filtrés puis minéralisés à l'acide nitrique. Il est fait par spectrométrie de masse couplé à un Plasma Inductif (ICP-MS). Cette technique repose sur la séparation, l'identification et la quantification des éléments constitutifs d'un échantillon en fonction de leur masse. L'appareil utilisé est de marque « Thermo-scientifix ICAPQ ICP-MS » (Figure 32).

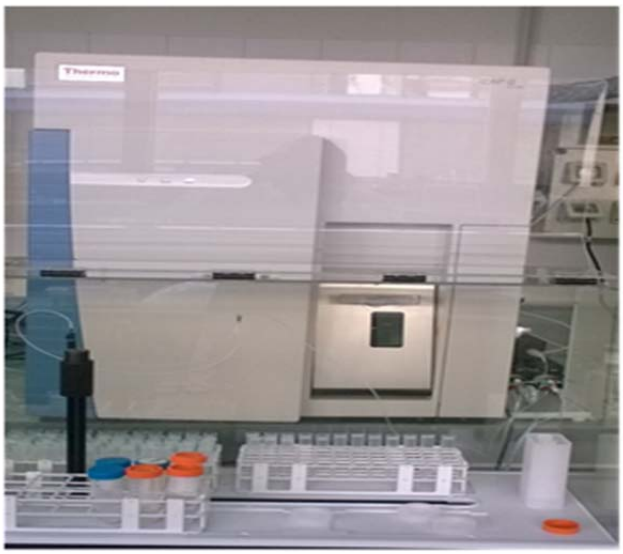


Figure 32 : Spectromètre de masse couplé à un Plasma Inductif (ICP-MS)

5.2.2.13. Minéralisation des échantillons pour le dosage des métaux et des terres rares

L'objectif de la minéralisation est de dissoudre toutes les particules présentes dans les échantillons bruts. Elle a été faite dans un système fermé à micro-onde où à 25 mL d'échantillon, il a été ajouté de l'acide nitrique (à 65%), le tout porté à une température de 180°C pendant 1h40 (40 min pour le processus de minéralisation et une heure pour le refroidissement des échantillons). Le minéralisat de cet échantillon est récupéré et repris par

un volume de 50 ml d'eau distillée. Les teneurs en micropolluants sont ainsi abaissées d'un facteur 2,5. Le dispositif est montré à la figure 33.

(a) Réacteurs de minéralisation (b) : Micro-onde

Figure 33 : Dispositif de minéralisation des échantillons

5.3. Traitement des données

Les données du débit et des différents paramètres de pollution (macropolluants et micropolluants) issues des diverses analyses de laboratoire ont été traitées en vue d'analyses de leur variabilité temporelle. Rappelons que nous avons effectué les prélèvements sur 24 h à raison d'un échantillon à chaque heure. Sur l'ensemble des campagnes d'échantillonnage menées, les opérations suivantes sont effectuées pour les différentes études faites :

- **Etude de la variabilité du débit et de la pollution des eaux usées urbaines**

  - ✓ **Variabilité du débit et des paramètres de pollution tels que : pH, conductivité électrique, turbidité, MES, DCO, DBO_5, COD, NH_4^+, NG, NTK, PO_4^{3-}, P, NO_3^-, NO_2^-, Cl^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+ et des métaux :**

- calcul des concentrations moyennes horaires de chaque paramètre, issus de l'ensemble des campagnes ; ces valeurs permettent de représenter les profils journaliers de la variation des paramètres ;

- calcul des concentrations moyennes horaires journalières de chaque paramètre ainsi que d'autres ordres de grandeurs tels que les minima (min), maxima (max), l'écart type (σ), le coefficient de variation (CV), la médiane (med), les 1er quartile (1er Q) et 3ème quartile (3è Q). La charge journalière de la pollution a été calculée en plus pour

les données de Nancy où les mesures de débits ont été faites. Ces valeurs permettent d'évaluer le niveau de pollution des eaux (quantification de la pollution) ;

- recherche de corrélations inter-élémentaire possibles entre les paramètres pour identifier les sources de certains polluants ; le test (t) de Student est utilisé pour l'évaluation de la significativité au seuil de 5% des corrélations statistiques identifiées ($t > 0,05$ = corrélation non significative ; $t \leq 0,05$ = corrélation significative) ;

- comparaison des charges polluantes des eaux usées urbaines de Cotonou aux normes de rejet des eaux usées, car ces eaux de Cotonou ne subissent aucun traitement avant rejet en mer ; ceci permet de mettre en évidence le niveau de pollution de ces eaux et la nécessité de les traiter préalablement avant rejet. Les eaux du Grand-Nancy n'ont pas fait l'objet de cette comparaison, car elles subissent un traitement avant rejet et les documents consultés certifient un bon rendement épuratoire de la STEP (Métropole du Grand-Nancy, 2016).

✓ **Etude la caractérisation spectrophotométrique de la matière organique dissoute des eaux usées**

L'objectif de cette étude est d'identifier les types de matières organiques présentes dans les eaux usées. Les opérations suivantes sont effectuées :

- détermination des absorbances à 254 nm pour le calcul des absorbances spécifiques SUVA = Abs254/COD (exprimé en $L.cm^{-1}/mg$ (C) (Rodier et al., 2016) et du taux (τ) d'aromaticité des matières organiques par la relation : τ (%) = 6,5 x SUVA + 3,6. Ces données permettent de caractériser l'aromaticité des eaux ;

- décomposition des spectres de fluorescence. Opération qui permet d'éliminer les chevauchements des spectres dus au mélange de fluorophores dans l'eau. Elle est faite à l'aide d'un programme informatique à travers l'application de l'équation mathématique ci-après (Assaad, 2014) sur les données des absorbances et de fluorescences obtenues sur les eaux entre les longueurs d'onde de 200 à 600 nm ;

$$f(\lambda) = a.e^{\frac{(\lambda-b)^2}{2c^2}}$$

où : f(λ) désigne l'intensité de fluorescence en fonction de la longueur d'onde d'excitation λ dont la variation s'effectue dans la gamme de 230-600 nm ; (a) hauteur, (b) position du centre du pic de fluorescence et (c) largeur du pic à mi/hauteur du spectre de fluorescence qui se présente sous forme gaussienne (Figure 29) ;

- correction des spectres décomposés précédemment pour éliminer les effets de filtrage interne (distorsion ou diminution du rendement quantique d'émission, entrainant une absorption de la radiation émise des molécules). Elle est mathématiquement faite à travers l'application de l'équation ci-après (Larsson et al., 2007 ; Pacheco et al., 2013) sur les données des absorbances et de fluorescences obtenues sur les eaux entre les longueurs d'onde de 200 à 600 nm :

$$\mathbf{F_{cor} = F_{mes} \times 10^{[Abs(excitation) + Abs(émission)]/2}}$$

où : F_{corr} désignent la fluorescence corrigée, F_{mes} la fluorescence mesurée ; Abs(excitation) et Abs(émission) désignent les absorbances respectives aux longueurs d'onde d'excitation et d'émission pour chaque fluorescence mesurée.

- représentation et détermination à partir des spectres de fluorescence corrigés, des différentes matières organiques constitutives des eaux usées ; Identification faite à partir des intensités de fluorescence émises ;

- recherche et étude de corrélation inter-élémentaire possible pour identifier les liens entre les intensités de fluorescence des pics observés au niveau des spectres et les paramètres classiques de pollution surtout ceux de la pollution organique (tels que la DCO et le COD) ; le test (t) de Student est utilisé pour l'évaluation de la significativité au seuil de 5% des corrélations statistiques identifiées ($t > 0,05$ = corrélation non significative ; $t \leq 0,05$ = corrélation significative).

Notons que, seules les eaux usées du bassin de collecte du Grand-Nancy ont fait l'objet de cette caractérisation de la matière organique. Les eaux usées de Cotonou n'étaient pas disponibles à Nancy pendant la période de mesure de ces paramètres.

- ✓ **Etude de la variabilité des terres rares (La, Ce, Nd, Sm, Eu, Gd, Dy, Ho, Er, Tm, et Lu).** Pour chaque site d'étude, les opérations suivantes sont effectuées :

- quantification de la concentration de chaque élément de terre rare qui a permis d'évaluer les teneurs minimales, maximales, les moyennes et les teneurs totales en terres rares ;

- représentation des profils normalisés de l'ensemble des éléments de terres rares. Notons que l'abondance naturelle des terres rares diffère selon que l'élément a un numéro atomique pair ou impair. Afin de masquer les variations de concentrations, les géochimistes normalisent les concentrations de leurs échantillons à celles d'un matériau géologique de référence. Le matériau de référence utilisé dans la présente étude est la référence de composition de schistes pour les concentrations en terres rares dans les sédiments et dans les eaux naturelles. Il y en a deux mais celui utilisé ici la référence NASC (North American Schale Composite) (Rabiet, 2006). En effet, la normalisation des éléments de terres rares de nos échantillons consiste à diviser la concentration mesurée pour chaque élément de terre rare dans nos échantillons, par la concentration de son homologue dans la référence NASC.

  Le tableau XI présente les valeurs de normalisation en µg/L des deux références les plus couramment utilisées pour les eaux continentales. Ainsi pour exemple, en prenant par exemple l'élément Lanthane, sa normalisation donne :

$$\mathbf{La(Norm) = [La]_{mes} / [La]_{Réf}}$$

Avec La(Norm) = Lanthane normalisé ; $[La]_{mes}$ = Concentration lanthane mesurée et $[La]_{Réf}$ = Concentration Lanthane dans la référence.

Tableau XI : Valeurs de normalisation (µg/L) des deux références de normalisation des terres rares les plus couramment utilisées.

Terres rares	Composition de NASC	Composition de PAAS*
La	32 000	38 200
Ce	73 000	796 600
Pr	7 900	8 830
Nd	33 000	33 900
Sm	5 700	5 550
Eu	1 240	1 080
Gd	5 200	4 660
Tb	850	770
Dy	5 800	4 680
Ho	10 140	990
Er	3 400	2 850
Tm	500	410
Yb	3 100	2 820
Lu	480	430

Source : Rabiet, 2006

La référence PAAS (Post Archean Australian) est une composition de schistes d'Australie. Que l'on normalise avec le PAAS ou le NASC, cela ne change ni la forme des spectres ni les teneurs (Rabiet, 2006).

L'intérêt de la représentation des profils normalisés des terres rares est que les spectres normalisés permettent de visualiser très rapidement toute déviation par rapport à la référence. Comme déviation, il y a les enrichissements d'une catégorie de terres rares par rapport à une autre (enrichissement en terres rares lourdes par rapport aux terres rares légères ou vis-versa) ; il y a également les anomalies (déviation d'un élément par rapport à ses voisins dans le spectre normalisés, engendrés par un changement d'état d'oxydation du fait des conditions physico-chimiques du milieu ou un excès anthropique de l'élément dans le milieu (Olias et al. ; 2017 ; Rabiet, 2006 ; Riou, 1999). Chaque enrichissement et anomalie est quantifié.

- quantification du degré d'enrichissement observé sur un spectre normalisé. Elle se fait en faisant le rapport de la teneur normalisée d'un élément de terres rares légères sur la teneur normalisée d'un élément de terres lourdes ; exemple : **La(Norm) / Lu(Norm) ;**

ce rapport supérieur à 1 indique un enrichissement en terres rares légères et inférieur à 1 indique un enrichissement en terres rares lourdes ;

- quantification de l'anomalie en un élément obtenu sur un spectre normalisé. Elle est faite en faisant le rapport entre la concentration normalisée de l'élément (dans l'échantillon) et la concentration que devrait avoir cet élément dans le cas où il n'y aurait aucune anomalie ; autrement dit cette anomalie est quantifiée en moyennant les concentrations normalisées des plus proches voisins de l'élément à travers l'équation suivante :

$$\mathbf{X^*_{(Z)} = X(Norm) / \sqrt{Y(Z-1)(Norm)\ x\ T(Z+1)(Norm)}}$$

Avec : $X^*_{(Z)}$: anomalie de l'élément de terre rare X de numéro atomique $_Z$;

X_{Norm} : Elément de terre rare X normalisé ;

$Y_{(Z-1)\ (Norm)}$: Elément de terre rare Y normalisé de numéro atomique Z-1 et

$T_{(Z+1)\ (Norm)}$: Elément de terre rare T normalisé de numéro atomique Z+1.

Exemple d'une anomalie en Europium :

$$(Eu^*) = Eu\ (Norm) / \sqrt{Sm\ (Norm)\ x\ Gd\ (Norm)}$$

Pour un rapport > 1, l'anomalie est dite positive tandis que pour un rapport < 1 l'anomalie négative et une absence d'anomalie se traduit par un rapport égal à 1 ;

- calcul de l'excès anthropique pour chaque anomalie observée. Ce calcul permet de déterminer l'origine anthropique ou non de l'anomalie. Il est quantifié à partir de l'équation suivante tirée des travaux de Rabiet et al. (2009) et Rabiet, (2006) :

$$\mathbf{EA\ (X) = [X_{mes}] - [X_{Nat}] = [X_{mes}] - ([X_{mes}] / X^*)}$$

Avec EA (X) = Excès anthropique en l'élément X ayant connu une anomalie (en µg/L) ; $[X_{mes}]$ = Concentration mesurée de l'élément X (en µg/L) ; $[X_{Nat}]$ = Concentration naturelle ou théorique de l'élément X ; X* = Anomalie en l'élément X.

Lorsque :

- $EA(X) \leq 0$, il n'y a pas un excès de cet élément lié aux activités anthropiques ;
- $EA(X) > 0$, alors il existe un excès de cet élément lié aux activités anthropiques, traduisant une pollution ou une contamination.

- recherche et étude de corrélation inter-élémentaire possible pour identifier les sources possibles de certains excès ; à ce titre, le test (t) de Student est utilisé pour l'évaluation de la significativité au seuil de 5% des corrélations statistiques identifiées. Lorsque t > 0,05 la corrélation est non significative alors que pour t ≤ 0,05 elle est jugée de corrélation significative ;

- recherche et étude de corrélation inter-élémentaire possible.

Pour les études de la variabilité de la macropollution et de la micropollution des eaux usées urbaines des bassins de collecte de Cotonou et du Grand-Nancy, les données issues des analyses de laboratoire sont traitées (calculs et représentations graphiques) au moyen du logiciel Microsoft Excel.

➢ Simulation des variations de débit et de composition des eaux usées urbaines (Grand-Nancy)

✓ Représentation du réseau d'assainissement

Comme cela a été vu dans la présentation du site d'étude, le réseau d'assainissement du Grand-Nancy est très complexe. Une prise en compte fine du réseau dans le cadre de la modélisation actuelle n'est pas possible car les bilans de population restent macroscopiques, puisque réalisés au niveau communal. La première étape a donc été de simplifier à nouveau le réseau (Figure 34). La longueur des rectangles bleus (tronçons) permet de représenter sommairement les distances entre les nœuds des collecteurs.

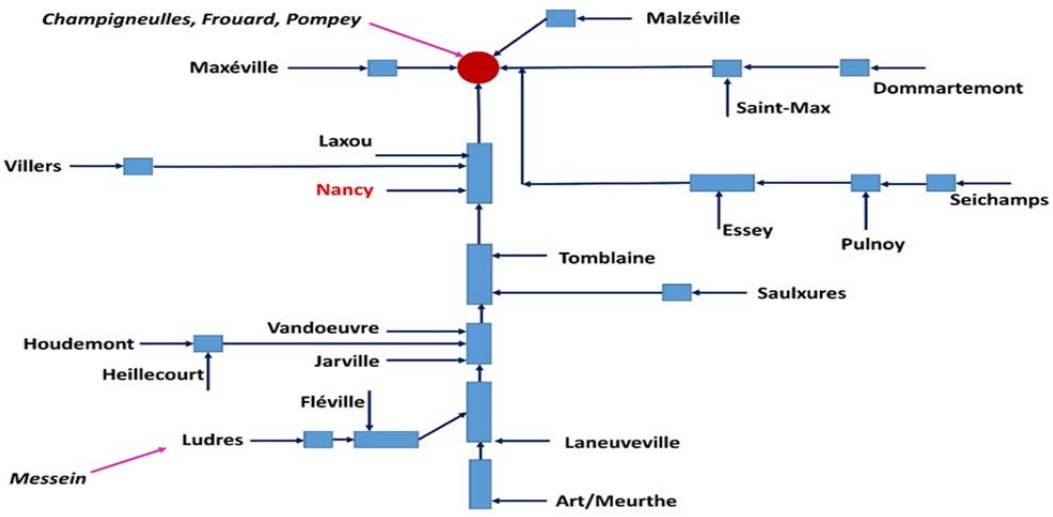


Figure 34 : Réseau d'assainissement simplifié alimentant la STEP de Maxéville dans le Grand-Nancy

Chaque tronçon du réseau d'assainissement est représenté par un certain nombre (variable suivant le tronçon) de réservoirs à volume variable (Figure 35). Les apports se font systématiquement au niveau du premier réservoir du tronçon. La hauteur d'eau (h_2) dans chaque réservoir i d'un tronçon varie de la façon suivante :

$$\frac{dh_{2,i}}{dt} = \frac{1}{A_2}\left(Q_{in,i} - Q_{out,i}\right)$$

Avec $Q_{out,i} = \frac{1}{K_r} \cdot A_2 \cdot h_2$

A_2 représente la surface du réservoir et K_r est une constante de temps.

Figure 35 : Représentation d'un tronçon de trois réservoirs

✓ **Simulation des variabilités**

La simulation est réalisée à l'aide d'un code FORTRAN basé sur Gernaey et al. (2004) et Saagi et al. (2016) avec les modifications suivantes apportées au modèle de Gernaey et al. (2011) :

- la possibilité de modification du nombre d'habitants dans chaque sous-bassin de collecte (c'est-à-dire chaque commune) au cours de la journée pour tenir compte des mouvements de population ;
- la possibilité de modification du profil de génération du débit journalier et de la pollution générée par un équivalent-habitant (modification dans le sens des variations journalières relatives à un habitant dans le contexte français).

Ces modifications sont celles développées par le nouveau modèle en développement qui a pour base le modèle de Gernaey. Ainsi, ces modifications sont apportées au modèle de Gernaey pour la levée de la limite relative à son calage dans un seul contexte géographique typique correspondant à un mode de vie qui n'est pas le même dans tous les bassins de collecte. Ainsi, l'intégration de ces possibilités de modification permettront l'applicatbilité du modèle à divers bassins de collecte situés dans différents contextes géographiques.

Seul le temps sec est pris en compte. La simulation ne considère pas les infiltrations d'eau de nappe dans le réseau ni les exfiltrations qui pourraient être dues à des fissures dans le béton.

En ce qui concerne la pollution, un bilan de matière est réalisé pour chacune des variables de pollution. Pour un réservoir i la pollution varie pour chaque variable de pollution suivant l'équation ci-dessous :

$$\frac{d(X_i V_i)}{dt} = X_{in,i} Q_{in,i} - X_{out,i} Q_{out,i}$$

Avec $V_i = A_2 \cdot h_{2,i}$

Les simulations des variations du débit et de la composition des eaux usées urbaines sont faites au moyen du modèle de génération des eaux usées urbaines virtuelles en cours de développement.

PARTIE III :
RESULTATS ET DISCUSSION

CHAPITRE 6 : VARIABILITE DU DEBIT ET DE LA COMPOSITION DES EAUX USEES URBAINES DE COTONOU ET DU GRAND-NANCY

Les variations du débit et des paramètres indicateurs de la composition physico-chimique des eaux usées urbaines sont présentées. Ici, la présentation des données et les discussions correspondantes, ont été conduites concomitamment pour faciliter la compréhension et une meilleure appréciation des situations qui ont prévalu dans les bassins de collecte d'étude.

6.1. Variabilité du débit, des pollutions organique, azotée et phosphorée et de la pollution liée aux métaux des eaux usées urbaines du bassin de collecte de Cotonou et du Grand-Nancy

Les tableaux XII, XIII et XIV des pages suivantes donnent les variations du débit et de la composition physico-chimique (pollutions organique, azotée, phosphorée et pollution liée aux métaux) des eaux usées urbaines des bassins de collecte de Cotonou et du Grand-Nancy (CV = Coefficient de Variation).

Tableau XII : Variation du débit et de la composition physico-chimique des eaux usées urbaines en entrée de la STEP de la Cité Vie-Nouvelle de Cotonou

Paramètres	Minima	Maxima	Moyenne	σ (± x)	CV (%)	Médiane	1er Quartile	3è Quartile
Macropolluants								
pH	7,1	7,3	7,2	0,1	1	7	7	7
Cond (µS/cm)	551	953	804	112	14	847	731	907
Turb (NTU)	139	238	192	27	14	197	174	209
MES (mg/L)	211	509	346	75	22	344	287	398
DCO (mg/L	675	1 983	1 257	350	28	1 280	1 033	1 466
DBO_5 (mg/L)	261	440	350	49	14	350	318	388
NH_4^+ (mg/L)	18	34	24	5	22	22	21	29
NTK (mg/L)	36	78	57	12	21	57	48	65
PO_4^{3-} (mg/L)	6	18	13	4	29	13	10	15
PT (mg/L)	6	22	14	4	31	14	10	17
Eléments majeurs (Cations)								
Ca^{2+} (mg/L)	34	81	52	12	22	52	44	57
Mg^{2+} (mg/L)	6	12	9	1	17	8	7	9
K^+ (mg/L)	15	30	25	3	13	25	24	27
Na^+ (mg/L)	41	83	70	9	12	69	67	75
Micropolluants (métaux)								
Al (µg/L)	3 998	8 508	5 990	1 338	22	5 695	5 096	6 986
Cd (µg/L)	0,5	6	2	1	73	1	1	2
Co (µg/L)	1	3	1	1	44	1	1	2
Cr (µg/L)	19	110	40	25	61	32	26	44
Cu (µg/L)	113	615	224	135	60	177	146	245
Fe (µg/L)	3 232	16 842	6 905	3 846	56	5 499	4 608	7 548
Mn (µg/L)	114	452	211	90	43	182	160	222
Ni (µg/L)	18	85	36	17	49	30	22	42
Pb (µg/L)	52	243	101	50	49	90	72	102
Zn (µg/L)	411	2 490	908	538	59	699	628	990

Tableau XIII : Variation du débit et de la composition physico-chimique des eaux usées urbaines en entrée de la STEP de Maxéville dans le Grand-Nancy

Paramètres	Minima	Maxima	Moyenne	σ (± x)	CV (%)	Médiane	1er Quartile	3è Quartile	Charge journalière
Débit* (m^3/h)	2 285	4 137	3 426	648	19	3 682	2 905	3 974	82 227 m^3
Débit**	2 500	4 310	3 660	660	17	3 896	-	-	87 751 m^3
Débit***	1 429	3 449	2460	650	26	2 594	-	-	59 043 m^3
Macropolluants									
pH	7	8	7	0,1	1	7	7	7	
Cond (µS/cm)	906	1 234	1 032	81	8	1 029	978	1 067	
DCO (mg/L)	133	318	226	54	24	229	196	260	19 832 kg
NH_4^+ (mg/L)	16	50	32	9	27	32	29	35	2 808 kg
Turb (NTU)	49	175	125	42	33	142	91	156	
COD (mg/L)	16	57	39	14	37	41	25	52	3 422 kg
O-phosphates (mg P/L)	3	12	6	3	41	6	4	7	527 kg
NO_3^- (mg/L)	1	6	2	2	75	2	1	4	
NO_2^- (mg/L)	0,05	6	2	2	78	2	1	4	
Eléments majeurs (Cations et anions)									
Na^+ (mg/L)	78	124	98	15	15	96	87	109	860 kg
K^+ (mg/L)	9	19	13	2	16	14	12	15	11 410 kg
Mg^{2+} (mg/L)	7	9	8	1	6	8	7	8	702 kg
Ca^{2+} (mg/L)	77	106	88	9	10	85	83	95	7 722 kg
Cl^- (mg/L)	117	196	138	23	16	130	124	146	12 110 kg
SO_4^{2-} (mg/L)	101	115	106	3	3	105	104	108	9 302 kg
Micropolluants (métaux)									
Mn (µg/L)	186	432	316	75	24	326	243	378	28 kg
Al (µg/L)	1 552	5 582	3 973	1 080	27	3 932	3 448	4 749	349 kg
Cr (µg/L)	5	25	15	4	29	15	13	17	1 kg
Cd (µg/L)	2	6	3	1	30	3	3	3	0,3 kg
Pb (µg/L)	24	78	51	16	30	50	38	65	5 kg
Cu (µg/L)	86	322	211	67	32	215	153	260	19 kg
Zn (µg/L)	420	1 497	816	271	33	779	671	897	72 kg
Ni (µg/L)	29	173	53	31	57	45	39	48	5 kg
Co (µg/L)	0	4	1	1	79	1	1	2	0,1 kg

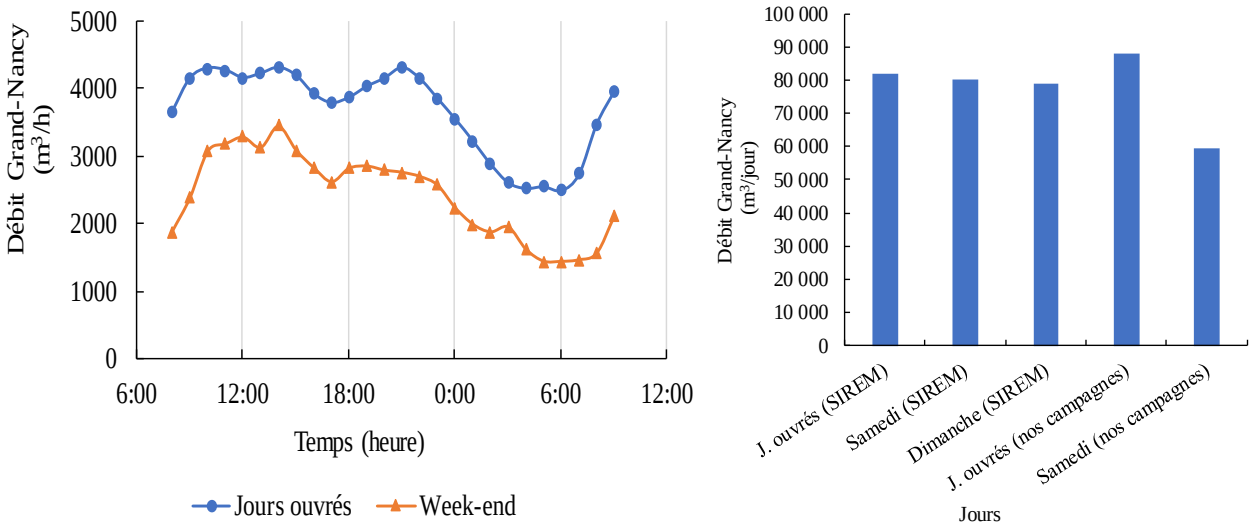
* : débit jours ouvrables et week-end confondus ; ** : débit jours ouvrables ; *** : débit samedi

Tableau XIV : Variation du débit et de la composition physico-chimique des eaux usées urbaines des collecteurs de Cotonou

	Sites						Variation sur ensemble des sites			
	Ste Cécile	Hindé	Midombo	Sègbeya	Dantokpa	Jéricho	Minima	Maxima	Moyenne	σ (± x)
Paramètres	**Macropolluants**									
pH	7,3	7,1	7,0	6,9	7,2	7,1	6,9	7,3	7,1	0,1
T °C	30	30	30	30	30	30	30	30	30	0,1
Cond (µS/cm)	1 073	1 232	792	818	1 244	994	792	1 244	1 026	195
MES (mg/L)	48	45	30	52	34	33	30	52	40	9
Turb (NTU)	37	34	26	23	44	31	23	44	33	8
DCO (mg/L)	219	187	254	309	190	443	187	443	267	97
DBO_5 (mg/L)	97	96	107	125	93	94	93	125	102	12
NH_4^+ (mg/L)	8	5	6	6	6	4	4	8	6	2
NTK (mg/L)	10	6	7	8	8	6	6	10	7	2
PO_4^{3-} (mg/L)	4	3	4	4	4	3	3	4	4	1
PT (mg/L)	7	5	6	7	5	5	5	7	6	1
	Eléments majeurs (cations)									
Ca^{2+} (mg/L)	41	42	38	45	55	48	38	55	45	6
Mg^{2+}(mg/L)	22	23	27	29	29	27	22	29	26	3
K^+ (mg/L)	7	8	7	12	12	9	7	12	9	2
Na^+ (mg/L)	56	55	56	60	65	62	55	65	59	4
	Micropolluants (métaux)									
Al (µg/L)	136	464	674	678	43	174	43	678	361	281
Cd (µg/L)		4	1	0,4		0,01	0	4	1	2
Co (µg/L)	1	0,02		0,5	0,2		0	1	0,4	0,3
Cr (µg/L)	8	12	13	35	5	10	5	35	14	11
Cu (µg/L)	9	24	11	33	6	7	6	33	15	11
Fe (µg/L)	2 282	1 352	1 509	7 659	728	1 125	728	7 659	2 442	2 606
Mn (µg/L)	675	257	161	335	152	199	152	675	296	198
Ni (µg/L)	6	20	4	4	14	9	4	20	9	6
Pb (µg/L)	20	118	78	21	12	30	12	118	46	42
Zn (µg/l)	36	52	39	47	31	31	31	52	39	9

6.1.1. Variabilité du débit

Le graphe (a) de la figure 36 montre la variation journalière du débit des eaux usées urbaines du Grand-Nancy pendant les jours ouvrés (du lundi au vendredi) et le week-end (samedi). Quant au graphe (b) de la même figure, il présente la variation du débit moyen journalier de ces eaux pendant les différents jours de la semaine ; elle est obtenue à partir des données issues de nos campagnes d'échantillonnage et aussi de celles recueillies au niveau du Système d'Information sur l'Eau Rhin-Meuse (SIERM) sur la période 2010-2014 et portant sur les eaux en entrée de la STEP de Maxéville.



(a) (b)

Figure 36 : Variation journalière du débit et variation du débit moyen journalier des eaux usées urbaines du Grand-Nancy en entrée de STEP

L'analyse de l'allure des courbes de la Figure 36a montre sur toute la journée une variation du débit des eaux usées du Grand-Nancy. Le débit moyen horaire pendant les jours ouvrés de la semaine (du lundi au vendredi), varie de 2 500 à 4 310 m^3/h avec une moyenne de 3 660 ± 660 m^3/h (Tableau XIII). Ce débit horaire moyen est inférieur à celui règlementaire de temps sec de 6 000 m^3/h. Un examen attentif de la variation journalière révèle la présence de trois (3) pics qui apparaissent vers 10 h, 14 h et 21 h :

- le pic de 10 h vient de la consommation d'eau le matin par les résidents du bassin versant qui se préparent à aller vaquer à leurs diverses activités (travail, école, etc.) entre 8 h et 9 h. Le retard de l'arrivée des eaux à la STEP est dû à la distance entre les résidences et la STEP ; la plus grande distance étant d'environ 15 km ;

- le pic de 14 h est dû à la consommation d'eau liée à la pause déjeuner qui dure de 30 min à 2 h ; et
- le pic de 21 h est lié à la consommation d'eau pendant les activités du soir (diner, toilette, bain, lavage, nettoyage, etc.). Le diner est généralement pris entre 19 h et 21 h en France.

Pendant la journée, il est également observé de faibles diminutions du débit entre 10 h et 14 h et entre 14 h et 17 h, au plus fort des heures de travail. De 21 h à 6 h du matin, il y a une diminution du débit reflétant la période de sommeil avec une faible consommation d'eau. Le temps d'apparition et l'origine des pics de production d'eaux usées sont en accord avec les conclusions d'autres auteurs tels que Cipolla et al. (2014b) à Bologne en Italie et Matos et al., (2013) au Portugal. Le débit moyen journalier des jours ouvrés à la figure 36b est de 87 750 m^3/jour (Tableau XIII).

Le débit moyen horaire enregistré pendant le week-end (Figure 36a) lors des travaux, varie de 1 429 à 3 449 m^3/h avec une moyenne de 2 460 ± 650 m^3/h pour un débit moyen journalier de 59 043 m^3/jour (Tableau XIII). La variation journalière est similaire à celle des jours ouvrés. Cela signifierait que les habitudes de consommation journalière d'eau ne changent excessivement pas entre les samedis et les jours ouvrés, avec des activités similaires le matin, le midi et le soir. Mais il y a un retard de 2 h observé dans l'apparition du 1er pic (vers midi) de la journée. Ce retard pourrait être attribué au retard d'une à deux heures les samedis pour le démarrage des activités de la journée comparativement aux jours ouvrés. Ce retard pour les débits du week-end a été également observé en Bologne en Italie par Cipolla et al. (2014b), à Ecully en France par Becouze (2010) et à Paris par Gromaire et al. (1998).

Selon les données de temps sec du SIERM (2010 – 2014) (Tableau $A_4$3 de l'annexe 4), le débit moyen journalier diminue de 2% et 9% respectivement les samedis et les dimanches (Figure 36b). Ces réductions pourraient être attribuées au départ en week-end de certains résidents hors du bassin versant ; en particulier les étudiants (18 - 24 ans) majoritairement inscrits dans le bassin et dont certains rentrent en famille les week-ends.

La variabilité du débit a concerné uniquement le bassin de collecte du Grand-Nancy où cette mesure a été possible.

6.1.2. Variabilité du pH et de la conductivité

La Figure 37a, présente la variabilité journalière du pH et la Figure 37b la variabilité journalière de la conductivité à l'entrée entrée de STEP dans les bassins de collecte de Cotonou et du Grand-Nancy.

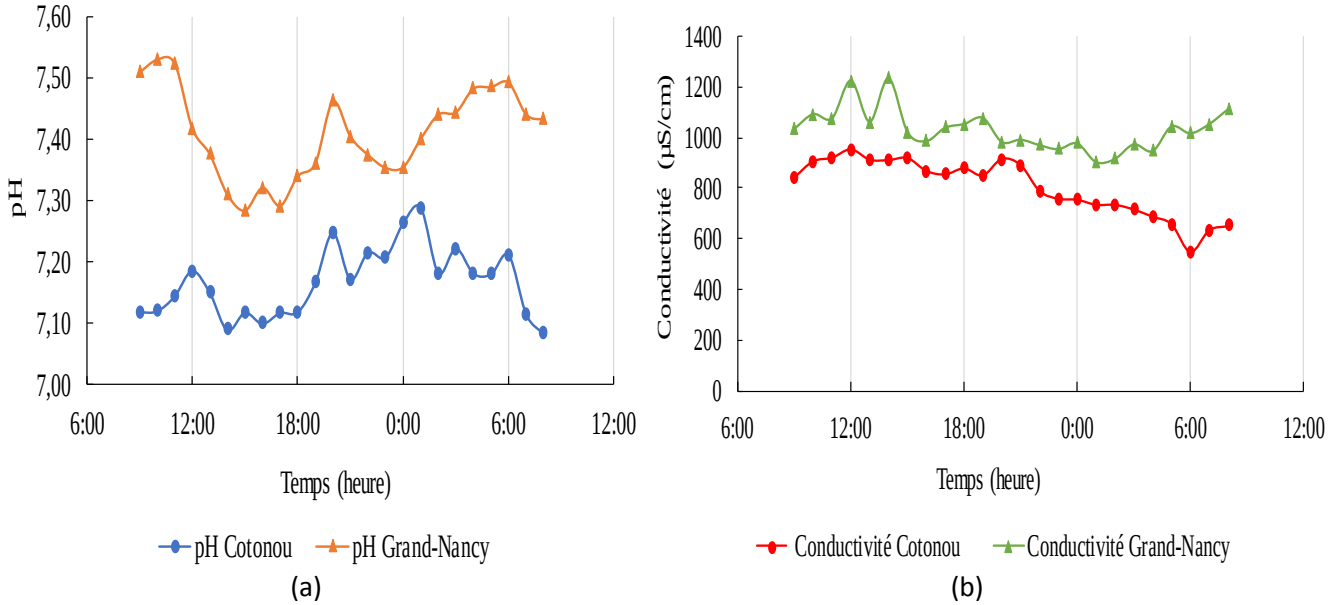


Figure 37 : Variation journalière du pH et de la conductivité des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy en entrée de STEP

6.1.2.1 Variabilité du pH

a) Cotonou

Les valeurs moyennes horaires du pH des eaux usées urbaines en entrée de STEP de la Cité Vie-Nouvelle à Cotonou, varient de 7,1 à 7,3 avec une moyenne journalière de 7,2 ± 0,1 et un coefficient de variation de 1% (Tableau XII).

Les observations sur le pH des eaux usées en entrée de la STEP sont semblables à celles que l'on peut faire sur des eaux usées urbaines des collecteurs de Cotonou : les valeurs de pH sur l'ensemble des sites de ces collecteurs varient de 6,9 à 7,3 avec une moyenne de 7,1 ± 0,1 (Tableau XIV).

b) Grand-Nancy

Pour les eaux usées urbaines en entrée de la STEP de Maxéville, les valeurs varient de 7 à 8 avec une moyenne journalière de 7 ± 0,1 et un coefficient de variation de 1% (Tableau XIII).

c) Discussion

Ces valeurs de pH dans les deux bassins de collecte, bien que variables au cours de la journée sur la figure 37a, restent pratiquement constantes et ne montrent pas de dynamisme journalier clair ; cela traduit la capacité tampon élevée des eaux usées. Elles sont presque neutres et sont favorables au développement des bactéries qui assurent la biodégradation (Rodier et al., 2016). Elles sont aussi similaires à la plupart des études sur les eaux usées (Butler et al., 1995 ; Abouelouafa et al., 2002 ; Eriksson et al., 2003 ; Kafi et al., 2008 ; Boutayeb and al., 2012 ; etc.). Les valeurs sont légèrement plus élevées dans le Grand-Nancy par rapport à Cotonou. Les valeurs de pH dans les eaux usées urbaines de Cotonou (entrée de la STEP et collecteurs) sont relativement neutres et conformes aux normes nationales (RB, 2001) et internationales (CCE, 1991 ; ISN, 2001 ; RM, 2014) de rejet des eaux usées urbaines ($5,5 \leq pH \leq 9,4$). Ce résultat est similaire à celui des travaux de El Hamouri *et al.* (1993) à Ouarzazate, de El Halouani (1995) à Oujda et de Oulkheir (2002) à Kénitra.

6.1.2.2. Variabilité de la conductivité électrique

a) Cotonou

La conductivité électrique (CE) met en évidence la minéralisation des eaux usées. Les valeurs moyennes horaires obtenues en entrée de la STEP à Cotonou varient de 551 à 953 µS/cm avec une moyenne journalière de 804 ± 112 µS/cm (Tableau XII).

Au niveau des collecteurs, la variation sur l'ensemble des sites est de 792 à 1 244 µS/cm avec une moyenne de 1 026 µS/cm ± 195 µS/cm et le site de Dantokpa présente la plus grande valeur (Tableau XIV).

b) Grand-Nancy

Dans le Grand-Nancy, en entrée de la STEP, la moyenne horaire de la conductivité électrique varie de 906 à 1 234 µs/cm avec une moyenne journalière égale à 1 032 ± 81 µs/cm (Tableau XIII).

c) Discussion

Ces valeurs dans le bassin de collecte de Cotonou sont caractéristiques des eaux usées hautement minéralisées (Rodier et al., 2016) dont les origines pourraient être liées à la concomitance entre des sels issus des rejets des pollutions organique, minérale et particulaire.

Il est observé une bonne corrélation statistiquement significative observée entre la conductivité et les MES (R^2 = 0,50 ; voir Tableau $A_5$1 de l'annexe 5). Ces valeurs de conductivité sont conformes aux normes marocaines de rejet des eaux usées dans le milieu naturel tel que les eaux superficielles ou souterraines (Conductivity ≤ 2 700 µS/cm). La conductivité n'a pas été prise en compte dans la norme béninoise. La plus forte minéralisation sur le site de Dantokpa pourrait être liée à la proximité de ce collecteur par rapport à l'embouchure du chenal en mer : ce chenal est le siège de mélange d'eau douce et d'eau marine en période de marées hautes.

Dans le Grand-Nancy, les valeurs sont également caractéristiques des eaux usées hautement minéralisées (Rodier et al., 2016).

Dans les deux bassins de collecte, la conductivité électrique au cours de la journée connaît une variation, mais celle-ci n'est pas très grande (Figure 37b) avec des coefficients de variation de 14% à Cotonou (Tableau XII) et 8% dans le Grand-Nancy (Tableau XIII). La minéralisation de l'eau constatée pendant toute la journée est due à la présence de sels minéraux avec une charge importante vers 12 h et 20 h à Cotonou et vers 12 h et 14 h dans le Grand-Nancy. On constate en outre que les eaux usées urbaines du Grand-Nancy présentent une plus forte minéralisation par rapport à celles de Cotonou ; ces différences pourraient être liées à la qualité des eaux de consommation utilisées pour les divers usages et à la qualité des sols lessivés par les ruissellements pénétrant dans les réseaux par temps de pluie au niveau de chaque bassin de collecte.

6.1.3. Variabilité des matières en suspension et de la turbidité

Les taux de matières en suspension et la turbidité sont des paramètres physiques indicateurs des charges particulaires de l'eau. La Figure 38 présente la variabilité horaire journalière de la turbidité et des teneurs de MES des eaux usées urbaines en entrée de STEP de Cotonou et du Grand-Nancy.

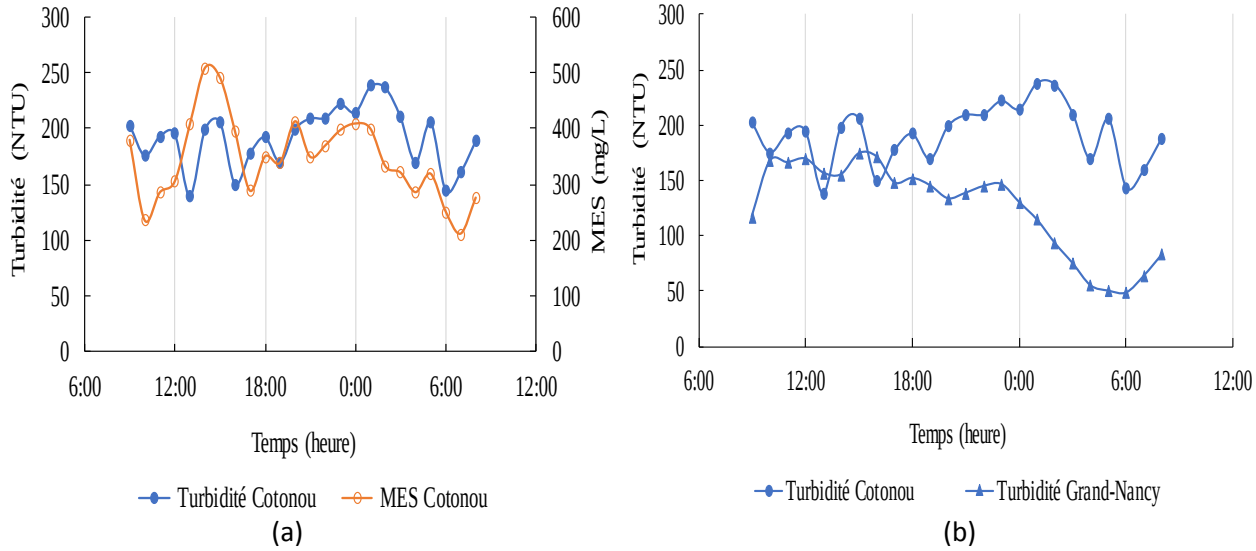


Figure 38 : Variation journalière des MES et de la turbidité des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy en entrée de STEP

6.1.3.1. Variabilité des MES (Cotonou)

En entrée de la STEP de Cotonou, les teneurs de MES varient de 211 à 509 mg/L avec une moyenne journalière de 346 ± 75 mg/L et un coefficient de variation de 22% (Tableau XII). Le pic de la journée apparaît vers 14 h (Figure 38a). Sur l'ensemble des sites des collecteurs, les teneurs de MES présentent des valeurs allant de 30 à 52 mg/L avec une moyenne de 40 ± 9 mg/L (Tableau XIV).

Ces données de MES en entrée de STEP et dans les collecteurs ne sont pas conformes aux normes nationales et internationales vers le milieu naturel (35 mg/L ≤ MES ≤ 100 mg/L). Ces fortes charges de particules en suspension proviendraient des eaux de lessivage des toitures et des ruissellements des routes non asphaltés pénétrant dans les égouts. Aux vues des résultats de plusieurs études, Bertrand-Krajewski (2006) concluait que ces particules en suspension provenant de ces lessivages sont beaucoup constituées principalement de particules minérales. Ces dernières pourraient résulter des particules de sol calcaire. Ce qui pourrait expliquer la bonne corrélation statistiquement significative des MES avec le calcium et le magnésim (respectivement R^2 = 0,7 et 0,6 dans le Tableau $A_5$1 de l'annexe 5). Pour une comparaison, ces teneurs en MES dans les eaux usées urbaines de Cotonou présentent des valeurs plus élevées, par rapport à celles des eaux usées urbaines de Grand-Nancy (da Silva, 2008), des petites collectivités de moins de 2 000 EH en France (Mercoiret, 2010) et des résidences

universitaires d'Abomey-Calavi au Bénin (Hounkpè et al., 2013). Cela justifie la nécessité d'un traitement préalable des eaux usées urbaines de Cotonou avant leur rejet dans les écosystèmes aquatiques environnants.

6.1.3.2 Variabilité de la turbidité

a) Cotonou

Les valeurs de la turbidité des eaux usées urbaines en entrée de la STEP de Cotonou, varient de 130 à 238 NTU avec une moyenne journalière de 192 ± 27 NTU et un coefficient de variation de 14%. (Tableau XII). Un premier pic de turbidité a été observé vers 15 h (dans la même période que le pic des MES ; ce qui paraît normal et un second pic plus prononcé vers 1 h du matin (Figures 38a et 38b).

Sur l'ensemble des eaux usées des collecteurs, la turbidité varie de 23 à 44 NTU avec une moyenne de 33 ± 8 NTU (Tableau XIV).

b) Grand-Nancy

Quant aux eaux usées en entrée de STEP dans le Grand-Nancy, elles présentent des turbidités variant de 49 à 175 NTU avec une moyenne journalière de 125 ± 42 NTU et un coefficient de variation de 33% (Tableau XIII). Le profil journalier (Figure 38b) montre des teneurs plus élevées dans la période diurne de 6 h à 18 h par rapport à la période nocturne de 18 h à 6 h.

c) Discussion

L'analyse des données sur l'ensemble de la journée tant à Cotonou qu'à Grand-Nancy permet de faire les constats ci-après :

Une comparaison des eaux usées en entrée de STEP dans les deux bassins de collecte montre une turbidité plus élevée pour les eaux usées urbaines de Cotonou par rapport à celles du Grand-Nancy.

Il ressort également des analyses que, les eaux usées en entrée de STEP de Cotonou sont plus turbides la nuit par rapport à la journée. Ce qui pourrait s'expliquer par la faible production d'eaux usées en cette période nocture (Bötho et al., 1998) qui entrainerait une augmentation de la concentration des MES.

La situation contraire est observée dans le Grand-Nancy, avec des eaux plus turbides dans la journée par rapport à la nuit. Ce qui pourrait s'expliquer par les dépôts des MES dans les canalisations du fait du faible écoulement des eaux en cette période nocturne (Botho et al., 1990). La turbidité des eaux usées du Grand-Nancy présente une corrélation statistiquement significative avec la pollution organique, azotée et phosphatée (R^2 = 0,8 (avec DCO) ; R^2 = 0,8 (avec COD) ; R^2 = 0,8 (avec $NH_4^{+)}$; R^2 = 0,8 (avec NG) et R^2 = 0,8 (avec PO_4^{3-}) ; (Voir Tableau $A_5$2 de l'annexe 5). Cela indiquerait que les charges polluantes associées à ces paramètres contribuent à la turbidité des eaux usées et que le lien en particulier avec l'ion ammonium, est indicateur d'une origine beaucoup plus humaine de ces eaux usées urbaines. Ceci se justifierait par la plus forte proportion (en volumes) d'eaux usées venant des ménages vers l'entrée de la STEP de Maxéville à Nancy comparativement aux eaux usées venant des industries (Métropole Grand-Nancy, 2016). La forte corrélation de la turbidité avec la pollution organique pourrait être liée à la concomitance entre le rejet de la pollution organique et de la pollution particulaire.

6.1.4. Variabilité de la pollution organique

La figure 39 présente la variabilité horaire journalière de la pollution organique à travers les variations de la DBO_5, de la DCO et du COD des eaux usées urbaines en entrée de STEP de Cotonou et du Grand-Nancy.

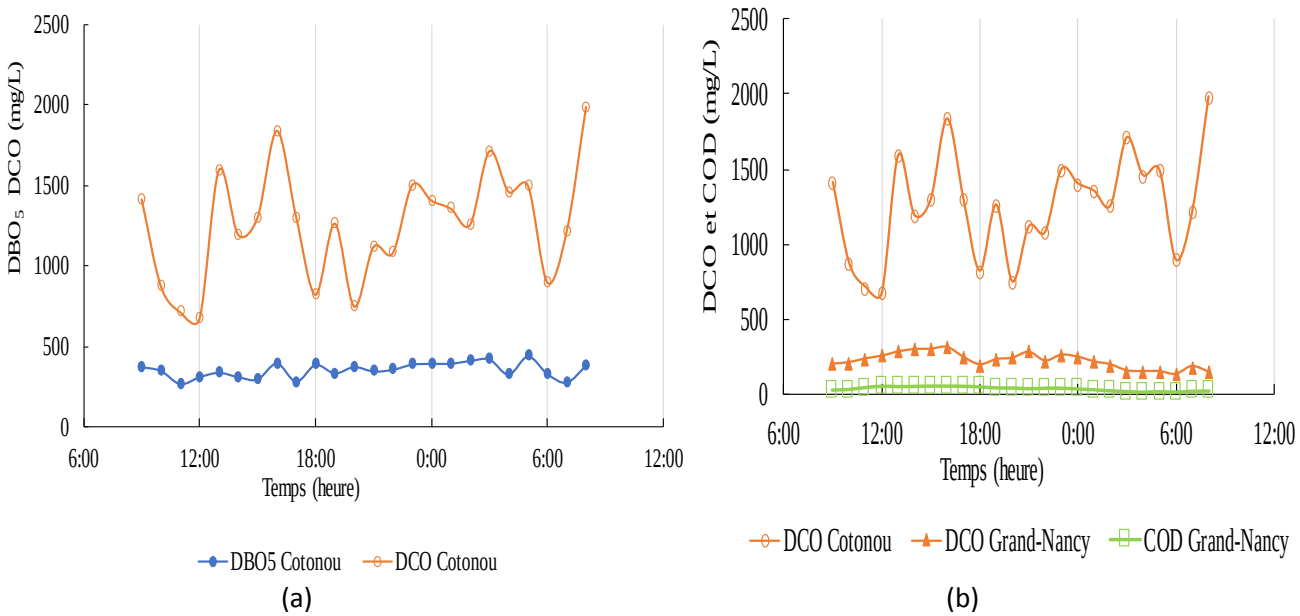


Figure 39 : Variation journalière de la pollution organique des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy en entrée de STEP

a) Cotonou

Lorsque l'on se réfère au tableau 12 relatif aux eaux usées en entrée de la STEP de Cotonou, et en analysant les données qui y sont mentionnées, on s'aperçoit que les valeurs de DBO_5, varient de 261 à 440 mg/L avec une moyenne journalière de 350 ± 49 mg/L et un coefficient de variation de 14%. Quant aux valeurs de la DCO, elles sont comprises entre 675 et 1 983 mg/L avec une moyenne journalière de 1 257 ± 350 mg/L, un coefficient de variation de 28% et sont 3,5 fois plus élevées que celles de la DBO_5.

Les variations journalières de ces eaux usées en entrée de la STEP de Cotonou (Figure 39a) montrent une grande variabilité au cours de la journée surtout pour la DCO. La DBO_5 est plus ou moins pratiquement constante sur la journée. Ces situations porraient s'expliquer par le fait que la part de la matière organique biodégradable de ces eaux usées provient surtout des ménages avec leurs sources de production que sont les eaux vannes et grises dont les compositions ne varient pratiquement pas. Tandis que, les matières organiques non biodégrables se retrouvent en quantité imporante dans ces eaux usées (valeur élevée DCO) et proviennent surtout de diverses sources extérieures à composition variable en ces éléments non biodégradables vers le réseau à travers les eaux de ruissellement.

En ce qui concerne les eaux usées prélevées au niveau des collecteurs de Cotonou, la DBO_5 varie de 93 à 125 mg/L avec une moyenne de 102 ± 12 mg/L, la plus forte valeur a été notée sur le site de Sègbèya (Tableau XIV). Quant à la DCO, elle varie de 187 à 443 mg/L avec une moyenne de 267 ± 97 mg/L et le site de Jéricho présente la plus forte charge organique en termes de DCO (Tableau XIV).

b) Grand-Nancy

Les eaux usées urbaines en entrée de la STEP du Grand-Nancy (Tableau XIII) ont des valeurs de DCO comprises entre 133 et 318 mg/L avec une moyenne journalière de 226 ± 54 mg/L et un coefficient de variation de 24%, tandis que celles du carbone organique dissous (COD) vont de 16 à 57 mg/L avec une moyenne journalière de 39 ± 14 mg/L et un coefficient de variation de 37%. Lorsqu'on calcule la charge journalière de DCO, on trouve qu'elle est de 19 832 kg/jour pendant que celle du carbone organique dissous (COD) est en moyenne de 3 422 kg/jour.

La variation journalière de la DCO (Figure 39b) fait apparaître trois pics, avec un profil presque similaire à celui de la turbidité. Cela montre que les matières en suspension pourraient être constituées principalement de matières organiques. Le premier pic (très prononcé) apparaît autour de 16 h alors que les deux autres s'observent aux environs de 21 h et 23 h de la journée. On note en outre que la dernière période de la journée allant de zéro heure à 6h est marquée par une baisse des charges organiques des eaux.

Dans le Grand-Nancy, il est également observé des effets week-end sur la pollution organique. La figure 40 de la page suivante obtenue à partir de la base de données de SIERM (Tableau $A_4$3 de l'annexe 4) montre ces effets. En effet, il est observé des diminutions des concentrations de DCO de 8% et 16% respectivement les samedis et dimanches d'une part (figure 40a), et des diminutions des charges journalières de DCO de 10% et 20% respectivement pour les samedis et dimanches d'autre part (figure 40b). Les mêmes observations sont faites en weekends pour les concentrations de DBO_5 dans les proportions de 15% et 24% pour respectivement les samedis et dimanches (figure 40a) puis des diminutions de 11% et 21% pour les charges journalières de DBO_5 respectivement les samedis et dimanches (Figure 40b).

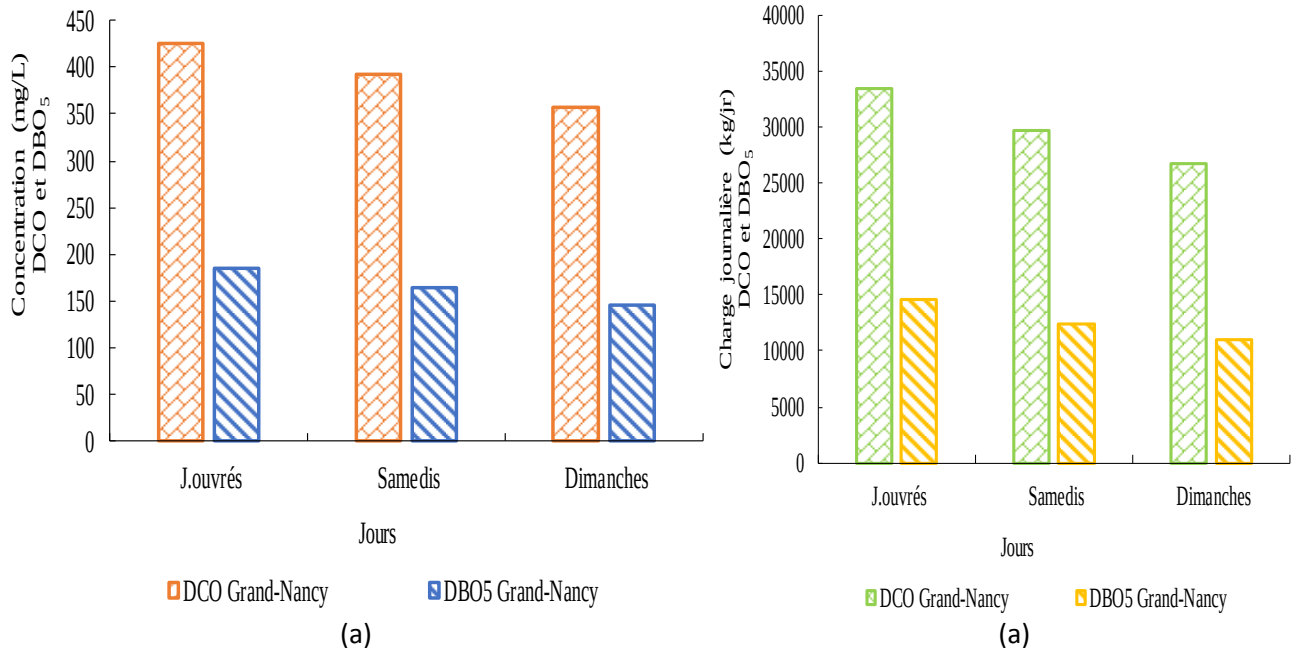


Figure 40 : Effet week-end de la variabilité de pollution organique (DCO et DBO_5) des eaux usées urbaines du Grand-Nancy en entrée de STEP

d) Discussion

Comparées aux normes nationale et internationale de rejet dans le milieu naturel des eaux usées (25 mg/L ≤ DBO_5 ≤ 100 mg/L et 125 mg/L ≤ DCO ≤ 500 mg/L), les charges de DBO_5 et de DCO dans les eaux usées urbaines de Cotonou dépassent les limites admissibles de rejet des eaux usées dans le milieu naturel (eau superficielle). La variation du profil journalier (Figure 39a) des eaux usées en entrée de la STEP (Cotonou) a montré la non diminution des concentrations des matières organiques pendant la nuit ; situation qui pourrait s'expliquer par la faible consommation d'eau et la faible production d'eaux usées pendant cette période ; ce qui réduit l'effet de dilution en entrainant une augmentation des charges polluantes. Cette situation est similaire à celle observée par Ericksson et al. (2009), où les charges organiques élevées sont obtenues pendant les périodes de faible débit. Mais cette situation est contraire à la variation du profil typique des eaux usées où pendant la nuit, où la période nocturne est caractérisée par une diminution des teneurs en polluants due à la faible production d'eaux usées et par conséquent de polluants dont le dépôt dans le réseau est occasionné par le faible écoulement des eaux pendant la nuit on note une diminution de la pollution organique.

Une comparaison faite avec les eaux usées des résidences universitaires d'Abomey-Calavi au Bénin, conduit à noter que la Cité Vie-Nouvelle de Cotonou génère des eaux usées dont les teneurs en DCO sont plus fortes tandis que les valeurs de la DBO_5 sont similaires à celles des eaux septiques et ont des valeurs supérieures à celles des eaux grises de ces résidences (Hounkpè et al., 2013). A cet effet, il est possible de soupçonner des sources d'apports extérieurs de charges organiques dans le réseau d'assainissement de la Cité Vie-nouvelle, liés aux ruissellements urbains.

Le premier pic observé dans le cas des eaux usées urbaines du Grand-Nancy (Figure 39b) indique la consommation d'eau suivie d'émission de polluants par les résidents à travers les activités du matin, de la mie-journée et du soir. La période de zéro heure à 6 h correspond à la période de sommeil des habitants avec une faible consommation d'eau. La variabilité journalière est conforme au profil typique de variation journalière des eaux usées urbaines qui indique les fortes teneurs de pollution pendant la journée et les plus faibles dans la nuit (Botho et al., 1990). Si on note une variation horaire relativement faible du carbone organique au cours de la journée, cette variation temporelle présente un profil similaire à celui de la DCO.

Les effets week-end de la pollution organique dans le Grand-Nancy caractérisés par une diminution de la charge polluante pendant les week-ends par rapport aux jours de la semaine, traduisent une diminution du nombre d'équivalents-personnes dans le bassin de collecte comparativement aux jours ouvrés.

Une comparaison entre les deux bassins de collecte montre que la pollution organique dans le bassin de Cotonou pour les eaux usées en entrée de STEP est plus élevée celle des eaux usées du Grand-Nancy qui est une agglomération de plus de 2 000 EH. Cette pollution organique apparait également plus forte que celle observée dans les petites communautés de France de moins de 2 000 EH où les travaux de Mercoiret et al (2010) révèlent des charges organiques plus faibles.

En comparaison avec les résultats d'études précédemment menées dans le bassin versant du Centre de Paris par d'autres auteurs (Gasperi et al., 2012 ; Kafi et al., 2008 ; Gromaire et al., 1998), il apparait que la pollution organique des eaux proviendrait principalement des eaux usées de cuisine et des toilettes (WC).

6.1.5. Variabilité de la pollution azotée et phosphorée

Les variations horaires journalières de la pollution azotée et phosphorée des eaux usées urbaines en entrée de STEP de Cotonou et du Grand-Nancy sont présentées respectivement par les profils des graphes (a) et (b) ci-dessous de la figure 41.

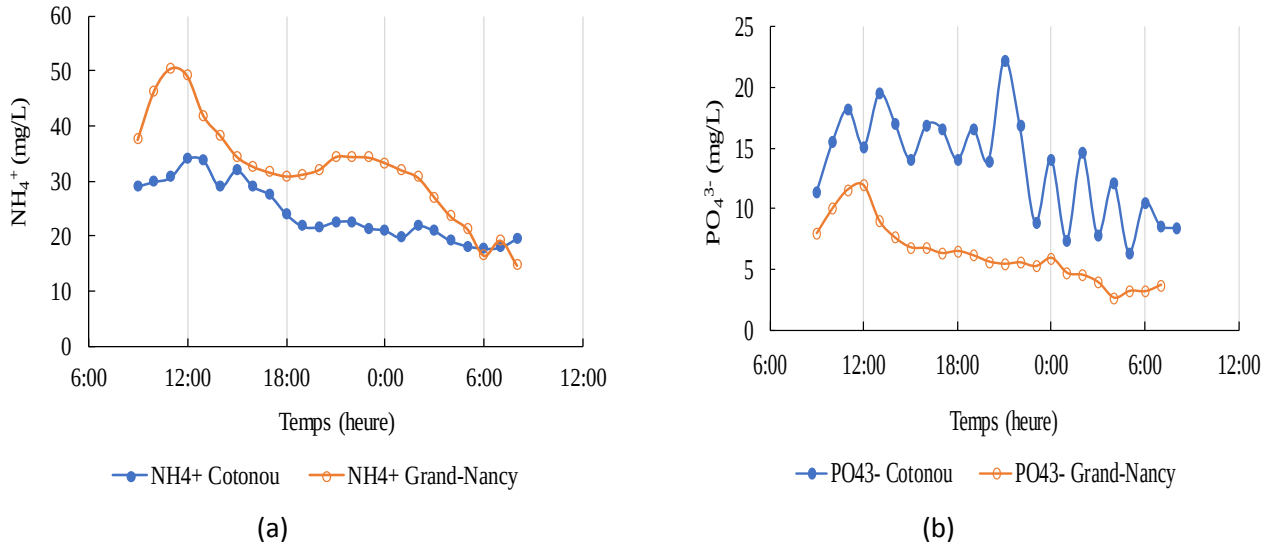


Figure 41 : Variation journalière de la pollution azotée et phosphorée des eaux usées urbaines en de Cotonou et du Grand-Nancy en entrée de STEP

6.1.5.1. Variabilité de la pollution azotée

a) Cotonou

En entrée de STEP la variation moyenne horaire des concentrations en azote ammoniacal est de 18 à 34 mg/L avec une moyenne de 24 ± 5 mg/L et un coefficient de variation de 22% (Tableau XII). Une corrélation statistiquement significative est observée avec la conductivité (R^2 = 0,8 en annexe 5, Tableau $\underline{A_5 1}$). Le NTK varie de 36 à 78 mg/L avec une moyenne journalière de 57 ± 12 mg/L et un coefficient de variation de 21% (Tableau XII). La variabilité journalière à la figure 41a montre des teneurs élevées pendant la journée avec un pic vers 12h.

Dans les collecteurs, nous avons obtenu des concentrations en azote ammoniacal comprises entre 4 et 8 mg/L avec une moyenne de 6 ± 2 mg/L (Tableaux XIV) tandis que les concentrations en NTK varient de 6 à 10 mg/L avec une moyenne de 7 ± 2 mg/L ; le site de Ste Cécile est celui le taux le plus élevé en azote.

c) Grand-Nancy

En entrée de la STEP de Maxéville les concentrations moyennes horaires en azote ammoniacal varient de 16 à 50 mg/L avec une moyenne journalière de 32 ± 9 mg/L, un coefficient de variation de 32% et une charge journalière moyenne voisine de 2 900 kg/jour (Tableau XIII). Nous avons en outre examiné les concentrations en NTK dans les eaux usées du Grand-Nancy à partir des données de SIERM (Tableau $A_4 3$ de l'annexe 4) ; la concentration moyenne de NTK est de 37 mg/L avec une charge journalière de 2 897 kg/jour (≈ 2 900 kg/jour). La variabilité journalière de l'azote ammoniacal présentée à la figure 41a présente deux pics avec son plus grand pic de la journée aux environs de 11 h et le moindre dans les environs de 21 h.

Les effets week-end sur la variabilité de la pollution azotée dans le Grand-Nancy obtenus à partir de la base de données du SIERM sont présentés dans la figure 42 (page suivante). De l'analyse des données de la figure 42b, il ressort une diminution de la charge journalière (kg/jr) d'ammonium et de NTK de 7% les samedis et de 8% les dimanches par rapport aux jours de la semaine. Mais les concentrations (mg/L à la figure 42a) pour les deux paramètres (NTK et NH_4^+) sont similaires pour les jours de semaine et les jours du week-end (ammonium : 26 mg/L en moyenne pour les jours de semaine et 25 mg/L pour les jours du

weekend ; NTK : 37 mg/L en moyenne pour les jours de semaine et 36 mg/L pour les jours du weekend.

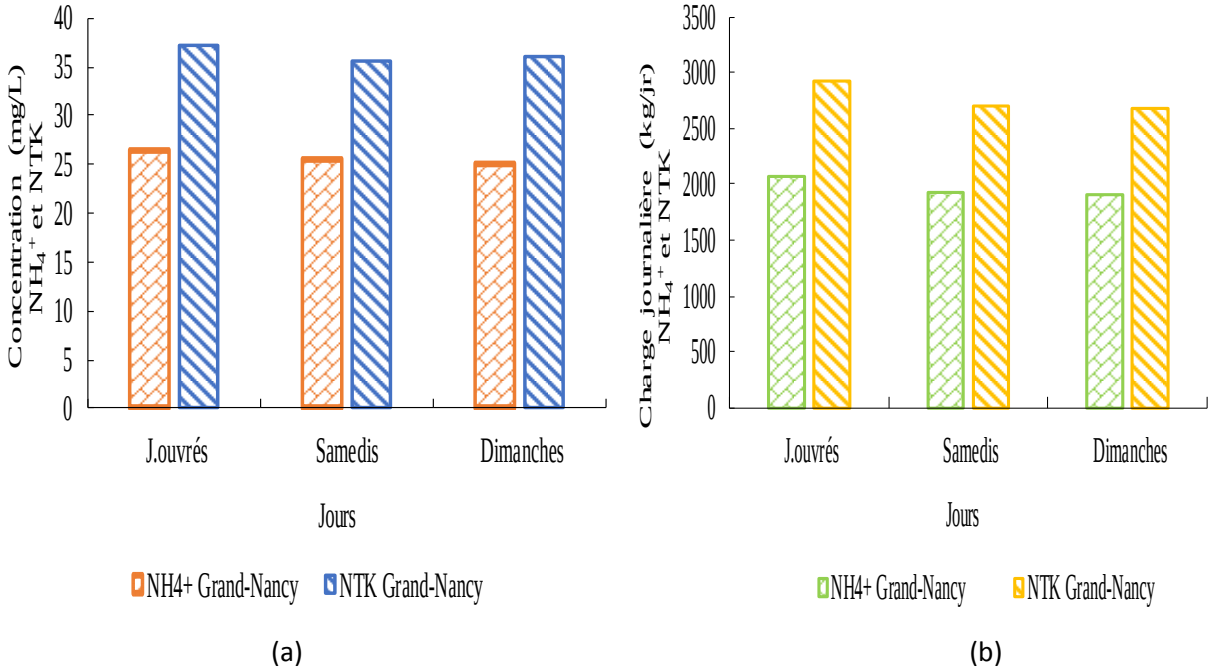


Figure 42 : Effet week-end de la variabilité de la pollution azotée (NH_4^+ et NTK) des eaux usées urbaines du Grand-Nancy en entrée de STEP

d) Discussion

Les concentrations en pollution azotée dans les eaux usées en entrée de la STEP de Cotonou ne sont pas conformes aux normes nationale et internationale de rejet des eaux usées dans le milieu naturel (10 mg/L ≤ NTK ≤ 40 mg/L). Au niveau des collecteurs, le site de Ste Cécile présente les concentrations les plus élevées en azote : cela pourrait s'expliquer par le fait que sur ce site surtout à l'aval, le collecteur est jonché de déchets constitués de matières fécales et d'urine qui y sont rejetés tant par les populations riveraines que les vidangeurs manuels, souvent recrutés par les propriétaires de maisons n'ayant pas les ressources financières leur permettant de faire appel aux structures de vidanges agrées par l'Etat.

Dans le Grand-Nancy, sur la base de la charge nominale de 15g (N)/personne (Décret de mars 2006), utilisée en France, une charge journalière de 2 900 kg(N) correspond à une population de 193 000 EH, inférieure à la population résidente d'environ 274 000 voir 275 000 habitants et une population potentielle de 374 000 habitants. Ce nombre de 193 000 EH qui est inférieur à la population résidente pourrait être lié en partie à la proportion de 15% que représentent les jeunes dans la population résidente. Ces jeunes sont susceptibles d'excréter moins

d'ammonium par individu que les adultes. En effet, dans le bassin de collecte, suite aux calculs, il est obtenu une charge d'azote de 2900kgN/j en entrée de la STEP ; ce qui correspond à un EH de 193 000 dans le bassin de collecte. Ce nombre d'EH obtenu est inféieur au nombre réellement raccordé au réseau (≈ 274 000 EH ou potentiellement ≈ 374 000 EH). En temps normal, à partir de la charge d'azote en entrée de la STEP, on devrait obtenir par calcul, approximativement, le même nombre d'EH dans le bassin de collecte. Ce qui n'a pas été obtenu ; ainsi ce déficit obtenu est attribué à la part de la population jeune du bassin représentant une proportion de 15%. Car, l'ammonium représentant la part importante de la pollution azotée des eaux usées urbaines, provient de l'urée des uines des personnes raccorédes au réeau, or le taux physiologique de l'urée dans l'organisme varie selon l'âge et le régime alimentaire (0,10 – 0,20 g/L chez le nourrisson ; 0,25 – 0,30 g/L chez l'enfant et 0,25 – 0,40 g/L chez l'adulte (http://www.medecine-cours-.com/2011/04/ammoniogenese-et-ureogenese-physiologie.html?m=1).

Les effets de weekend de la pollution azotée (Figure 42) sont moins importants que ceux de la pollution organique marquée par une diminution plus accrue les jours de week-end. Ceci pourrait refléter un changement d'activités humaines de l'une des deux périodes à l'autre par le fait que la pollution pendant le week-end est surtout liée à la pollution humaine (les excrétions) et non au travail à travers la restauration, le nettoyage, etc… qui contribueraient à la forte charge organique en cours de semaine et qui est moindre les jours de week-end.

La principale source de l'azote ammoniacal dans les eaux usées est l'urine dont le constituant principal est l'urée qui se transforme rapidement en ammonium. Les maximas observés vers 12 h à Cotonou (Figure 41a) et vers 11 h dans le Grand-Nancy (Figure 41a) correspondraient à l'émission d'urine par les populations résidentes des bassins de collecte, au cours de la nuit et au réveil au petit matin.

La teneur moyenne en azote ammoniacal des eaux usées en entrée de STEP dans le bassin versant de Cotonou est inférieure à celle des eaux en entrée de la STEP dans le Grand-Nancy ainsi que des eaux usées des petites collectivités de moins de 2 000 EH de France (Mercoiret, 2010). La principale source de l'azote ammoniacal étant l'urine, cette situation pourrait s'expliquer par le nombre d'équivalents-habitants reliés à chacune des STEP (environ 1 200 EH à la STEP de Cotonou et 275 000 EH à la STEP du Grand-Nancy). De plus au Bénin toutes les urines provenant de la population ne sont pas excrétées dans les toilettes mais également dans la nature, en plein air. Cette situation dans le bassin de collecte contribuerait à

la diminution du taux d'azote ammoniacal dans le réseau d'assainissement, comparativement au bassin de collecte du Grand-Nancy où la plupart des urines seraient émises dans les toilettes pour converger vers la STEP. Les teneurs relativement faibles en azote ammoniacal dans les collecteurs par rapport à celles des eaux en entrée de la STEP dans le bassin versant de Cotonou, pourraient se justifier par les quantités moindres d'urines pénétrant dans les collecteurs par rapport aux eaux de la cité Vie-Nouvelle qui proviennent essentiellement des ménages.

Une comparaison avec les eaux usées des résidences universitaires d'Abomey-Calavi montre que les eaux usées de la cité Vie-Nouvelle entrant à la STEP sont plus riches en azote ; ce constat pourrait peut-être s'expliquer par la mobilité relativement forte des étudiants entre les résidences universitaires, les entités de formation et les domiciles des parents situés hors du campus universitaire, et qui ne favoriserait pas une forte accumulation des urines dans les eaux usées des résidences universitaires.

6.1.5.2. Variabilité de la pollution phosphorée

a) Cotonou

En entrée de la STEP de Cotonou, le phosphore sous forme d'orthophoshate varie en concentrations de 6 à 18 mg/L avec une moyenne journalière de 13 ± 4 mg/L et un coefficient de variation de 29% (Tableau XII). Au même moment, les teneurs de phosphore total varient de 6 à 22 mg/L avec une moyenne journalière de 14 ± 4 mg/L et un coefficient de variation de 31%. L'orthophosphate et le phosphore total présentent une corrélation statistiquement significative avec l'ammonium (R^2 = 0,6 ; Tableau $A_5$1 de l'annexe 5). Aussi observe-t-on à travers la figure 41b une grande variabilité journalière pour les teneurs de phosphore total.

Sur l'ensemble des sites des collecteurs, les concentrations d'orthophosphate varient de 3 à 4 mg/L avec une moyenne de 4 ± 1 mg/L (Tableau XIV). Le phosphore total pour ces sites de collecteurs varie de de 5 à 7 mg/L avec une moyenne de 6 ± 1 mg/L (Tableau XIV).

b) Grand-Nancy

Le phosphore a été trouvé majoritairement sous forme d'orthophosphate dans les eaux usées en entrée de la STEP du Grand-Nancy à des teneurs variant de 3 à 12 mg/L avec une moyenne journalière de 6 ± 3 mg/L, un coefficient de variation de 41% et une charge journalière de 527 kg/jour. Il présente une corrélation statistiquement significative avec l'ammonium (R^2= 0,9,

Tableau $A_5$2 annexe 5). Entre 6 h et 12 h, il a été observé les taux les plus élevés en pollution phosphorée avec le pic vers 12 h ; une diminution est constatée de 12 h à 4 h avec un léger pic vers 00h (Figure 41b).

L'effet week-end du Grand-Nancy est également observé en ce qui concerne la charge totale de phosphore, avec une diminution de 9% les samedis et 14% les dimanches par rapport aux jours de la semaine (Effet de diminution non représentée graphiquement ici). Il a été constaté la diminution plus importante du phosphore les jours de week-end par rapport à la diminution de la pollution azotée les jours de week-end. Ceci pourrait être lié à une diminution de l'activité de nettoyage en particulier dans les bâtiments commerciaux et bureaux pendant les weekends.

e) Discussion

Dans le bassin versant de Cotonou, les teneurs moyennes ne respectent pas les normes nationale et internationale de rejet dans le milieu naturel des eaux usées urbaines (1 mg/L $\leq$ PT $\leq$ 15 mg/L). La grande variabilité journalière pour les teneurs de phosphore total dans les eaux usées de Cotonou, pourrait être attribuée à la forte diversité de sources d'apports dans les réseaux d'assainissement tels que les eaux usées ménagères, les eaux usées d'origine artisanale (produits cosmétiques), les ruissellements agricoles des centres de maraîchages, etc. Les teneurs moyennes de PO_4^{3-} sont similaires à celles des eaux vannes des résidences universitaires d'Abomey-Calavi et inférieures à celles des eaux grises. Les teneurs moyennes du phosphore total sont similaires à celles des eaux grises et inférieures à celles des eaux vannes de ces mêmes résidences.

Dans le Grand-Nancy, la valeur moyenne d'orthophosphate obtenue est similaire à celle trouvée par Houlou et al. (2009) entre 2004 et 2006. Dans le Grand-Nancy, environ 20% du phosphore total des eaux usées est constitué de particules pouvant provenir des débris de savons de toilettes ou de lessive, des ruissellements ou de l'érosion des sols. A partir de la charge nominale de 4g(P)/personne (Décret de mars 2006 en France), les calculs de la population en équivalents-habitants nous donnent des chiffres de 96 000 EH en semaine et 83 000 EH en week-end, qui sont nettement plus bas que la population résidente. Cela veut dire qu'en fait l'EH excrète moins. Depuis 2006, il y a eu une interdiction phosphates dans les lessives (linge) (mais les phosphates ont généralement été remplacés par des phosphonates) et il y a aussi maintenant une limitation pour les lessives des machines à laver la vaisselle. Les

sources de P sont l'homme, les détergents industriels (avec encore des phosphates, et les lessives avec d'autres formes de phosphates.

Pour l'ensemble des deux bassins de collecte, la corrélation significative de l'orthophosphate et du phosphore avec l'azote ammoniacal laisse présager d'une pollution phosphorée d'origine humaine. Le phosphore est libéré par les excréments dans les toilettes à partir de 60% (Comber et al., 2013) à 85% (Gray et al., 2002). Il y a une concomitance entre le rejet de la pollution azotée et de la pollution phosphorée provenant des excréments.

Les concentrations moyennes d'orthosphosphate dans les eaux usées en entrée de STEP dans le bassin versant de Cotonou sont supérieures à celles obtenues dans le bassin versant du Grand-Nancy (figure 41b), comme cela est observé avec les eaux usées des petites communautés de moins de 2 000 EH en France. Cette situation pourrait s'expliquer par le fait qu'en France, les eaux usées enregistrent une baisse progressive des teneurs en PO_4^{3-}, depuis les années 1990 en raison de la diminution de l'utilisation des lessives contenant des phosphates (Mercoiret, 2010).

6.1.6. Variabilité des métaux

Comme mentionné à la section relative aux paramètres caractéristiques de la qualité des eaux usées, les métaux lourds font partie des micropolluants les plus nocifs des eaux résiduaires urbaines. La figure 43 ci-après présente la variabilité journalière de ces métaux dans les eaux usées urbaines en entrée des STEP de Cotonou et du Grand-Nancy. Les ordres de grandeur des teneurs de chacun des métaux peuvent être examinés à travers les données des tableaux 12 et 13. Les écarts types pour les concentrations des éléments (à l'exception du Cr, Cd et Co) paraissent très élevés et rendent ainsi difficile l'analyse détaillée des variations, au regard de la très grande variabilité des concentrations au cours de la journée.

a) Cotonou

En considérant les concentrations moyennes journalières des métaux des eaux usées en entrée de la STEP de Cotonou, une classification des métaux a conduit à la séquence suivante : Fe > Al > Zn > Cu > Mn > Pb > Cr > Ni > Cd > Co (Tableau 12). Cette classification montre une prédominance du fer par rapport aux autres métaux, tandis que le cobalt représente l'élément minoritaire. A l'exception de celui-ci (le Cobalt), tous les autres métaux présentent une

corrélation statistiquement significative avec les MES (Tableau $A_5$1 : de l'annexe 5). Ils sont ainsi portés par les particules.

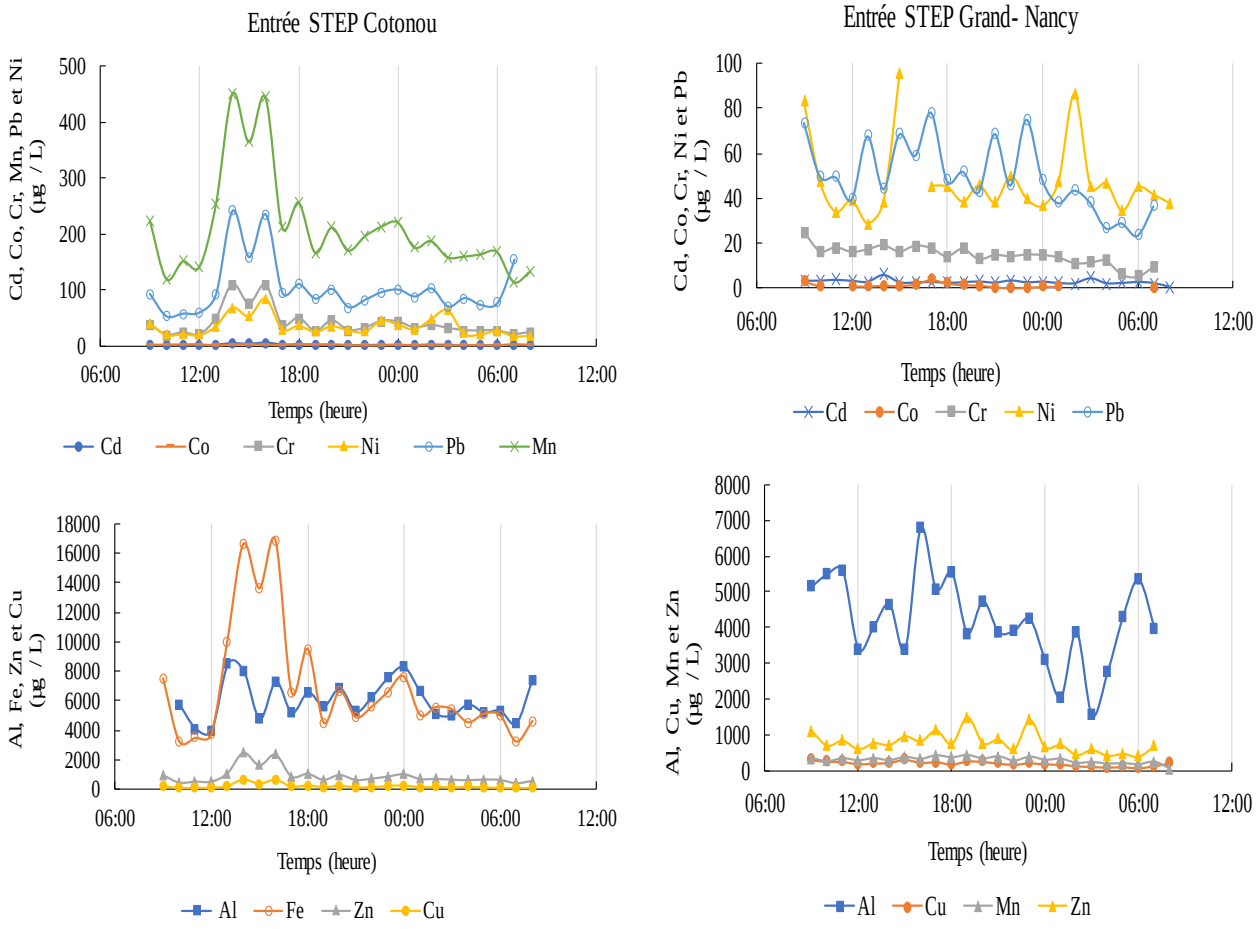
S'agissant des eaux usées des collecteurs, la plupart des métaux sont conformes aux normes marocaines de rejet des eaux usées dans le milieu naturel (RM, 2014). Cette conformité a été également observée par Adjahouinou at al. (2014a), à l'exception du Cd et du Pb pour les eaux des collecteurs de Cotonou. La classification des teneurs en métaux pour les collecteurs donne la séquence suivante : Fe > Al> Mn > Pb > Zn > Cu > Cr > Ni > Cd > Co. On constate que le fer et le cobalt occupent toujours les mêmes positions avec le fer en tête des concentrations et le cobalt avec la teneur la plus faible comme dans le cas des eaux en entrée de STEP.

Le Bénin ne dispose pas de normes de rejet d'eaux résiduaires pour les métaux toxiques. Une comparaison des concentrations et des charges polluantes y relatives a été faite avec les limites admissibles par les normes marocaines. Nous constatons alors que les teneurs en micropolluants métalliques des eaux usées urbaines en entrée de la STEP de Cotonou sont relativement faibles et respectent les normes marocaines existantes en la matière (RM, 2014). Les sources majeures d'apports desdits métaux pourraient être les eaux de lessivage des toits des maisons et les des voies urbaines (Bertrand-krajewski, 2006). En outre, ces métaux, à savoir Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn et Zn présentent des corrélations statistiquement significatives avec le NTK et le PT. Selon Houhou et al. (2009) et Zorbas et al. (2004), le cuivre peut être rejeté dans les eaux usées à partir des conduites d'eau potable mais aussi à partir des excrétas humains. La présence de Zn notée dans ces eaux usées résulterait non seulement des excrétas humains qui peuvent être les points de chute finaux de ce métal présent dans l'organisme humain mais également le résultat du phénomène de corrosion ayant lieu dans les tuyauteries (soudure) au cours des écoulements des eaux ; cette présence de zinc dans les eaux usées pourrait aussi s'expliquer par l'utilisation plus ou moins généralisée de pâtes dentifrices, de bains de douche et de shampoings contenant ce métal dont les propriétés antiseptiques sont fortement recherchées et bien appréciées.

Une comparaison des eaux de la STEP de la cité Vie-Nouvelle avec les eaux usées des collecteurs révèle une plus forte charge métallique au niveau de la STEP (voir Figure 43 ci-après), à l'exception de l'élément manganèse (Mn).

b) Grand-Nancy

Une classification des métaux en fonction des concentrations moyennes journalière a été effectuée pour les eaux usées en entrée de la STEP du Grand-Nancy. Cette opération conduit à la séquence suivante : Al > Zn > Mn > Cu > Ni > Pb > Cr > Cd > Co. Il est également constaté que : les concentrations des métaux tels que le Zinc et le Cuivre sont comparables à celles de la littérature (Houhou et al., 2009) ; les concentrations de Cu sont minimes pendant la nuit avec plusieurs maximas pendant la journée ; une corrélation statistiquement significative a été observée entre le Cu et l'ammonium (R^2 = 0,6, Tableau $A_5$3 annexe 5).



(a) **(b)**

Figure 43 : Variation journalière des métaux des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy en entrée de STEP

c) Discussion

Mis à part le fer qui a montré sa prédominance sur tous les échantillons de Cotonou mais qui n'a pas été dosé à Nancy, une similarité dans la classification des éléments majoritaire et

minoritaire s'observe cependant dans les eaux de Nancy, avec ici l'Al qui suivait automatiquement le fer dans les eaux usées de Cotonou.

Le Zinc et le Cuivre pourraient avoir comme une source essentiellement domestique (Houhou et al., 2009) ; Selon Zorbas et al. (2004), le cuivre peut être rejeté dans les eaux usées à partir des conduites d'eau potable mais aussi à partir des excrétas humains ; la corrélation du cuivre avec l'ammonium, serait le signe d'une origine humaine qui lui serait attribuable à travers les excrétas humains. La présence de Zn notée dans ces eaux usées résulterait non seulement des excrétas humains qui peuvent être les points de chute finaux de ce métal présent dans l'organisme humain mais également le résultat du phénomène de corrosion ayant lieu dans les tuyauteries au cours des écoulements des eaux ; cette présence de zinc dans les eaux usées pourrait aussi s'expliquer par l'utilisation plus ou moins généralisée de pâtes dentifrices, de bains de douche et de shampoings contenant ce métal dont les propriétés antiseptiques sont fortement recherchées et bien appréciées, ce qui explique sa libération continue dans les eaux usées le soir au coucher et tôt le matin au lever.

En considérant la concentration totale en métaux des eaux usées en entrée de STEP, dans les bassins versants de Cotonou et du Grand-Nancy, les eaux usées en entrée de STEP de Cotonou présentent une concentration plus élevée de 7 515 µg/L contre 5 618 µg/L pour celles en entrée du Grand-Nancy (Figure 44 ci-après). Une particularité pour les eaux usées en prenant en compte leurs teneurs en métaux tels que Mn et Ni en entrée de STEP du Grand-Nancy, c'est qu'elles présentent des concentrations en Mn et Ni supérieures à celles des eaux usées en entrée de la STEP de Cotonou ; par contre les eaux en entrée de la STEP de Cotonou ont des concentrations en Al, Cr, Cu, Pb et Zn supérieures à celles du Grand-Nancy ; les concentrations en Cd et Co sont pareils dans les deux bassins versants.

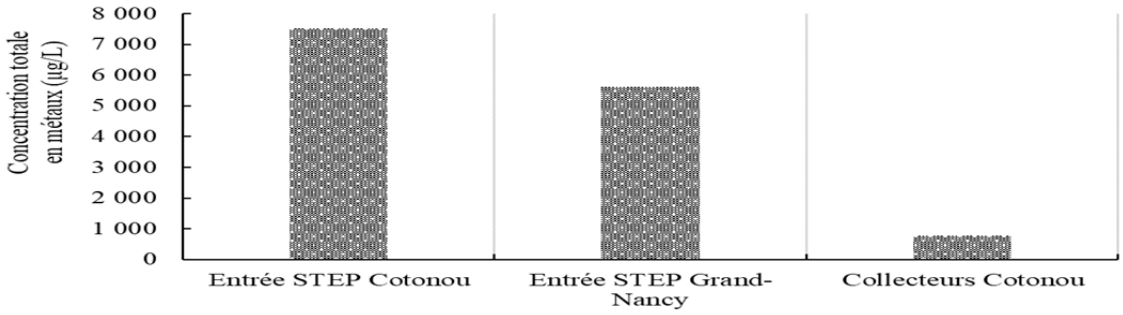


Figure 44 : Concentration totale en métaux en entrée dans les eaux usées urbaines des bassins versants de Cotonou et du Grand-Nancy

D'autres indicateurs tels que des ratios à partir des paramètres physico-chimiques permettent également de caractériser les eaux usées urbaines ainsi que les traitements auxquels elles peuvent être assujetties. Les ratios caractéristiques présentés dans le paragraphe qui suit représentent lesdits indicateurs.

6.2. Ratios caractéristiques des eaux usées

L'analyse des données issues de ces ratios, sont inspirés des travaux de Metcalf & Eddy Inc. (2003), Le Pen et al. (1998), Henze et al., (2008) et Sadowski (2002). Ils se rapportent aux paramètres de pollution organique et de pollution inorganique. Le tableau XV ci-dessous présente les valeurs des rapports caractéristiques des eaux usées en entrée de de la STEP de Cotonou et de celle du Grand-Nancy. On peut citer les ratios tels que DCO/DBO_5 DBO_5/NTK DBO_5/PT DCO/NTK DCO/P_T NH_4^+/NTK PO_4^{3-}/PT MES/DBO_5.

Tableau XV : Ratios caractéristiques des eaux usées urbaines

Rapports	Cotonou	Grand-Nancy
DCO/DBO_5	3,59	2,40
DBO_5/NTK	6,15	4,98
DBO_5/PT	27,8	38,4
DCO/NTK	22,1	11,5
DCO/P_T	99,6	89,1
NH_4^+/NTK (%)	43%	71 %
PO_4^{3-}/PT (%)	108 %	307 %
MES/DBO_5	0,99	1,12

6.2.1. Ratio DCO/DBO5 et MES/DBO5

Pour les eaux en entrée de la STEP de Cotonou, le ratio DCO/DBO_5 est compris entre 3 et 5 indiquant que ces eaux usées sont moyennement biodégradables (Rodier et al., 2016 ; Sadowski, 2002 ; Le Pen et al., 1998). Ceci pourrait être lié à l'intrusion d'apports issus du lessivage des toits et des routes vers les égouts séparatifs vétustes du site et qui contribuerait à augmenter les charges des matières organiques non biodégradables. Cette situation pourrait être la cause de l'absence de corrélation entre la pollution organique (DCO et BOD_5) avec

l'azote ammoniacal montrant que la grande partie des déchets organiques proviendrait de l'extérieur et sont aussi en grande partie non biodégradables.

Cet indice de biodégradabilité DCO/DBO_5 sur les eaux usées des collecteurs donne une gamme de valeurs comprises entre 1,95 (sur le site de Hindé) et 4,71 (sur le site de Jericho) avec valeur moyenne sur l'ensemble des sites qui est de 2,6. Cette valeur moyenne permet de dire que les eaux usées des collecteurs sont globalement et facilement biodégradables, car probablement constituées de déchets alimentaires et matières fécales. Mais en considérant chacun des sites individuellement, on s'aperçoit de l'existence de certains points chauds où le coefficient de biodégradabilité est élevé comme c'est le cas de Jericho avec un ratio de 4,71, caractéristique d'une eau usée moyennement à difficilement biodégradable. Ces eaux usées de Jéricho par exemple dont le coefficient de biodégradabilité tend vers une situation plus ou moins critique pourraient provenir non seulement des déchets alimentaires et matières fécales véhiculés par les eaux usées domestiques, mais également déchets organiques peu biodégradables tels que les hydrocarbures pétroliers tant du secteur formel qu'informel, les huiles usagées des centres de réparation de véhicules motorisés, etc.

Le ratio DCO/DBO_5 calculé à partir des données de SIERM (2010-2014) pour les eaux usées du Grand-Nancy est dans l'ensemble inférieur à 3, ce qui leur confère le caractère d'eaux usées facilement biodégradables. La majeure partie de ces eaux est constituée d'eaux usées domestiques, les apports d'origine industrielle paraissent minimes par rapport à l'ensemble.

Le ratio MES/DBO_5 dans les deux bassins versants est de 0,99 (pour la STEP de Cotonou) et de 1,12 (pour la STEP de Grand-Nancy). Selon Sadowski (2002), ce rapport compris entre 0,8 et 1,2 indique que ces eaux produiraient assez de boues dans les bassins de traitement en particulier dans le décanteur primaire, ce qui pourrait impacter négativement la fonctionnalité desdits bassins.

6.2.2. Ratio DBO5/PT

Ce ratio entre la DBO_5 et le phosphore total (DBO_5/PT) prend des valeurs respectives de 27,8 et 38,4 respectivement pour Cotonou et Grand-Nancy. Or la valeur de ratio inférieure ou égale à 20, indiquerait, selon Le Pen et al. (1998), que ces eaux sont riches en phosphore.

Au niveau des collecteurs à Cotonou, les valeurs du ratio sont comprises entre 13,9 (à Sainte-Cécile) à 19,2 (à Hindé) avec une moyenne de 17 pour l'ensemble des sites. En comparaison de la limite évoquée ci-dessus, ces eaux semblent moins riches en phosphore que les eaux usées des STEPs ; précisons que cette richesse en phosphore est contrebalancée par les fortes charges de matières organiques biodégradables.

6.2.3. Le ratio DCO/NTK et NH_4^+/NTK

A la STEP de Cotonou le ratio DCO/NTK est de 22,1 tandis que celle de Nancy est caractérisée par une valeur de ce coefficient qui est de 11,5. En nous référant aux ratios établis par Le Pen et al. (1998), ce ratio supérieur à 10 tant à Nancy qu'à Cotonou, indiquerait que ces eaux usées ne nécessitent pas une dénitrification.

Le ratio NH_4^+/NTK est inférieur à 60 – 75% (Le Pen et al., 1998) ou à 0,6 – 0,8 (Sadowski, 2002) pour les eaux usées en entrée de STEP dans le bassin versant de Cotonou, indiquant que ces eaux ont un faible degré d'ammonification. En effet, ces eaux contiendraient du nitrite (qui sont toxiques) et du nitrate en dehors de l'ammonium qui serait en quantité non négligeable. Par contre pour les eaux usées du Grand-Nancy, les données obtenues se situent dans la gamme des valeurs 60 à 75% ; ce qui signifie que les eaux de Nancy ont un fort degré d'ammonification et pourraient par conséquent subir une opération de nitrification dans le processus de traitement avant rejet.

6.2.4. Le ratio PO_4^{3-}/P_T et DCO/P_T

Le ratio PO_4^{3-}/P_T pour les deux bassins versants est supérieur à 75, indiquant, que ces eaux nécessitent une déphosphatation.

Le ratio DCO/P_T, a pris des valeurs de 99,6 à la STEP de Cotonou et 89,1 à Nancy. Par comparaison avec les observations faites par Le Pen et al. (1998) sur les eaux usées, ce ratio supérieur à 50 indiquerait que les eaux sont favorables à la déphosphostation biologique. Dans le cas d'espèce, ce ratio DCO/P_T pour les deux bassins versants est supérieur à 50, indiquant que ces eaux usées ne sont pas favorables à la déphosphatation biologique (Le Pen et al., 1998).

Si l'usage des ratios caractéristiques nous a permis d'apprécier le caractère physico-chimique des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy pour aider à l'identification des modes de traitement dont elles pourront faire objet, nous pouvons aussi les classer en fonction de leurs charges polluantes.

6.3. Classification des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy

Le tableau XVI renseigne sur les différents paramètres de pollution étudiés jusque-là et classifiés un à un selon leur concentration suivant la classification des eaux usées urbaines de Henze et al. (2008). Une évaluation globale va permettre de classifier les eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy soit comme étant des eaux usées urbaines de concentration forte ou de concentration moyenne ou de concentration faible.

Tableau XVI : Classification des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy

Paramètres	Concentrations					
	Forte		Moyenne		Faible	
	Cotonou	G. Nancy	Cotonou	G. Nancy	Cotonou	G. Nancy
Macropollution						
MES			Moyenne			Faible
DCO	Forte					Faible
DBO_5			Moyenne			Faible
COD						Faible
PO_4^{3-}	Forte					Faible
PT	Forte					Faible
NH_4^+					Faible	Faible
NTK			Moyenne			Faible
Micropolluants métalliques						
Al	Forte	Forte				
Cd			Moyenne	Moyenne		
Co			Moyenne	Moyenne		
Cr	Forte					Faible
Cu	Forte	Forte				
Fe	Forte					
Mn	Forte	Forte				
Ni	Forte	Forte				
Pb	Forte			Moyenne		
Zn	Forte	Forte				
Ratios						
DCO/DBO_5	Forte			Moyenne		
DBO_5/NTK	Forte			Moyenne		
DBO_5/PT	Forte	Forte				
DCO/NTK	Forte			Moyenne		
DCO/PT	Forte	Forte				

De l'analyse des données du tableau il ressort les constats ci-après :

- ✓ **Pour les eaux usées en entrée de STEP de Cotonou**

- en ce qui concerne la macropollution, les eaux usées de Cotonou en entrée de la STEP sont des eaux usées de concentration forte à moyenne. Ceci correspond à une situation de faible consommation d'eau par la population (Henze et al., 2008). En effet, dans la partie Est de Cotonou, zone dans laquelle se situe l'agglomération de la cite Vie-Nouvelle, la consommation d'eau est de 60 L/habitant/jour pour les populations utilisant l'eau de la SONEB pour tous les usages ; elle est de 45 L/habitant/jour pour les populations utilisant l'eau de puits en plus de l'eau de la SONEB (MUHA et al., 2015) ;
- ces eaux usées sont des eaux usées de concentration forte en micropolluants métalliques à l'exception du Cd et du Co présentant se situent dans la gamme de concentration moyenne ;
- les ratios caractéristiques des eaux usées les classent dans la catégorie des eaux usées de forte concentration ;
- au regard de l'ensemble des paramètres du tableau, les eaux usées en entrée de la STEP de Cotonou, sont des eaux usées de forte concentration.

- ✓ **Pour les eaux usées en entrée de STEP du Grand-Nancy**

- les eaux usées dans le Grand-Nancy, en termes de macropollution, sont des eaux usées de faible concentration. Cette situation correspond à celle d'une forte consommation d'eau par la population. En effet, dans le bassin versant, la consommation par habitant est de 148 L/habitant/jour ;
- ces eaux usées sont des eaux usées de concentration forte en micropolluants métalliques à l'exception du Cd et du Co dont les concentrations se situent dans la gamme moyenne et celle du Cr dans la faible gamme ;
- les ratios caractéristiques des eaux usées indiquent que ces eaux usées sont des eaux usées de concentration moyenne mais de forts taux de phosphore.

6.4. Caractérisation spectrométrique de la matière organique des eaux usées urbaines

Comme mentionné en méthodologie dans la partie II du présent document, les eaux usées du Grand-Nancy ont fait l'objet de caractérisation de leurs matières organiques au moyen de la spectroscopie UV-Visible et de la spectroscopie de la fluorescence. Les eaux usées urbaines du bassin de collecte de Cotonou n'ont pu faire objet de cette analyse de caractérisation permettant de mettre en évidence les propriétés structurales et fonctionnelles du matériel organique qu'elles pourraient renfermer.

6.4.1. Spectroscopie UV-Visible

Le tableau XVII ci-après, présente l'absorbance spécifique en UV (dite en anglais SUVA : Specific UV Absorbance), le taux d'aromaticité et les absorbances à la longueur d'onde de 254 nm caractéristique de la présence de double-liaisons conjuguées ou de structures aromatiques dans les échantillons d'eaux usées recueillies à différentes campagnes d'échantillonnage.

Tableau XVII : SUVA et taux d'aromaticité des matières organiques des eaux usées du Grand-Nancy

	Abs 254 nm	SUVA ($L.cm^{-1}/mg\ C$)	Taux d'aromaticité des Matières organiques (%)
27 avril 2015	0,63	0,04	3,85
01 juin 2015	0,90	0,09	4,17
21 janvier 2016	0,83	0,01	3,70
17 février 2016	0,60	0,02	3,75
15 mars 2016	0,77	0,02	3,74
23 avril 2016	0,59	0,03	3,78
01 mai 2016	0,43	0,03	3,79
Moyenne journalière	0,68	0,03	3,82
Ecart type	0,16	0,02	0,16

Une analyse des données dudit tableau permet de faire les constats ci-après :

- tous les échantillons absorbent à la longueur d'onde de 254 nm, témoignant de la présence de carbones insaturés comportant des doubles liaisons conjuguées, pouvant inclure des composés aromatiques ;

- les valeurs du SUVA sont également toutes supérieures à zéro, confirmant la présence de fractions aromatiques au niveau des matières organiques de ces eaux usées. Le SUVA varie de 0,01 (pour la campagne du 21 janvier 2016) à 0,09 $L.cm^{-1}/mg$ C (pour la campagne du 1er juin 2016) avec une moyenne de 0,03 ± 0,02 $L.cm^{-1}/mg$ C. Ces valeurs inférieures à 2, traduisent le caractère non humique des matières organiques constitutives de ces eaux usées (Assaad et al., 2015 ; Bernier, 2015).

- le taux moyen d'aromaticité des matières organiques est de 3,82 %. Ce faible taux confirme le caractère non humique des matières organiques contenues dans les eaux usées ;

- l'absorbance à 254 nm a une corrélation statistiquement significative avec le carbone organique dissous (COD) (R^2 = 0,99) et l'ammonium (R^2 = 0,51, Tableau $A_5$4 de l'annexe 5). Le SUVA est également en corrélation statistiquement significative avec le COD (R^2 = 0,73) et l'ammonium (R^2 = 0,99 Tableau $A_5$4 de l'annexe 5). Ces liens significatifs de l'absorbance à 254 nm et du SUVA avec le COD et l'ammonium, signifierait que les matières organiques qui participent majoritairement au COD, sont de types non humiques et auraient entre autres sources, une origine humaine.

6.4.2. Spectroscopie de fluorescence

Elle a permis d'identifier les différents types de matières organiques contenues dans les eaux usées. Comme il a été signalé plus haut dans le paragraphe relatif à la méthodologie, la mesure de la fluorescence est parfois confrontée aux effets de filtres internes se traduisant par des distorsions ou diminution du rendement quantique. Pour y pallier les spectres de fluorescence sont corrigés afin d'avoir l'intensité maximale de fluorescence qui reflète réellement la quantité de matières organiques fluorescentes présentes dans l'échantillon. Ainsi, à partir des valeurs moyennes des absorbances et des fluorescences des échantillons d'eaux usées du Grand-Nancy sur 24 h, pour l'ensemble des campagnes d'échantillonnage, il

est réalisé la figure 45 qui présente la fluorescence brute et la fluorescence corrigée de ces eaux.

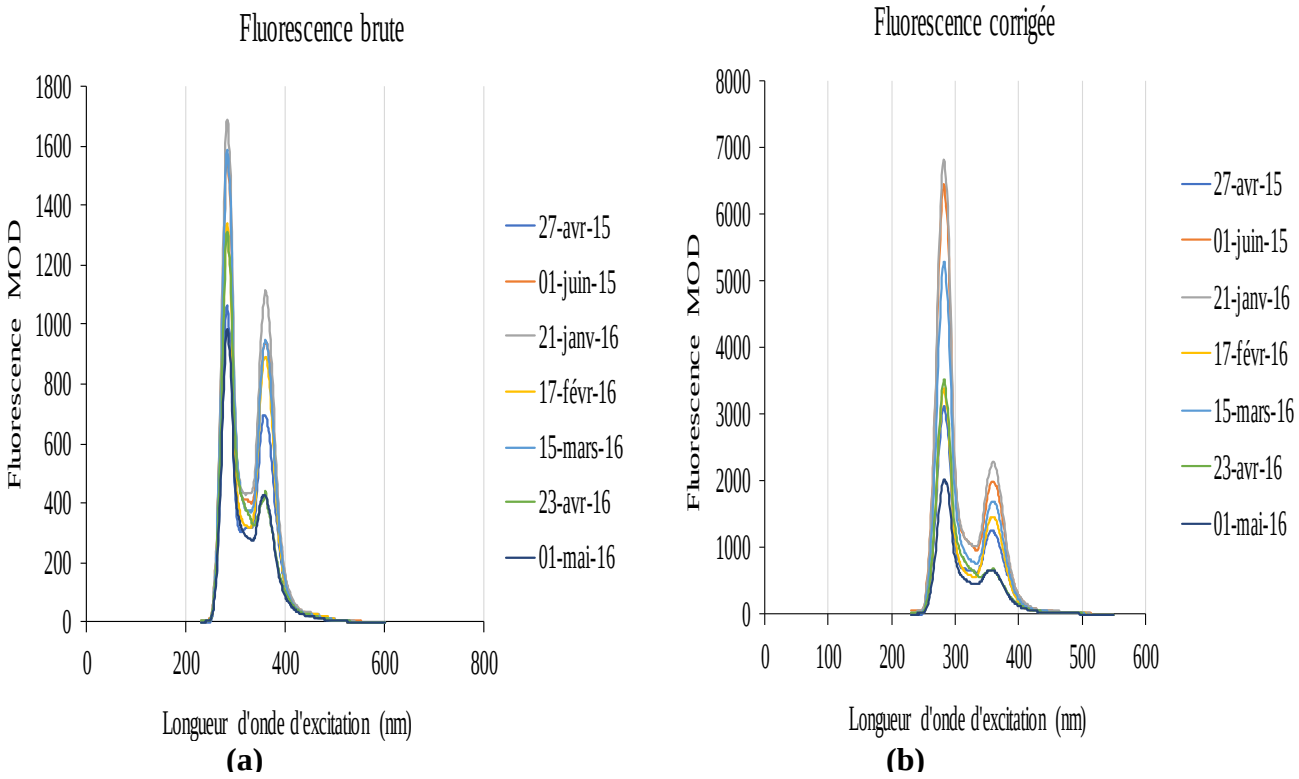


Figure 45 : Fluorescence brute et corrigée des eaux usées urbaines du Grand-Nancy

L'étude de la figure 45 révèle les éléments ci-dessus :

- les spectres de fluorescence des matières organiques dissoutes, après correction, présentent des intensités de fluorescence (allant jusqu'à 8 000) supérieures à celles des spectres avant correction (allant à 1 800). Cela confirme qu'au niveau des spectres bruts (avant correction), il y a eu effectivement absorption des radiations émises par les molécules fluorescentes ne permettant pas d'avoir les intensités réelles de fluorescence ;

- deux pics bien distincts apparaissent : le premier pic de plus forte intensité de fluorescence apparaissant aux longueurs d'onde d'excitation de 280 – 283 nm et le second pic de plus faible intensité de fluorescence apparaissant aux longueurs d'onde d'excitation de 356 – 362 nm. Le premier pic est lié aux matières organiques de type tryptophane. Ce type de matières organiques est généralement associé à l'activité bactérienne liée aux eaux usées non traitées et aux déchets de ferme (tels que les urines

d'animaux) (Baker, 2002 ; Assaad et al., 2015). Le second pic s'apparente aux substances humiques (Assaad et al., 2015).

Une fois les spectres corrigés on a décomposé les spectres de fluorescence en quatre fluorophores d'intensité I1, I2, I3 et I4 correspondant respectivement aux longueurs d'onde d'excitation moyenne (sur l'ensemble des spectres) de 282 nm, 316 nm, 348 nm et 362 nm. La figure 46 ci-après présente les quatre types de fluorophores se trouvant réellement dans la fraction du COD des eaux usées du Grand-Nancy.

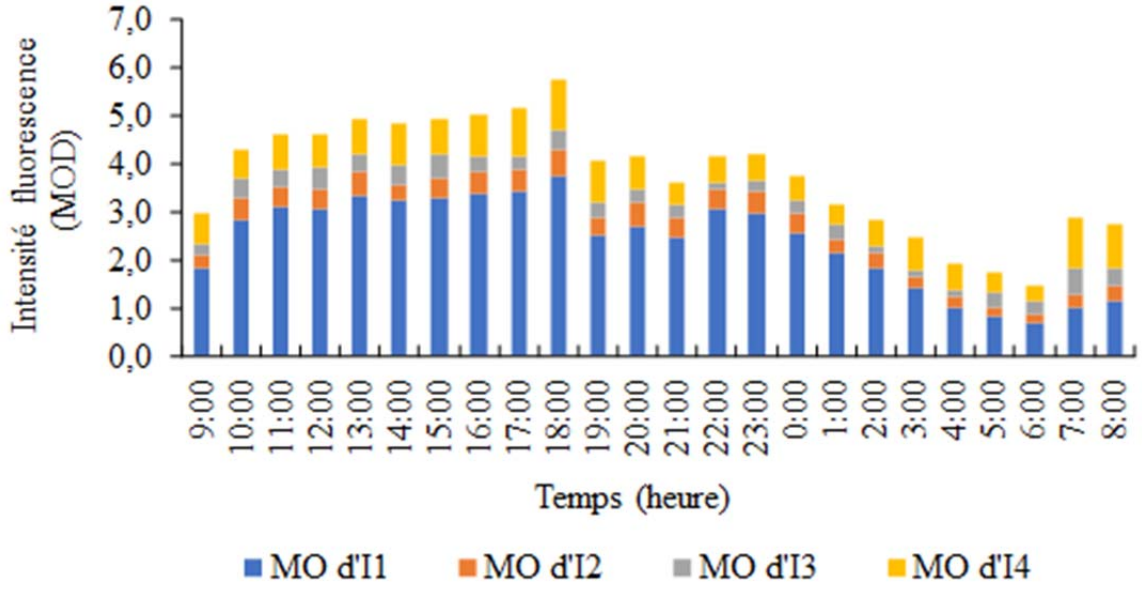


Figure 46 : Types de matières organiques fluorescentes contenues dans les eaux usées du Grand-Nancy au cours de la journée

L'examen de cette figure 61 révèle les situations ci-après :

- la matière organique d'intensité de fluorescence I1 prédomine dans les eaux usées du Grand-Nancy dans la proportion de 63%, phénomène qui s'observe tout au long de la journée dans tous les échantillons prélevés. La longueur d'onde moyenne d'excitation de ces fluorophores d'intensité I1 sur la journée est de 282 nm, correspond à la matière organique de type protéïnique. Cette matière organique a une corrélation statistiquement significative avec le COD (R^2 = 0,6 ; Tableau $A_5$6 de l'annexe 5) mais pas avec l'ammonium. Cela signifierait que cette matière organique de type protéïnique participe au COD et n'a pas complètement une origine humaine. Comme cela été dit plus haut

dans la partie "revue de la littérature", ce type de matière organique serait lié à l'activité bactérienne ayant lieu dans les eaux usées non traitées ;

- la matière organique d'intensité de fluorescence I4, suivent avec un taux de 18% dans ces eaux usées et dans tous les échantillons prélevés tout au long de la journée. La longueur d'onde moyenne d'excitation de ces fluorophores d'intensité I4, est de 362 nm, correspondant aux substances humiques. Ces matières organiques ont une corrélation statistiquement significative avec le COD (R^2 = 0,6 ; Tableau $A_5$6 de l'annexe 5) et également avec l'ammonium (R^2 = 0,6 ; Tableau $A_5$6 de l'annexe 5). Ce qui signifierait qu'elles participent au COD ;

- les matières organiques d'intensité de fluorescence I2 et I3 font respectivement un taux de 11% et de 8%. La longueur d'onde moyenne d'excitation du fluorophore d'intensité I2 est de 316 nm, correspondant aux matières organiques assimilables aux substances humiques beaucoup plus de type fulvique et la longueur d'onde moyenne d'excitation du fluorophore d'intensité I3 est de 348 nm correspondant aux matières organiques également assimilables aux substances humiques (mais ici beaucoup plus de type humique) ;

- ces matières organiques d'intensités de fluorescence I2, I3 et I4, pourraient provenir des eaux de ruissellement vers le réseau d'égout lors des précipitations et seraient la source des composés organiques aromatiques de ces eaux ; ce qui se justifie par la plus grande valeur de SUVA obtenue lors du prélèvement du 1er juin 2016, un jour ayant connu un épisode de précipitation. Ces matières organiques de type humique ont une faible biodégradabilité. S'agissant des matières organiques d'intensité de fluorescence I1 et I4 tels que les tryptophanes et les substances chlorophylliennes, elles constituent la matière non humique majoritaire de ces eaux usées auxquelles elles confèrent leur caractère facilement biodégradable, confirmé par le ratio DCO/DBO_5 égal à 2,40. La nature non humique mais protéique des matières organiques des eaux usées urbaines du Grand-Nancy correspond aux données de la littérature (Yu et al., 2013 ; Matar et al., 2013 ; Pernet-Coudrier, 2008 ; Hudson et al., 2007 ; Guo et al., 2010, Zhang et al., 2011).

6.5. Variabilité des terres rares (REEs) dans les eaux usées urbaines des bassins de collecte de Cotonou et du Grand-Nancy

6.5.1. Variabilité des REEs dans les eaux usées urbaines de Cotonou

Les REEs ont été recherchées dans les eaux usées compte tenu de leur potentiel toxique comparable à celui des métaux lourds. Les éléments de REE pris en compte sont : Lanthane (La), Cérium (Ce), = Néodyme (Nd), Samarium (Sm), Europium (Eu), Gadolinium (Gd), Dysprosium (Dy), Holmium (Ho), Erbium (Er), Thulium (Tm) et Lutécium (Lu).

Le tableau XVIII récapitule les REEs retrouvées et leurs concentrations respectives dans les eaux usées urbaines en entrée de la STEP de la cité Vie-Nouvelle, dans les collecteurs, dans les eaux de boisson de la SONEB, ainsi que dans les eaux de puits du bassin versant de Cotonou. Pour une autre vue d'ensemble des éléments de REEs dans les eaux usées, les eaux de la SONEB et les eaux de puits, la figure 47, présente la proportion de ces éléments de REEs, dans ces différentes composantes d'eau.

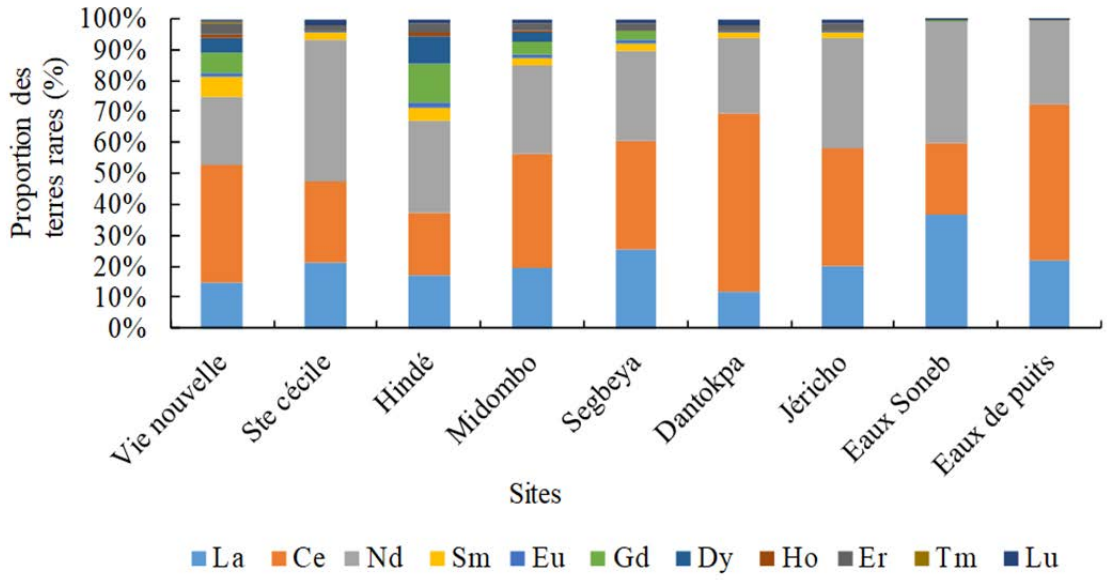


Figure 47 : Proportion des terres rares dans les eaux usées urbaines en entrée de STEP et des collecteurs dans le bassin versant de Cotonou

Pour une analyse des éléments de terres rares, il est également présenté par la suite, les profils normalisés des terres dans les différentes composantes d'eau sur les différents sites du bassin versant.

Tableau XVIII : Concentration (µg/L) des REEs des eaux de Cotonou (LDQ = Limite de quantification ; min = minimum ; max = Maximum ; Moy = moyenne ; ∑ REE = somme des REEs)

Terres rares / Sites		La	Ce	Nd	Sm	Eu	Gd	Dy	Ho	Er	Tm	Lu	∑ REE (µg/l)	Plus faible [REE]	Plus grande [REE]
	min	0,002	0,1	1,1	0,6	0,3	<LDQ	<LDQ	0,01	0,5	<LDQ	0,6			
Ste Cécile	**max**	3,0	2,0	6,0	1,8	0,3	< LDQ	<LDQ	0,01	1,8	<LDQ	1,6	**8**	Ho	Nd
	aver	1,0	1,3	2,3	1,0	0,3	< LDQ	<LDQ	0,01	1,1	<LDQ	0,9			
	min	0,6	1,9	2,2	1,0	0,3	7,3	5,2	0,05	0,7	<LDQ	0,6			
Hinde	**max**	17,6	12,9	29,7	7,6	1,8	7,3	5,2	1,0	3,9	<LDQ	1,6	**35**	Ho	Nd
	aver	4,1	4,9	7,4	2,3	0,8	7,3	5,2	0,4	1,7	<LDQ	1,0			
	min	0,8	2,7	1,8	0,7	0,4	2,6	1,7	0,1	0,6	<LDQ	0,6			
Midombo	**max**	7,7	10,1	13,5	3,9	0,6	2,6	1,7	0,4	2,2	<LDQ	1,6	**22**	Ho	Ce
	aver	3,0	5,7	4,4	1,5	0,5	2,6	1,7	0,2	1,3	<LDQ	0,9			
	min	2,6	3,4	0,3	1,1	0,4	1,8	<LDQ	0,07	0,42	<LDQ	0,6			
Segbeya	**max**	7,6	10,2	12,8	3,2	1,3	1,8	<LDQ	0,22	2,00	<LDQ	1,6	**21**	Ho	Ce
	aver	4,2	5,8	4,8	1,7	0,6	1,8	<LDQ	0,13	1,33	<LDQ	1,1			
	min	0,1	0,7	0,3	0,4	0,3	< LDQ	<LDQ	0,03	0,4	<LDQ	0,6			
Dantokpa	**max**	1,3	14,6	4,3	1,5	0,3	< LDQ	<LDQ	0,04	1,9	<LDQ	1,6	**11**	Ho	Ce
	aver	0,9	4,6	1,9	0,9	0,3	< LDQ	<LDQ	0,04	1,1	<LDQ	1,2			
	min	0,3	0,5	0,3	0,4	0,3	< LDQ	<LDQ	0,03	0,6	<LDQ	0,6			
Jericho	**max**	2,0	5,6	4,5	1,6	0,3	< LDQ	<LDQ	0,05	1,9	<LDQ	1,6	**9**	Ho	Ce
	aver	1,2	2,4	2,3	1,0	0,3	< LDQ	<LDQ	0,04	1,2	<LDQ	0,9			
	min	0,3	1,9	1,6	0,7	0,02	0,00	0,05	0,00	0,6	0,00	0,6			
Cité Vie-Nouvelle	**max**	102,2	279,3	153,3	44,5	14,3	48,7	39,1	7,8	21,9	2,3	2,9	**82**	Gd, Ho, Tm	Ce
	aver	12,1	31,1	18,3	5,1	1,4	4,9	4,4	0,8	2,8	0,4	0,8			
	min	0,02	0,003	0,03	0,01	0,003	0,01	0,01	0,003	0,01	0,001	0,001			
Drinking water	**max**	1,1	0,7	1,4	0,3	0,1	0,4	0,4	0,1	0,3	0,0	0,0	**1,36**	Tm, Lu	Nd
	aver	0,3	0,2	0,4	0,1	0,03	0,1	0,1	0,03	0,1	0,01	0,01			
	min	0,001	0,001	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			
Well water	**max**	0,1	0,2	0,1	0,02	0,01	0,03	0,02	0,01	0,02	0,003	0,004	**0,13**		Ce
	aver	0,02	0,05	0,03	0,01	0,003	0,01	0,01	0,002	0,01	0,001	0,001			

6.5.1.1. Les concentrations des REEs

a) Concentration des REEs dans les eaux usées urbaines

Les REEs totaux des eaux usées urbaines de Cotonou présentent des concentrations se situant dans la gamme de 8 à 82 µg/L avec la plus faible concentration observée dans le collecteur de Ste-Cécile et la plus forte dans les eaux de la cité Vie-Nouvelle. En considérant uniquement les collecteurs, les eaux usées du site de Hindé apparaissent comme étant les plus riches en terres rares avec une teneur totale de 35 µg/L de REEs totaux, pendant que les eaux usées de Ste Cécile sont les plus pauvres avec 5 µg/L. En considérant individuellement les éléments de terres rares, on note également :

- la présence du Thulium dans les eaux usées en entrée de STEP de la cité Vie-Nouvelle à une concentration de 0,4 µg/L et son absence quasi-totale dans les eaux usées des collecteurs ;
- les terres lourdes telles que le Cérium et le Néodyme, sont celles en plus forte concentration dans les eaux usées de tous les sites ; en effet, le Ce prédomine dans les eaux usées en entrée de la STEP de Vie-Nouvelle, dans les collecteurs de Midombo, Sègbèya, Dantokpa et de Jéricho ; le Nd est en plus forte concentration dans les eaux usées des collecteurs de Ste Cécile et de Hindé ;
- le Holmim est l'élément est en plus faible concentration dans les eaux usées de tous les sites ;
- le Dysprosium n'a pas été détecté dans les eaux usées des collecteurs de Ste Cécile, de Sègbèya, de Dantokpa et de Jéricho ;
- le Gadolinium n'a pas été détecté dans les eaux usées des collecteurs de Ste Cécile, de Dantokpa et de Jéricho.

b) Concentration des REEs dans les eaux de la SONEB et de puits

Les eaux de la SONEB présentent une concentration totale en REEs de 1,36 µg/L tandis que les eaux de puits en renferment à hauteur de 0,13 µg/L. Ces concentrations comparées à celles des eaux usées, apparaissent plus faibles. Les eaux de la SONEB qui sont pompées des aquifères plus profondes ont des concentrations supérieures à celles des eaux de puits provenant de la nappe phréatique plus ou moins affleurante.

Dans les eaux de la SONEB le Néodyme est l'élément en plus forte concentration. Tous les éléments de terres rares qui y sont dosés sont détectés dans tous les échantillons et sur tous les sites (Figure $A_6$1 de l'annexe 6).

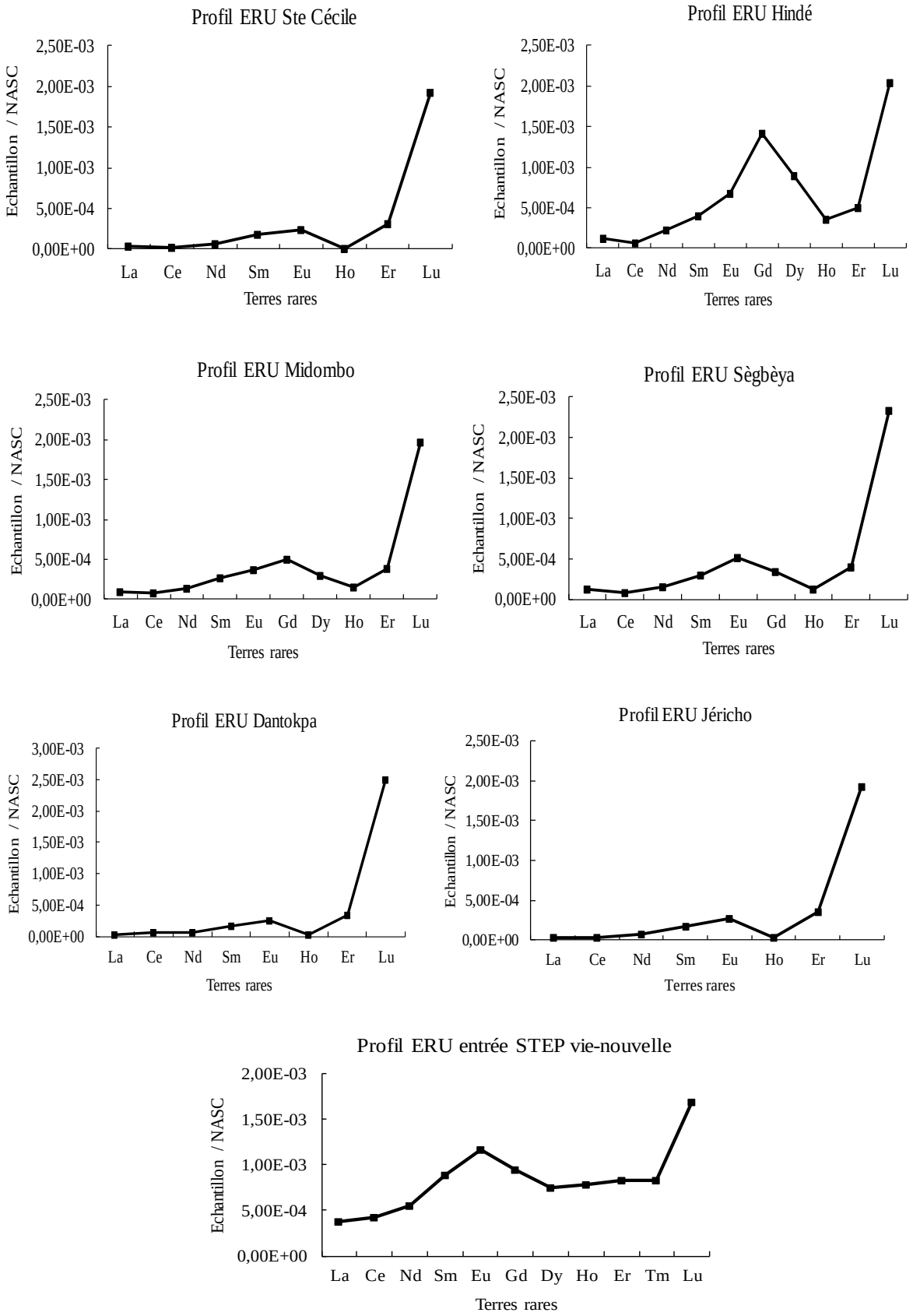
Quant aux eaux de puits, le Cérium est l'élément en plus forte concentration. On note aussi ici que : le Gd, le Dy et le Tm n'ont pas été détectés dans les eaux de puits des sites de Ste Cécile comme c'était le cas dans les eaux usées de ce site ; le Gd et le Dy n'ont pas été détectés dans les eaux de puits de Hindé et le Sm non plus dans les eaux de puits de Midombo ; tous les éléments de terres rares sont détectés dans les eaux de puits situés dans le voisinage immédiat des collecteurs de Segbeya, Dantokpa et Jericho et dans les eaux usées en entrée de la STEP de la cité Vie-Nouvelle (Figure $A_6$2 de l'annexe 6) puis tous les éléments de REEs sont détectés dans les échantillons d'eau de puits des sites de Sègbèya, Dantokpa, Jéricho et Vie-Nouvelle.

En somme on note une variabilité en composition et en concentration des terres rares dans les différentes composantes d'eau.

6.5.1.2. Les profils normalisés des terres rares

Afin de masquer les variations de concentrations des éléments de terres rares dans une matière, les géochimistes normalisent les concentrations dans les échantillons par rapport aux concentrations des terres rares d'un matériau géologique de référence. Le matériau de référence utilisé dans la présente étude et notifié dejà dans la partie méthodologie est la référence de composition de schistes pour les concentrations en REE dans les sédiments et les eaux naturelles. Ici, il a été utilisé la composition de NASC (North American Schale Composite) pour la normalisation (Rabiet, 2006). Le but des spectres normalisés est qu'ils permettent de visualiser très rapidement toute déviation (les enrichissements et les anomalies) par rapport à la référence.

La figure 48 présente les profils normalisés des terres rares dans les eaux usées en entrée de la STEP de la Cité vie-nouvelle et des eaux usées des collecteurs et la figure 49 présente ceux des eaux de la SONEB et des eaux de puits, du bassin versant de Cotonou.



<u>Figure 48</u> : Profils normalisés des terres rares des eaux usées urbaines du bassin de collecte de Cotonou

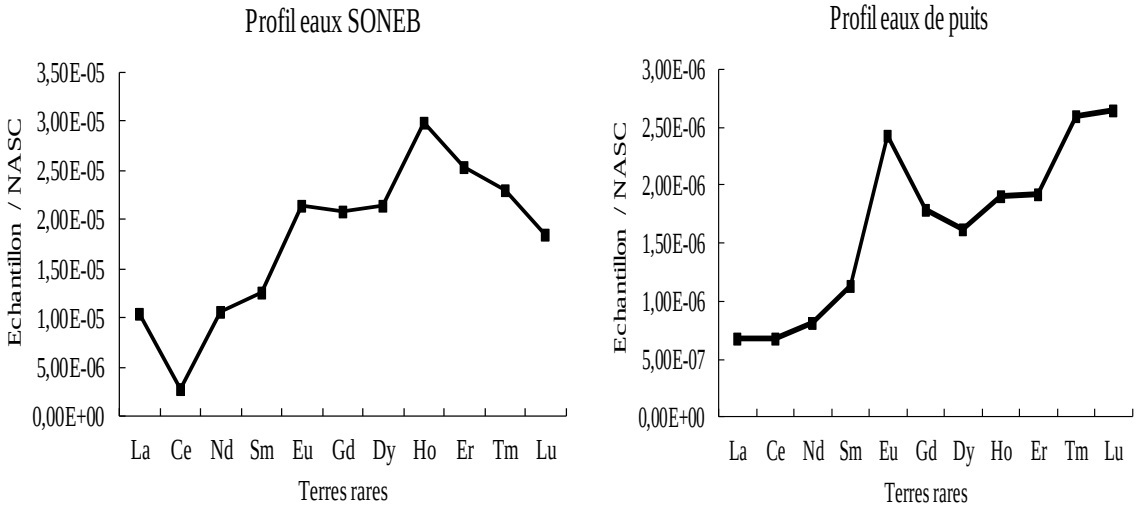


Figure 49 : Profils normalisés des terres rares des eaux de la SONEB et des eaux de puits du bassin versant de Cotonou

Les graphes des figures 48 et 49 montrent tous :

- un enrichissement du fait de l'obtention de spectres non plats ayant tous une pente ; et
- une anomalie marquée par une déviation dans le spectre d'un élément par rapport à ces voisins. Des anomalies liées à l'Europium et / ou au Gadolinium sont observées dans tous les échantillons d'eaux usées. Une anomalie en Eu est observée dans tous les échantillons d'eau de puits. Il est difficile de distinguer clairement les anomalies du profil des eaux de la SONEB.

Les caractéristiques de chaque enrichissement et anomalies sont présentées dans le tableau XIX de la page suivante. Pour chaque anomalie, il est calculé l'excès anthropique afin de déterminer si l'anomalie observée est liée ou non à une source anthropique.

Tableau XIX : Caractéristiques des enrichissements et anomalies des eaux usées urbaines, eaux de la SONEB et eaux de puits du bassin de Cotonou

Sites	Enrichissement "La N/Lu N"	Anomalies	Excès anthropiques (µg/L)
ERU "Vie-Nouvelle"	0,22	1,28 (Europium)	0,31
ERU Ste Cécile	0,02	5,01 (Europium)	0,23
ERU Hindé	0,06	1,81 (Gadolinium)	3,28
ERU Midombo	0,05	1,53 (Gadolinium)	0,92
ERU Sègbèya	0,06	1,62 (Europium)	0,25
ERU Dantokpa	0,01	3,33 (Europium)	0,22
ERU Jéricho	0,02	3,28 (Europium)	0,23
Eaux de la SONEB	0,56	0,27 (Cérium)	0,00
		1,31 (Europium)	0,00
		1,28 (Holmium)	0,00
Eaux de puits	0,25	1,70 (Europium)	0,00

- ✓ **Les enrichissements en terres rares**

Au regard des données de ce tableau, le degré d'enrichissement en terres rares des eaux usées urbaines de Cotonou, varie de 0,01 (au niveau du collecteur Dantokpa) à 0,22 (Cité vie-nouvelle). En considérant uniquement les colleteurs, la variation est de 0,01 (Dantokpa) à 0,06 (Hindé et Sègbèya). Ces valeurs sont toutes inférieures à 1, indiquant un enrichissement en terres rares lourdes par rapport aux terres rares légères. Cela est bien perceptible sur les graphes à travers des spectres qui ne sont pas plats et qui présentent des pentes positives (car une pente positive est indicatrice d'un enrichissement en terres rares lourdes et une pente négative, indicatrice d'un enrichissement en terres rares légères). Cela signifie que les terres rares dans ces eaux usées se trouvent dans des proportions différentes de celles du système de référence NASC utilisé pour la normalisation (Rabiet, 2006 ; Riou, 1999).

Cet enrichissement en terres rares lourdes dans les eaux usées pourrait être dû aux ligands inorganiques (F^-, SO_4^{2-}, CO_3^{2-}, PO_4^{3-}, OH^-) et organiques (acides fulvique et humique, protéines, acides aminés, etc…), qui complexeraient plus efficacement les terres rares lourdes que les terres rares légères (Rabiet 2006 ; Riou, 1999). Selon Leleyter et al. (1999), les terres rares lourdes s'associent préférentiellement aux oxydes de fer. Or, selon nos analyses, parmis

les métaux lourds, le fer est celui présentant la plus forte teneur dans nos eaux usées. Ainsi, nous pouvons dire que la richesse des eaux usées urbaines de Cotonou en fer, contribuerait à l'enrichissement de ces eaux usées en terre rares par association de ces dernières aux oxydes de fer. Ceci est bien mis en évidence par les eaux usées en entrée de la STEP de la cité Vie-Nouvelle, qui ayant la plus forte teneur en fer (6 905 µg/L), a le plus grand degré d'enrichissement en terres rares (0,22) et les eaux usées de Dantokpa ayant le plus bas taux en fer (728 µg/L), ont le plus faible degré d'enrichissement en terres rares lourdes (0,01).

Quant aux eaux de la SONEB et aux eaux de puits, elles ont respectivement un enrichissement en terres rares de 0,56 et 0,25. Ces degrés inférieurs à 1 indiquent comme dans le cas des eaux usées, un enrichissement en terres rares lourdes comparativement aux terres rares légères. La présence des terres rares dans ces eaux naturelles provient de l'altération chimique des minéraux silicatés et de certains minéraux non silicatés ; l'eau étant l'agent principal de l'altération qui entraine une dissolution partielle ou totale des roches. Les eaux de la SONEB étant plus riches en terres rares que les eaux de puits, ceci pourrait être lié à l'altération des roches de l'aquifère d'où proviennent les eaux de la SONEB, comparativement aux eaux de puits provenant de la nappe phréatique affleurante où il n'y a plus de roches qui s'altèrent.

Cet enrichissement en terres rares lourdes est observé dans les eaux de SONEB et de puits de tous les sites, à l'exception des eaux de puits de Ste Cécile et de Hindé qui présentent un enrichissement en terres rares légères par rapport aux terres rares lourdes avec respectivement le ratio "La N / Lu N" = 1,22 et 1,28 (Figure $A_6$1 et Figure $A_6$2 de l'annexe 6). Cette dernière situation serait probablement due aux conditions physico-chimiques particulières de ces milieux.

Etant donné que les eaux usées proviennent des eaux de la SONEB et des eaux de puits utilisés pour divers usages, nous pouvons dire que l'enrichissement en terres rares lourdes des eaux usées aurait pour origine probable, la signature en terres rares des eaux de la SONEB et des eaux de puits qui connaissent également un enrichissement en terres rares lourdes.

- ✓ **Les anomalies des éléments de terres rares**

Deux terres rares ont présenté une anomalie pour les eaux usées urbaines du bassin versant de Cotonou. Nous avons l'anomalie en Gadolinium dans les eaux usées des collecteurs de Hindé et de Midombo et une anomalie en Europium dans les eaux usées urbaines de Ste Cécile, Sègbeya, Dantokpa, Jéricho et "Vie-Nouvelle".

Les eaux usées des collecteurs de Hindé et de Midombo présentent une anomalie en Gadolinium, respectivement de 1,81 et de 1,53. Ces valeurs supérieures à 1 indiquent une anomalie positive en Gadolinium. Un excès anthropique en Gadolinium calculé pour les eaux usées de ces sites a donné 3,28 µg/L (soit 21 pM) pour Hindé et 0,92 µg/L (soit 6 pM) pour Midombo. Ces valeurs différentes et supérieures à zéro indiquent une pollution d'origine anthropique en Gadolinium. Selon Rabiet (2006), cet excès anthropique en Gadolinium est attribué à la présence dans ces eaux usées, d'acide gadopenthétiques ou d'autres sels de Gadolinium, utilisés en Imagerie de Résonance Magnétique (IRM). En effet, ces composés sont injectés sous forme complexée aux patients lors de l'IRM et ces composés sont ensuite excrétés complètement à travers les urines et fèces par l'organisme humain et contaminent les eaux usées. Il suffit qu'une seule personne passe une IRM et que ces excrétas (urines et fèces) passent dans les eaux usées, pour détecter le Gadolinium dans ces eaux, pendant plusieurs semaines ; ainsi, le Gadolinium apparait comme un outil intéressant pour la traçabilité des eaux usées dans le milieu aquatique ; mais son absence ne permet pas de conclure qu'il n'y a pas de contamination par les eaux usées (Rabiet, 2006). D'autres auteurs ont également trouvé un excès anthropique en gadolinium dans le milieu aquatique. En effet, il a été trouvé un excès anthropique en Gadolinium dans la rivière "Hérault", de 15,4 pM dans le Sud de la France (Rabiet et al., 2006), de 2,29 à 555 pM dans la rivière "Han" et de 92,8 à 2 020 pM dans les eaux usées de STEP (Corée du Sud) (Song et al., 2017) et de 730 kg/an dans le "Rhin" (Kulaksiz et al., 2013).

Les taux de Gadolinium anthropique dans les milieux aquatiques sont aléatoires car ils dépendent du nombre de personnes ayant effectué un examen d'IRM. Une corrélation statistiquement significative est observée entre le Gadolinium et la DCO (R^2= 0,9 Tableau $A_5$3 de l'annexe 5). Ce lien amènerait à dire que le Gadolinium est lié aux matières organiques ; ce qui est vrai car ces composés injectés aux patients lors de l'IRM sont des matières organiques. Il est également constaté que le Gadolinium a une corrélation statistiquement significative avec l'ammonium (indicateur de pollution humaine) ainsi

qu'avec la pollution phosphorée (R^2= 0,9 en annexe 8c). Cela confirme que le Gadolinium proviendrait de la pollution humaine et même ce, malgré la quasi-absence d'installation s d'IRM au Bénin. En effet, la seule installation d'IRM (Centre de Radiologie, de Scanner et d'Imagerie à Résonnance Magnétique (CRES-IRM)), a ouvert ses portes en novembre 2016 et n'était probablement pas entièrement opérationnelle au moment de l'échantillonnage. Cependant, de telles facilités sont disponibles au Togo, pays voisin, où des patients se rendent pour des examens d'IRM et retournent chez eux avec le Gd encore dans leurs corps.

Les eaux usées en entrée de la STEP de la cité Vie-Nouvelle et des eaux des collecteurs de Ste Cécile, Sègbèya, Dantokpa et Jéricho, présentent une anomalie en Europium variant de 1,28 (Vie-Nouvelle) à 5,01 (Ste Cécile). Ces valeurs supérieures à 1 indiquent une anomalie positive et significative ; selon Danielson et al. (1992), l'anomalie standard en Europium est 1. Un excès anthropique calculé pour chaque anomalie constatée a donné des taux supérieurs à zéro, variant de 0,22 µg/L (soit 1,4 pM à Dantokpa) à 0,25 µg/L (soit 1,6 pM à Sègbèya) pour les eaux usées des collecteurs et de 0,31 µg/L (soit 2 pM à Vie-Nouvelle). Ces taux d'excès anthropique en Europium sont similaires pour tous les échantillons d'eaux usées pollués en Europium. Ainsi, les eaux usées des différents sites connaissent sans doute une pollution d'origine anthropique en Europium.

Les eaux de la SONEB et les eaux de puits (Figure 49), présentent également une anomalie positive en Europium, respectivement de 1,31 et de 1, 70 (tableau 19). Un excès anthropique calculé pour ces anomalies a donné des valeurs nulles (0,00 µg/L). Ce qui voudrait dire que ces eaux ne présentent pas une pollution en Europium. Cette anomalie résulterait simplement du changement d'état d'oxydation de l'Europium : Eu^{3+} en Eu^{2+} (Riou, 1999).

Du fait des eaux de la SONEB et des eaux de puits ne présentant pas d'excès anthropique en Europium, on peut en déduire que les eaux de la SONEB et les eaux de puits n'étaient pas des sources d'excès d'Europium anthropique dans les eaux usées. Cet excès en Europium dans les eaux usées urbaines du bassin versant de Cotonou proviendrait donc de l'extérieur avec comme source la mauvaise gestion des déchets (solides et liquides) dans la ville de Cotonou. En effet, cette pollution proviendrait du lixiviat des déchets mal gérés entreposés un peu partout (en particulier les déchets électriques et électroniques) à travers la ville ainsi que de ces déchets qui jonchent les différents collecteurs d'eaux usées y compris le réseau d'égout séparatif de la cité Vie-Nouvelle en état de dégradation. Ce polluant proviendrait notamment des déchets des lampes fluorescentes (qui sont de nos jours de plus en plus utilisées en

remplacement des lampes incandescentes, en raison de leur qualité économiquement énergétique), des déchets de télévision, de smartphones, etc. (Rollat et al., 2016 ; Srinivasan, 2014 ; http://www.downtoearth.org.in/news/unpacking-europium-the-mainstay-of-the-lighting-industry-47080). La pollution par le plomb (Youssao et al., 2011) et par le Cadmium (Gbesso et al., 2015), peut s'expliquer par cette gestion des déchets. L'Europium a une corrélation statistiquement significative avec les matières en suspension (R^2 = 0,5 ; Tableau $A_5$3 de l'annexe 5) et pourrait être adsorbé à ces dernières.

Les eaux de la SONEB présentent également une anomalie négative en Cérium (0,27) ainsi qu'une anomalie positive en Holmium (1,28). Ces anomalies comme celle en Europium ne présentent pas d'excès anthropique donc pas de pollution en ces éléments dans les eaux de la SONEB. L'anomalie négative en Cérium résulterait de l'oxydation du Ce^{3+} en Ce^{4+}, qui a pour conséquence d'appauvrir le milieu en Cérium par rapport aux autres terres rares ; cependant il est également possible que cette anomalie provienne de la nature des roches (Ling et al., 2013 ; Riou, 1999). Aucune donnée locale (même à l'international) n'a été trouvée sur l'anomalie en holmium. Mais vu que cette anomalie ne présente aucun excès, il s'agirait sûrement d'un changement d'état d'oxydation de cet élément dans le milieu. Notons que l'anomalie négative en Cérium et l'anomalie positive en Holmium pour les eaux de la SONEB sont constatées pour tous les sites, excepté le site de Dantokpa qui n'a pas présenté l'anomalie en Holmium mais une très forte anomalie en Europium (Figure $A_6$1 de l'annexe 6.)

En somme, les eaux usées urbaines du bassin de Cotonou présentent une pollution anthropique en Gadolinium et en Europium. Les eaux usées de Ste Cécile et de Jéricho ont exactement le même profil de terres rares avec les mêmes enrichissements (0,02) et les mêmes excès anthropiques en Europium (0,23 µg/L) et les mêmes types de terres rares non détectées (Gd, Dy et Tm). Les eaux usées de Dantokpa présentent exactement le même profil mais avec un plus faible enrichissement (0,01) et un excès anthropique en Europium (0,22 µg/L). Les eaux usées de Hindé, Sègbèya et Midombo ont le même enrichissement avec une légère baisse à Midombo (0,06 et 0,05).

6.5.2. Variabilité des terres rares dans les eaux usées urbaines du Grand-Nancy

6.5.2.1. Les concentrations des terres rares

Le tableau XX présente les concentrations en terres rares (REE) dans les eaux usées urbaines en entrée de la STEP du bassin versant du Grand-Nancy.

Tableau XX : Concentration (µg/L) des terres rares dans les eaux usées urbaines du Grand-Nancy

	La	Ce	Nd	Sm	^{151}Eu	^{153}Eu	Gd	Dy	Ho	Er	Tm	Lu	∑ REE (µg/L)
Minima	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Maxima	5,97	5,81	1,73	0,46	232,53	220,47	6,73	0,19	0,32	0,37	0,31	0,36	32,50
Moyenne	0,83	1,18	0,31	0,11	14,11	15,18	0,69	0,04	0,01	0,03	0,01	0,01	

La figure 50 ci-dessous quant à elle, présente la proportion (%) des terres rares dans les eaux usées urbaines du Grand-Nancy.

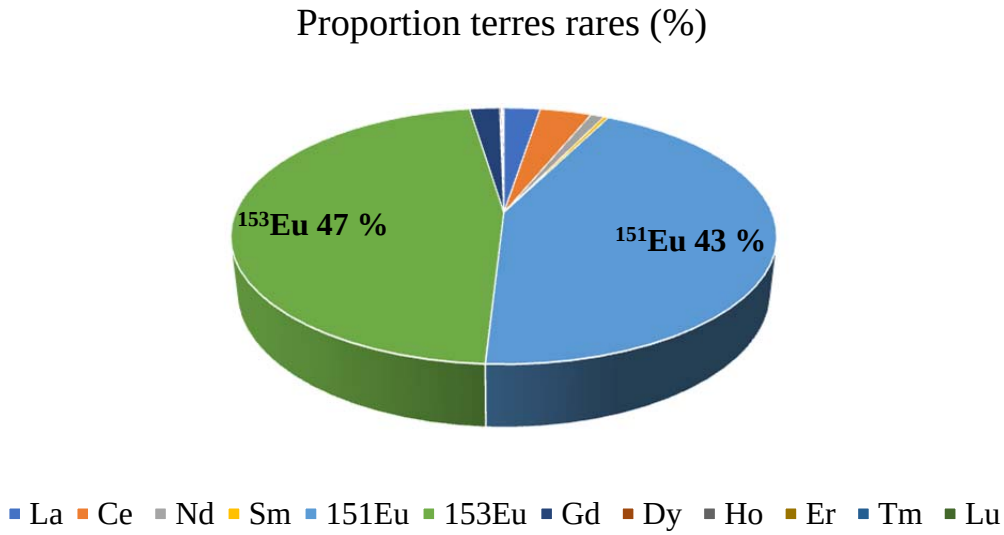


Figure 50 : Proportion des terres rares dans les eaux usées urbaines en entrée de STEP dans le bassin versant du Grand-Nancy

Il ressort du tableau 20, que les eaux usées urbaines du Grand-Nancy sont caractérisées par une concentration totale en terres rares de 33 µg/L. Les éléments tels que le Holmium, le

Thulium et le Lutécium sont ceux de plus faible concentration (0,01 µg/L) et l'Europium, l'élément de plus forte concentration (15 µg/L) avec [^{151}Eu] = 14 µg/L et [^{153}Eu] = 15 µg/L. Il représente 45% (43% pour ^{151}Eu et 47% pour ^{153}Eu) (Figure 50).

6.5.2.2. Le profil normalisé des terres rares

La figure 51 présente le profil normalisé des terres rares dans les eaux usées en entrée de la STEP du Grand-Nancy.

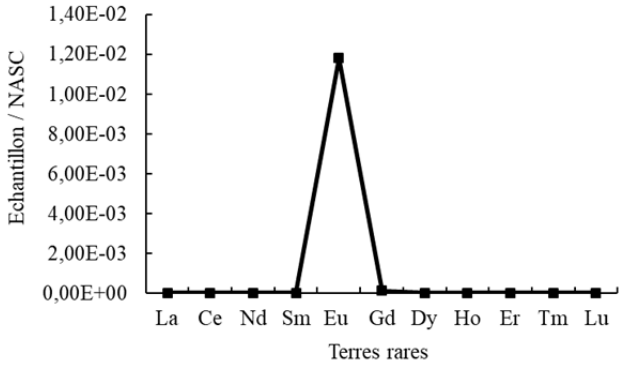


Figure 51 : Profil normalisé des terres rares des eaux usées urbaines du Grand-Nancy

Le profil normalisé des terres rares dans les eaux usées urbaines du bassin versant du Grand-Nancy, montre un spectre sans pente positive ni négative donc un spectre plat mais avec une anomalie en Europium. Le spectre plat traduit le fait que les terres rares dans ces eaux usées sont dans les mêmes proportions que ceux dans la référence NASC et qu'il n'y pas d'enrichissement d'une catégorie de terres rares par rapport à une autre (terres rares lourdes et terres rares légères).

L'anomalie en Europium est de 236. L'excès anthropique de cette anomalie calculé à partir de la concentration moyenne dans la croûte terrestre donne une valeur supérieure à zéro et égale à 15 µg/L. Cela traduit une pollution anthropique en Europium dans les eaux usées urbaines du Grand-Nancy. La source de cet excès est liée à la nature des roches dans les Vosges (Tricca et al., 1999). Les Vosges sont de très de très vielles montagnes avec des REE, de l'uranium et pas mal de métaux qui ont été exploités du Moyen-âge au XIX^{ème} siècle. Entre autres, cet excès en Europium est également observé dans les eaux de la Moselle qui prend sa source à Bussang dans les Vosges et qui recoit beaucoup de petits affluents natifs des Vosges, dont les eaux à 100 km plus loin servent à faire de l'eau potable de Nancy.

Une comparaison avec les eaux usées urbaines du bassin de collecte de Cotonou montre que les eaux usées en entrée de la STEP de la Cité Vie-Nouvelle de Cotonou présentent une concentration totale en terres rares (82 µg/L) supérieures à celles des eaux usées en entrée de STEP du Grand-Nancy (33 µg/L). L'excès anthropique en Europium observé dans le Grand-Nancy est largement supérieur (15 µg/L) à l'excès anthropique en Europium constaté à Cotonou (0,31 µg/L).

Conclusion partielle

Les eaux usées urbaines de Cotonou, sont des eaux de forte concentration en macropolluants, correspondant à une situation de faible consommation d'eau par la population ainsi qu'à l'intrusion dans le réseau d'assainissement des ruissellements qui y entrainant une quantité non négligeable de matières organiques non biodégradables. Ces eaux usées sont également chargées en micropolluants. Mais seule la concentration en fer est non conforme aux normes de rejet. Ces eaux sont moyennement biodégradables, nécessitent une dénitrification et une déphosphatation mais la déphosphatation biologique semble ne pas être adaptée. Ces eaux usées urbaines connaissent un début de pollution anthropique en terres rares en particulier une pollution en Gadolinium de 0,92 µg/L (Midombo) à 3,28 µg/L (Hindé) soit 6 pM à 21 pM et une pollution en Europium de 0,23 µg/L (Ste Cécile et Dantokpa) à 0,31 µg/L (Vie-Nouvelle) soit 1,4 pM à 2 pM.

Les eaux usées urbaines du Grand-Nancy sont faiblement concentrées en macropolluants, ce qui correspond à une situation de forte consommation d'eau par la population. Néanmoins, la concentration en métaux de ces eaux n'est pas faible ; la concentration de la majorité des métaux se situe dans la gamme forte de concentration, exceptés le Cd et le Co dont les concentrations se situent dans la gamme moyenne et le Cr dans la faible gamme. Ces eaux usées sont facilement biodégradables, nécessitent une dénitrification et une déphosphatation physico-chimique car une déphosphatation biologique semble ne pas être adaptée. Les matières organiques prédominantes sont de type tryptophane (63%). Ces eaux connaissent également une pollution en terres rares en particulier en Europium (15 µg/L) liée à la géologie des Vosges.

CHAPITRE 7 : MODELISATION DES CARACTERISTIQUES DES EAUX USEES URBAINES

Pour rappel, l'objectif général des travaux est d'étudier la variabilité de la pollution des eaux usées urbaines dans deux contextes géographiques différents, dans le but de disposer de données expérimentales devant servir au développement à court ou moyen termes d'un modèle de génération des eaux usées virtuelles (débit et composition) en entrée d'une station d'épuration. Ce modèle inspiré de celui de Gernaey pourra s'appliquer à différents bassins géographiques de collecte des eaux usées urbaines et s'étendre à d'autres paramètres de pollution tels que les métaux lourds.

A l'étape actuelle, le nouveau modèle de simulation de la variabilité du débit et de la composition des eaux usées est en cours de développement n'est pas tout encore totalement disponible. Mais avec le niveau de développement atteint, un essai de modélisation sommaire de la variabilité des eaux résiduaires urbaines en entrée de la station d'épuration de Nancy-Maxéville a été fait.

Notons qu'en dehors des données sur la variabilité du débit et de la pollution des eaux usées d'un bassin de collecte, le modèle pour tourner a besoin également d'autres données telles par exemples celles sur la variabilité de la fluctuation des eaux de la nappe phréatique du bassin de collecte. Ainsi, toutes les données n'étant pas disponibles pour le bassin de collecte de Cotonou, ce bassin n'a pas pu faire objet de simulation pour le moment.

7.1. Objectif de la modélisation

L'objectif de modélisation choisi ou le scénario de perturbation choisi est d'étudier l'effet de la variabilité de la présence humaine dans le bassin de collecte sur la variabilité du débit et de la composition des eaux usées qui entrent en STEP de Maxéville dans le Grand-Nancy. Il s'agit de voir si la prise en compte de la variabilité de la présence humaine dans le bassin de collecte permettra d'expliquer les grandes tendances relevées par les campagnes expérimentales des eaux en entrée de la STEP.

7.2. Simulation de la variabilité des eaux usées

7.2.1. Simulation de l'évolution de la population dans les communes du Grand-Nancy pendant la journée

La figure 52 présente les évolutions de la population pendant les jours ouvrés (lundi à vendredi) pour l'ensemble des communes de la Métropole du Grand-Nancy.

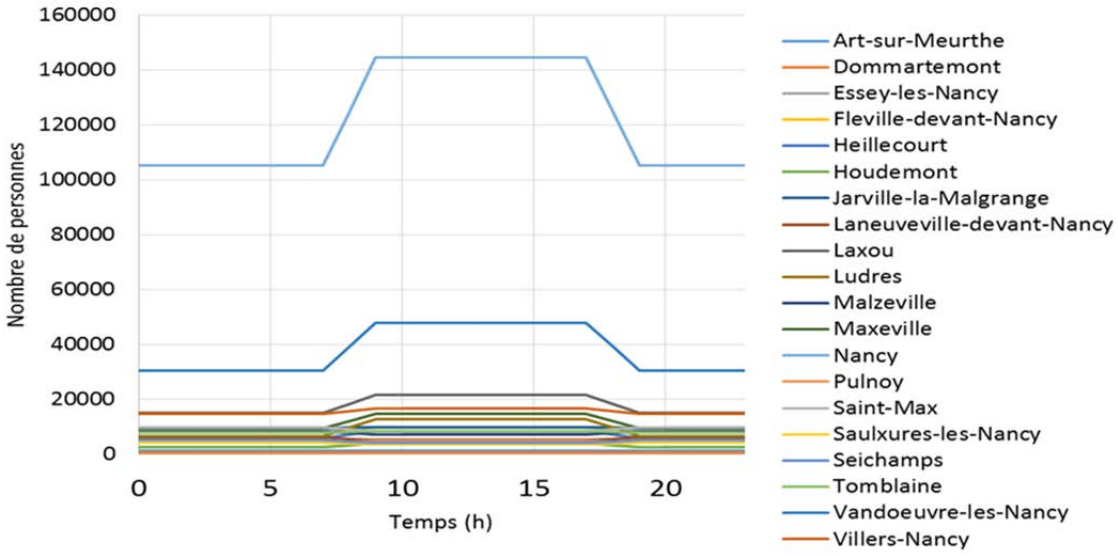


Figure 52 : Evolution de la population dans chaque commune du Grand-Nancy pendant les jours ouvrés

Le constat est que certaines communes « perdent » des habitants alors que d'autres en « gagnent » pendant les jours ouvrés. La figure 53 montre des exemples de communes qui perdent des habitants (à gauche) ou qui en gagnent (à droite).

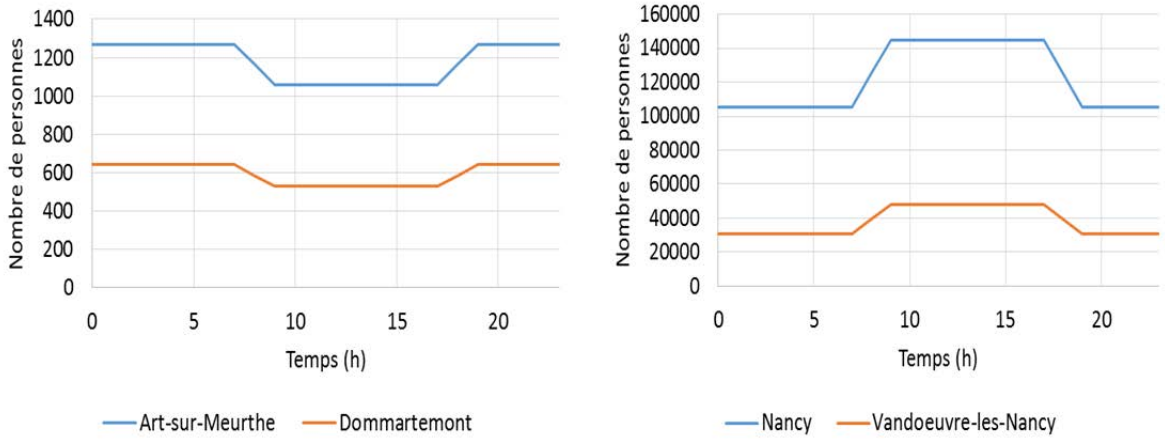


Figure 53 : Exemples de communes qui perdent des habitants (à gauche) ou qui en gagnent (à droite) pendant les jours ouvrés.

Les communes telles que Art-sur-Meurthe et Dommartemont perdent des habitants alors que Nancy et Vandoeuvre en gagnent. Pendant le week-end chaque commune est caractérisée par sa population légale. La commune de Nancy suivie de celle de Vandoeuvre, sont celles recevant la majorité des employés, élèves et étudiants résidents du bassin et non-résidents qui sont présents dans le bassin de collecte du Grand-Nancy pendant la journée pour l'exercice de leurs activités. Cette situation s'explique par le fait que Nancy est la commune du bassin qui concentre à elle seule plus de la moitié de l'activité commerciale du bassin (plus de 70% des magasins d'équipements ; près de 40% des hôtels et restaurants, etc.). Elle concentre également la plus grande partie de l'université avec aujourd'hui un détachement de certaines formations dans la commune de Vandoeuvre (Pôle d'Artem, Vélodrome, Brabois). Ainsi, le bassin du Grand Nancy abrite dans la journée une population bien supérieure à sa population légale (présente les nuits dans le bassin). En effet, 88% des résidents du bassin de collecte du Grand-Nancy restent travailler et étudier au sein du bassin. A ces derniers, il s'ajoute une population très importante pendant la journée provenant des communes extérieures au bassin et qui y viennent travailler et étudier et retournent chez elle le soir. Nancy et Vandoeuvre recoivent la majorité des travailleurs et étudiants.

7.2.2. Simulation du débit et de la pollution des eaux usées

7.2.2.1 Simulation du débit et de la pollution avec le modèle de Gernaey

Dans un premier temps, il est montré à la figure 54 la variation typique du débit et de la pollution ménagère des habitants du bassin de collecte des eaux usées de Gernaey et al. (2004 ; 2011) selon l'hypothèse de conception dudit modèle. Hypothèse selon laquelle, les résidents du bassin de collecte vont travailler hors du bassin et sont absents du bassin pendant la journée.

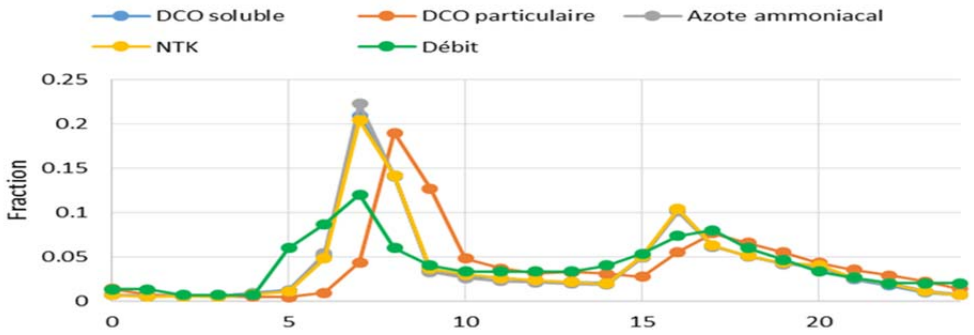


Figure 54 : Variations relatives du débit et de la pollution proposées par Gearney et al. (2004)

Ces variations journalières (figure 54) du débit et de la pollution présentent pour l'ensemble deux (2) pics au cours de la journée :

- le premier pic plus prononcé dans la matinée entre 5 h et 10 h. Il traduit la consommation d'eau accompagnée d'émission de polluants dans les eaux à travers les activités du matin par les résidents du bassin de collecte s'apprêtant à aller au travail ;
- le deuxième pic observé dans la soirée vers 17 h, traduit la consommation d'eau accompagnée d'émission de polluants dans les eaux à travers les activités du soir par les résidents du bassin de collecte du retour du travail ;
- aucun pic n'est observé dans la mi-journée, traduisant l'absence d'une population importante dans le bassin de collecte générant des eaux usées dans le bassin pendant cette période.

Ces variations sont typiques d'un mode de vie sans pause-déjeuner avec un retour vers le domicile assez tôt.

Une simulation de la variabilité des eaux usées d'autres bassins de collecte tel que celui du Grand-Nancy, avec ce modèle de Gernaey donne les variations de la figure 55.

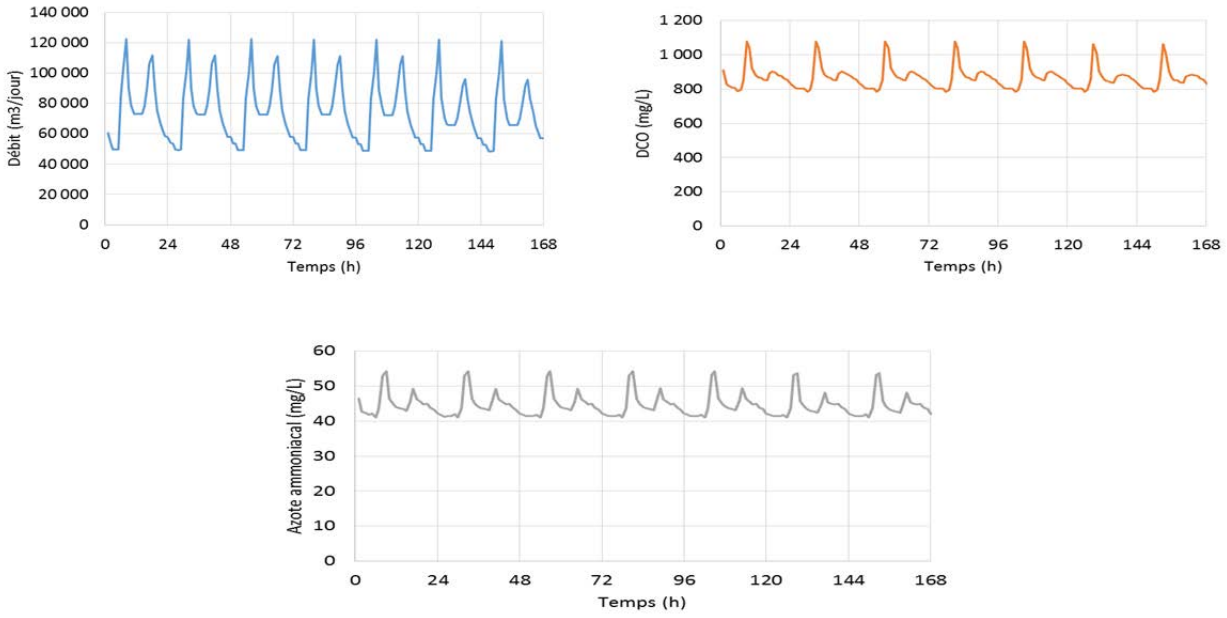


Figure 55 : Simulation sur une semaine (à partir de lundi 0h) du débit et de la composition de l'eau résiduaire en entrée de la station d'épuration de Nancy-Maxéville par le modèle typique de Gernaey

Ces simulations (figure 55) produisent des eaux résiduaires virtuelles en entrée de station d'épuration de Maxéville dans le Grand-Nancy, dont les évolutions à la fois en quantité et en

qualité sont très différentes des tendances expérimentales du bassin de collecte. Même en tenant compte des variations de population dans le bassin de collecte, les tendances expérimentales ne s'obtiennent toujours pas.

En effet, on observe systématiquement quelques soient les scénarii de perturbation envisagés, deux pics pour les variations, lesquels sont bien marqués pour la variation du débit. Pour cette simulation la constante de temps K_r a été fixée à 0.1 h. Même en l'augmentant jusqu'à 1 h, le débit présente toujours deux pics importants.

Ainsi ces simulations avec le modèle typique de Gernaey donnent des variations qui ne traduisent pas la réalité du mode de vie dans le bassin de collecte du Grand-Nancy caractérisé par une population importante dans le bassin et générant des eaux usées dans la mi-journée en plus de celles générées le matin et le soir. Et il en serait de même pour tous les autres bassins de collecte autres que celui de base pour le modèle de Gerneay.

Alors le modèle de Gernaey et al. (2004 et 2011) ne peut pas être utilisé en l'état pour la simlation de la variabilité des eaux usées d'autres bassins de collecte dont les réalités ou mode de vie ne sont pas les mêmes que le bassin de collecte de Gernaey. D'où l'idée d'intégrer à ce modèle la possibilité de modification du nombre d'EH dans le bassin de collecte pendant la journée évoquée et apliquée dans l'approche méthodologique relative au développement du nouveau modèle.

7.2.2.2 Simulation du débit et de la pollution avec le nouveau modèle en cours de développement

La figure 56 de la page suivante présente les variations relatives du débit et de la pollution des eaux usées de la Métropole du Grand-Nancy (variations à partir des données expérimentales).

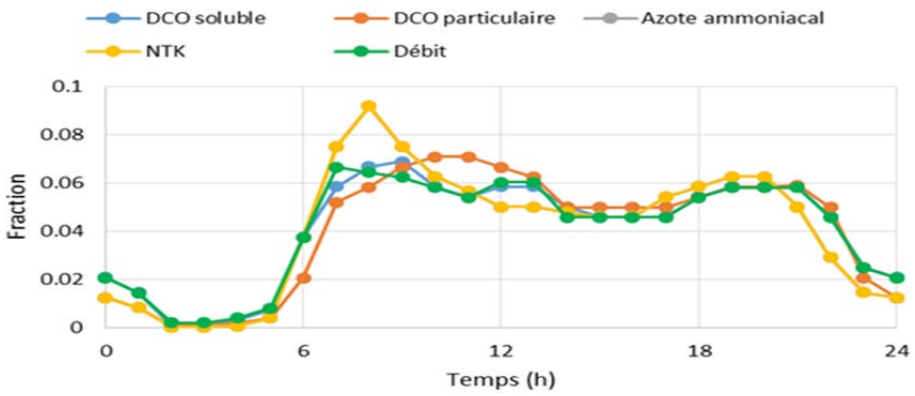


Figure 56 : Variations relatives du débit et de la pollution pour la métropole du Grand-Nancy

Ces variations contrairement à celles de la figure 54, présentent des pics dans la mi-journée en plus de pics observés dans la matinée entre 6 h et 12 h et le soir entre après 18 h. Les pics de la mi-journée traduisant une présence plus ou moins importante de population dans le bassin pendant cette période et qui génèrent des eaux usées liées aux activités de la pause déjeuner. Ce qui correspond au mode de vie dans le contexte français.

Une simulation sur 168 jours des variabilités des eaux du Grand-Nancy avec le nouveau modèle en cours de développement qui a intégré la possibilité de modification du nombre d'équivalent habitant dans le bassin de collecte pendant la journée, a donné des variations du débit et de la pollution des eaux usées en entrée de la STEP de Maxéville dans le Grand-Nancy de la figure 57 qui suit.

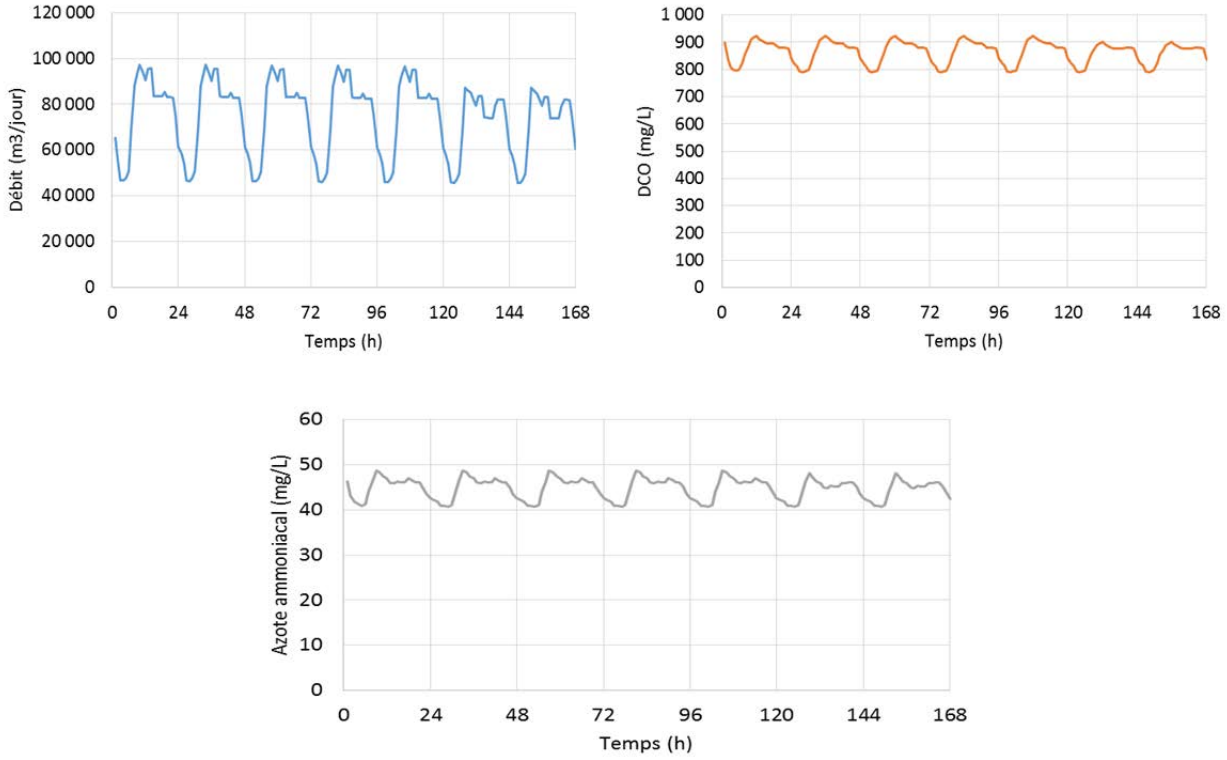


Figure 57 : Simulation sur une semaine (à partir de lundi 0h) du débit et de la composition de l'eau résiduaire en entrée de la station d'épuration de Nancy-Maxéville avec le modèle en cours de développement

Ces simulations produisent des eaux résiduaires virtuelles en entrée de la station d'épuration dont les évolutions à la fois en quantité et en qualité correspondent aux tendances observées expérimentalement.

En effet on observe trois pics pour le débit (tels que répartis expérimentalement au cours de la journée) ; lesquels traduisent respectivement la consommation d'eau accompagnée d'émission de polluants dans ces eaux à travers les activités du matin, de la mi-journée et du soir par les populations présentes dans le bassin de collecte aucours de la journée.

Contrairement à la simulation faite avec le modèle de Gernaey, la présente simulation ressort bien la production d'eaux usées pendant la mi-journée réflectant la présence de population dans le bassin pendant cette période. Ce qui correspond bien au mode de vie dans ce bassin.

Conclusion partielle

La simulation de la variation du débit et de la pollution des eaux usées virtuelles pour une entrée à la station de Maxéville dans le Grand-Nancy avec le modèle de Gernaey, ne tient pas compte du mode de vie français dudit bassin et ne reflète pas les variations réelles du bassin. Cela met en évidence la limite du modèle de Gernaey qui n'est calé que dans un seul contexte géographique (américain).

Le nouveau modèle en cours de développement qui intègre la possibilité de modification du nombre d'équivalent habitant présent dans un bassin de collecte pendant la journée intègre bien le mode de vie du bassin réflétant la pollution générée par les populations du bassin de collecte pendant toutes les périodes de la journée.

La levée de cette limte au modèle de Gernaey est très important car les simulations réflèteront les réalités des bassins de collecte et permettront de ne pas sous-estimer la quantité et la qualité des eaux usées entrant en STEP.

Le mode de vie et la variabilité de la présence humaine dans le bassin versant du Grand-Nancy expliquent bien les grandes tendances de variation relevées par les données des campagnes expérimentales.

CONCLUSION GENERALE

La présente étude a pour objectif général de fournir des connaissances spécifiques sur la variabilité des eaux usées urbaines des bassins versants de Cotonou au Bénin et du Grand-Nancy en France, et de disposer de données expérimentales pour le développement d'un modèle d'eau résiduaire à court ou moyen termes. Ce modèle le plus simple possible, inspiré de celui de Gernaey et al. (2011) devra s'appliquer à différents contextes géographiques et s'étendre à d'autres paramètres de pollution tels que les métaux lourds. Plusieurs constats se dégagent des investigations menées :

L'étude de la problématique des eaux usées en général et de celle des eaux usées dans les contextes béninois et français a permis cerner les défis ou enjeux à relever dans le secteur d'assainissement des eaux usées. Ainsi :

- la dépollution des eaux usées qui devrait être automatiquement une étape intégrante de la gestion de l'eau, n'est toujours pas effectuée ceci du fait de l'inexistence ou de l'insuffisance de ressources financières, matérielles et techniques, surtout dans les pays en développement à l'instar du Bénin. Cet état de chose impacte très négativement non seulement les écosystèmes aquatiques mais également la santé humaine et la productivité économique. Dans ces pays, les défis majeurs à relever passent par le renforcement et la mise en œuvre des politiques en matière d'assainissement des eaux usées pour un accès des populations aux infrastructures d'assainissement et à des ouvrages adaptés aux réalités de chaque milieu, l'éducation civique et la formation des populations aux bonnes pratiques d'usage, d'entretien et de maintenance des ouvrages déjà existants et de ceux à mettre en place ;

- à l'opposé dans les pays développés comme la France, le secteur de l'assainissement urbain bénéficie d'une grande attention de la part des autorités politico-administratives tant au niveau local que national et occupe le premier poste de dépense de protection de l'environnement. Dans ces pays développés, l'élimination des pollutions carbonée, azotée et phosphorée est maitrisée et plus ou moins bien assurée. Les défis à relever aujourd'hui sont l'amélioration durable de la performance des STEP et la maîtrise des micropolluants.

Aussi importe-t-il de prendre connaissance des caractéristiques géographiques, socio-économiques et culturelles des bassins d'étude que sont Cotonou et Grand-Nancy. A cet effet, on peut retenir les faits ci-après :

- le bassin de collecte de Cotonou situé dans la zone tropicale et caractérisé par un climat de type subéquatorial avec alternance de saisons de pluie et sèche, est moins grand et abrite une population plus élevée (avec une densité très élevée) que le bassin de collecte du Grand-Nancy caractérisé par un climat tempéré chaud sans saison sèche ;
- dans le Grand-Nancy, toute la population a accès à l'eau courante fournie par le service public avec une consommation moyenne par habitant et par jour de 148 Litres contre 51% des ménages qui ont accès à l'eau courante avec une consommation moyenne de 60 à 64 Litres/hbts par jour à Cotonou. Cela montre un fort niveau de vie des populations dans le grand Nancy comparativement à Cotonou. Aussi peut-on noter une différence notable dans les types d'aliments consommés par les populations du Grand-Nancy d'un côté et celles de Cotonou de l'autre. Tous ces faits se déteindent sur les débits et la composition physico-chimique des eaux usées produites, même si la fréquence des repas dans la journée reste pratiquement la même, à savoir trois repas en moyenne par jour (un dans la matinée, un à midi et un le soir) dans les deux milieux ;
- l'assainissement collectif est largement pratiqué à 99,89% avec seulement 258 habitations en assainissement non collectif dans le Grand-Nancy. Tous les habitants ont accès à un système d'assainissement dont le coût est intégré au coût de l'approvisionnement en eau (30% dans le prix de l'eau). Le nombre d'EH raccordé à la STEP est plus élevé dans le Grand-Nancy par rapport à celui de Cotonou. L'assainissement individuel est le type de système largement adopté à Cotonou ; mais les ouvrages qui sont conçus et utilisés dans ce cas sont par endroits défectueux et laissent s'échapper les eaux usées dans la nature, créant ainsi des situations d'insalubrité ;
- le secteur tertiaire prévaut dans les deux bassins de collecte, si bien que leurs agglomérations respectives qui abritent les plus grands pôles d'activités

économiques et de services, connaissent pendant la journée une augmentation importante de leur population, laquelle diminue en fin de journée.

Quant à l'étude de la variabilité spécifique du débit et de la pollution des eaux usées urbaines des deux bassins versants et à la comparaison dans les deux milieux, les observations suivantes sont faites :

- le débit horaire moyen des eaux usées en entrée de la STEP dans le Grand-Nancy est inférieur à la limite réglèmentaire admissible par temps sec qui est de 6 000 m^3/h. La variabilité journalière montre trois pics apparaissant respectivement vers 10 h, 14 h et 21 h (du lundi au vendredi), correspondant aux consommations d'eaux par la population présente dans le bassin de collecte pour les activités du matin, du midi et du soir. Les périodes de faibles débits correspondent aux périodes de travail (hors du domicile) et de sommeil, marquées par de faibles consommations d'eau. Les débits pendant les jours de week-end sont caractérisés par une diminution de 2% (les samedis) et 9% (les dimanches) avec un retard de 2 h observé dans l'apparition du premier pic de la journée ;
- les valeurs de pH dans les deux bassins bien que variables au cours de la journée, restent pratiquement constantes à des niveaux presque neutres (avec un coefficient de variation de 1%) et ne montrent pas de variabilité journalière claire, traduisant la capacité tampon élevée des eaux usées ;
- la conductivité dans les deux bassins au cours de la journée connaît une variation mais pas très grande. Ses valeurs sont caractéristiques des eaux usées hautement minéralisées, surtout pour celles du Grand-Nancy ;
- la turbidité des eaux usées de Cotonou est plus forte que celles des eaux usées du Grand-Nancy et elle est plus prononcée pendant la nuit ;
- les macropolluants (organique, azoté et phosphoré), dans les eaux usées de Cotonou sont en fortes concentrations. Cela correspond à une situation de faible consommation d'eau par les populations (en moyenne 60 à 64 L/hbt/jr) entraînant une faible dilution des eaux et par une importante intrusion dans le réseau des matières organiques non biodégradables. Ces teneurs en macropolluants ne sont pas conformes aux normes nationales et internationales

de rejet des eaux usées dans les écosystèmes aquatiques. Elles exigent par conséquent un traitement avant rejet. En entrée de la STEP les eaux sont moyennement biodégradables ; elles nécessitent une dénitrification et une déphosphatation mais la déphosphatation biologique ne semble pas adaptée. Par rapport aux valeurs de DCO, les variations journalières observées montrent une grande variabilité au cours de la journée tandis que la DBO_5 est pratiquement constante toute la journée. La variabilité journalière de la teneur en ammonium des eaux usées est forte avec des teneurs élevées pendant la journée où un pic est observé aux environs de 12 h. Quant au phosphore total il présente des teneurs dont une grande variabilité prévaut tout au long de la journée ;

- par rapport aux métaux, les eaux usées urbaines de Cotonou en sont chargées mais seul le fer s'y trouve en des concentrations qui dépassent les limites admissibles de rejet (normes marocaines). Elles renferment des éléments de terres rares dont les teneurs témoignent d'un début de pollution anthropique marquée par : i) un excès en Gadolinium dont les teneurs varient de 0,92 µg/L (au site de Midombo) à 3,28 µg/L (au site de Hindé) soit une variation de 6 pM à 21 pM et ii) un excès en Europium dont les concentrations varient de 0,23 µg/L (à Ste Cécile et Dantokpa) à 0,31 µg/L (à Vie-Nouvelle) soit une variation de 1,4 pM à 2 pM ;
- s'agissant des macropolluants (ou de polluants organique, azoté ou phosphoré), les eaux usées du Grand-Nancy en renferment à de faibles concentrations, correspondant à une situation de forte consommation d'eau par la population (en moyenne 148 L/hbt/jr). Ces eaux sont moins polluées que celles de Cotonou. Les jours de week-end sont marqués par une diminution des concentrations de 8% (les samedis) et 16% (les dimanches) et des charges journalières de 10% (les samedis) et 20% (les dimanches) pour la DCO. Il en est de même pour la DBO_5 avec une diminution de concentration de 15% (les samedis) et 24% (les dimanches) et des charges journalières de 11% (les samedis) et 21% (les dimanches). La matière organique de type tryptophanes (dans les proportions de 63%) constituent la majeure partie des matières organiques de ces eaux. La variabilité journalière de l'ammonium a présenté 2 pics vers 11 h et 21 h. Le NTK présente une diminution de charge journalière

de 7% (les samedis) et 8% (les dimanches) et leurs concentrations pendant les jours ouvrés et les jours de week-end sont similaires. Il est également noté que la diminution de la pollution azotée pendant les jours de week-end est moins importante que celle de la pollution organique pendant ces jours. La variabilité journalière du phosphore est marquée par un pic plus prononcé vers 12 h et un moindre pic vers 00 h. Les jours de week-end présentent aussi une diminution pour les teneurs en phosphore de 9% (les samedis) et 14% (les dimanches). Les eaux usées urbaines du Grand-Nancy sont facilement biodégradables et nécessitent une dénitrification couplée à une déphosphatation pour laquelle le procédé biologique ne semble pas adapté ;

- les concentrations en métaux dans les eaux usées du Grand-Nancy ne sont pas faibles. Leurs valeurs comme celles observées dans les eaux de Cotonou, se situent dans la gamme de forte concentration, excepté le Cd et le Co dont les concentrations se situent dans la gamme moyenne et le Cr dans la faible gamme. On note également une pollution en terres rares de ces eaux usées du Grand-Nancy, marquée par une prédominance en Europium (15 µg/L soit 97 pM).

La modélisation (simulation) de la variabilité des eaux résiduaires urbaines en entrée de la station d'épuration de Nancy-Maxéville au moyen de modèle de génération d'eaux usées virtuelles, est marquée par les faits suivants :

- la simulation de la variation du débit et de la pollution des eaux usées virtuelles pour une entrée en STEP dans le Grand-Nancy avec le modèle typique de Gernaey, n'a pas reflèté le mode de vie dans le bassin de collecte quelque soit le scénario de perturbation intégré au modèle. Cela met en évidence la limite du modèle de Gernaey qui n'est calé que dans un seul contexte géographique ;
- par contre la simulation des variations du débit et de la pollution des eaux usées virtuelles pour une entrée en STEP dans le Grand-Nancy, avec le nouveau modèle en cours de développement qui a intégré au modèle de base de Gernaey la possibilité de modification du nonbre d'EH présent dans le bassin de collecte pendant la journée, intègre et réflète bien le mode de vie dans le bassin ; ces variations sont similaires aux variations expérimentales réelles ;

- une simulation n'a pu être faite pour le bassin de collecte de Cotonou du fait que toutes les données ne sont pas encore disponibles pour tourner le modèle dans ce contexte ;
- les recherchent et le développement du modèle se poursuivent pour l'extension du modèle aux métaux lourds ainsi que son appliabilité au contexte de Cotonou.

En somme, le bassin de collecte de Cotonou présente une plus forte pollution de ses eaux usées urbaines tant en macropolluants qu'en micropolluants par rapport aux eaux usées urbaines du Grand-Nancy bien que l'Equivalent Habitant raccordé à la STEP de Cotonou (≈ 1200 EH) soit de loin plus faible que celui du Grand-Nancy (≈ 275 000 EH). La situation est surtout liée à la faible consommation d'eau par les populations de Cotonou ainsi qu'à l'intrusion dans le réseau des déchets, lixiviats de déchets, du lessivage des voix contribuant à charger les eaux en matières organiques non biodégradables. Mais on note une plus grande conductivité des eaux du Grand-Nancy ainsi qu'un excès en Europium plus élevé comparativement à ceux des eaux usées de Cotonou.

Le développement du modèle de génération des eaux usées s'inspirant de celui de Gernaey et qui s'étendra à d'autres paramètres de pollution ainsi que son adaptabilité à d'autres zones géographiques, est toujours en cours. Les recherches se poursuivent en la matière du côté français comme du côté béninois afin de faire de cet outil un véritable élément de gestion des stations d'épuration. Disposer du modèle de génération des eaux usées virtuelle est très intéressant surtout pour le gestionnaire des STEP. En effet, le modèle permettra de combler des lacunes de données, de donner des fréquences plus élevées à la dynamique des données, de créer divers scénarii de perturbation de variabilité des eaux usées en situation vituelles et de faire des prédictions de situations réelles. Il serait d'une très grande utilité pour le Bénin où les moyens financiers sont très limités pour des campagnes d'échantillonnage et d'analyses de laboratoire qui coutent très chères.

PERSPECTIVES

Comme perspetives nous avons :

- Etudier les mouvements de population au cours de la journée dans le bassin de collecte de la Cité Vie-Nouvelle de Cotonou ;
- Etudier la variabilité du stock d'eau souterraine en fonction des saisons dans le bassin de collecte de la Cité Vie Nouvelle ;
- Evaluer la consommation d'eau (puits et SONEB) par les populations du bassin de collecte de la Cité Vie Nouvelle ;
- Modéliser lesvariabilités des caractéristiques des eaux usées urbaines de Cotonou ;
- Finaliser le développement du modèle par son extension aux métaux lourds et l'appliquer aux deux contextes géographiques étudiés pour des simulations.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abegglen C. et Siegrist H. (2012). Micropolluants dans les eaux usées urbaines. *Etape de traitement supplémentaire dans les stations d'épuration. Edité* par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). Berne, Connaissance de l'environnement n° 1214 : 87 p.

Abouelouafa M., El Halouani, Kharboua M. et Berrichi A. (2002). Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux usées brutes de la ville d'Oujda: canal principal et Oued Bounaïm. Actes Inst. Agron. Vet. (Maroc), 2002, Vol. 22 (3): 143 – 150. Actes Editions, Rabat.

Adjahouinou D.C., Yehouenou B., Liady N.D.M. et Fiogbé E.D. (2014a). Caractérisation bactériologique des eaux résiduaires brutes de la ville de Cotonou (Bénin). Journal of Applied Biosciences 78:6705 – 6713. ISSN 1997–5902. http://dx.doi.org/10.4314/jab.v78i1.13.

Adjahouinou D.C. et Fiogbé E.D. (2014b). Concentrations of heavy metals in raw wastewaters of Cotonou city (Benin). Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES). ISSN: 2220-6663 (Print) 2222-3045 (Online). Vol. 5, No. 2, p. 534-541, 2014. http://www.innspub.net.

ADUAN (2015a). L'Atlas 2015 du Grand-Nancy à l'espace européen ; du sud Meurthe-et-Moselle au salon lorrain. Introduction. 18 p.

ADUAN (2015b). Chapitre 1 : Histoire urbaine, 21p.

ADUAN (2015c). Chapitre 2 : Paysages et environnement. 24 p.

ADUAN (2015d). Chapitre 3 : Population. 20 p.

ADUAN (2015e). Chapitre 4 : Réseaux et accessibilité. 20 p.

ADUAN (2015f). Chapitre 5 : Pratiques de mobilité. 18 p.

ADUAN (2015g). Chapitre 6 : Habitat et foncier résidentiel. 22 p.

ADUAN (2015h). Chapitre 7 : Equipements et services. 26 p.

ADUAN (2015i). Chapitre 8 : Emplois et entreprises. 22 p.

ADUAN (2015j). Chapitre 9 : Activités économiques. 32 p.

ADUAN (2015k). Chapitre 10 : Moteurs de développement économique. 22 p.

ADUAN (2015l). Chapitre 11 : Formation, recherche et innovation. 20 p.

ADUAN (2015m). Chapitre 12 : Tourisme, culture et patrimoine. 20 p.

ADUAN (2015n). Chapitre 13 : Espaces de projet. 43 p.

AFNOR (2001a). Qualité de l'eau. Tome 1. Réglementation, terminologie, contrôle qualité, analyseurs. 6è édition. Paris-France. 1volume (V-629 p). ISBN 2-12-179061-6.

AFNOR (2001b). Qualité de l'eau. Tome 2. Analyses organoleptiques, mesures physico-chimiques, paramètres globaux, composés organiques. 6è édition. Paris-France. 1 volume (V-629 p). ISBN 2-12-179062-4.

AFNOR (2001c). Qualité de l'eau. Tome 3. Eléments majeurs, autres éléments et composés minéraux. 6è édition. Paris-France. 1 volume (V-635 p). ISBN 2-12-179063-2.

AFNOR (2001d). Qualité de l'eau. Tome 4. Analyses biochimiques et biologiques, analyses microbiologiques. 6è éd. Paris-France. 1volume (V-695 p). ISBN 2-12-179064-0.

Agbossou E., Sanny S., Zokpodo B. et Abag J. (2003). Evaluation qualitative de quelques légumes sur le périmètre maraîcher de Houéyiho à Cotonou au Sud-Bénin. Bulletin de la Recherche agronomique du Bénin n° 42. p 1-12.

Agence de l'eau Seine-Normandie (2010). Mission éducative. Livre de bord professeurs. Chapitre 19 : les enjeux de l'eau dans le monde. p 119-125.

Ahokpossi Y. (2012). Analyse des phénomènes hydropluviométriques extrêmes en relation avec les inondations de Cotonou 2010. http://www.institut-numerique.org/analyse-des-phenomenes-hydropluviometriques-extremes-en-relation-avec-les-inondationd-de-cotonou-2010-523aaa1232ee5.

Ajahouinou D.C., Liady N.D. et Fiogbé E.D. (2012). Diversité phytoplanctonique et niveau de pollution des eaux du collecteur de Dantokpa (Cotonou-Bénin). International Journal Biological and Chemical Sciences 6 (5): 1938-1949, October 2012. ISSN 1991-8631. DOI : http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v6i5.4.

Aquawal S.A. (2009). Utilisation de l'eau par les ménages. Partie 3. Analyse des modes de production et de consommation. Focus, consommation finale des ménages.

Assaad A. Pontvianne S. et Pons M-N. (2017). Assessment of organic pollution of an industrial river by synchronous fluorescence and UV–vis spectroscopy: the Fensch River (NE France). Environ Monit Assess (2017) 189:229. doi 10.1007/s10661-017-5933-3.

Assaad A., Pontvianne S., Corriou et Pons M-N. (2015). Spectrophotometric characterization of dissolved organic matter in a rural watershed: the Madon River (N-E France). Environ Monit Assess (2015) 187: 188. doi 10.1007/s10661-015-4422-9.

Assaad A. (2014). Pollution anthropique de cours d'eau : caractérisation spatio-temporelle et estimation des flux. Thèse de Doctorat de l'Université de Lorraine, France. 213 p.

Association Santé Environnement France (2010). Pollution de l'eau : origines et impacts. Synthèse. 7 p.

Atibu E., Devarajan N., Laffite A., Giuliani G., Salumu J.A., Muteb R.C., Mulaji C.K., Otamonga J-P., Elongo V., Mpiana P.T. et Poté K. (2016). Assessment of trace metal and rare earth elements contamination in rivers around abandoned and active mine areas. The case of Lubumbashi River and Tshamilemba Canal, Katanga, Democratic Republic of the Congo. Chemie der Erde 76 (2016) 353–362. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemer.2016.08.004.

Atinkpahoun C.N.H., Soclo H. H., Pons M.N. et Leclerc J.P. (2018). Physico-chemical characterization of domestic wastewaters in the "Vie-Nouvelle" agglomeration, Cotonou, Benin. International Journal of Biological and Chemical Sciences 12(1): 542-557, February 2018. DOI : https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v12i1.42.

Atinkpahoun C.N.H., Le N.D., Pontvianne S., Poirot H., Leclerc J.P., Pons M.N., Soclo H.H. (2018). Population mobility and urban wastewater dynamics. Science of the Total Environment, 622-623, 1431-1437. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.087.

Atinkpahoun C.N.H. (2013). Etude, réalisation et exploitation pédagogique des systèmes d'épuration des eaux usées. Projet Technique et Pédagogique de fin de formation pour le Certificat d'Aptitude au Professorat de l'Enseignement Technique – eau et assainissement. Ecole Nationale Supérieure de l'Enseignement Technique, Bénin. 81 p.

Ayedun H., Arowolo T.A., Ghadebo A.M., Idowu O.A. (2017). Evaluation of rare earth elements in groundwater of Lagos and Ogun States, Southwest Nigeria. Environmental Geochemistry and Health, 39, 649-664.

Bacharou T., Houinou G., Adjovi E. et Adjiboicha M. (2012). Régime de consommation en eau et son utilisation dans le calcul des réseaux d'alimentation en eau potable. Rev. Ivoir. Sci. Technol., 19 (2012) 159 – 174 ISSN 1813-3290, http://www.revist.ci.

Bai S., Srikantaswamy S. et Shivakumar D. (2010). Urban Wastewater Characteristic and its Management in Urban Areas : A Case Study of Mysore City, Karnataka, India. J.

Water Ressource and Protection (2010), 2, 717-726. doi : 10.4236/jwarp.2010.28082. http://www.SciRP.org/journal/jwarp.

Baker A., Ward D., Lieten S., Periera R., Simpson E. et Slater M. (2004). Measurement of protein-like fluorescence in river and waste water using a handheld spectrophotometer. Water Research 38 (2004) 2934–2938. doi:10.1016/j.watres.2004.04.023.

Baker A., Inveraty R., Charlton M. et Richmond S. (2003). Detecting river pollution using fluorescence spectrophotometry: case studies from the Ouseburn, NE England. Environmental Pollution 124 (2003) 57–70. PII: S0269-7491(02)00408-6.

Baker, A. (2002). Fluorescence properties of some farm wastes: implications for water quality monitoring. Water Research, 36, 189–195.

Beaubien C. (2015). Toxicité de deux lanthanides (La, Ce) sur l'algue verte *Chlorella fusca.* Mémoire du grade de Maître ès sciences (M.Sc.) en sciences de l'eau. Institut National de la Recherche Scientifique Centre Eau Terre Environnement. Université du Québec, Canada. 107 p.

Becouze-Lareure C (2010). Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux. Thèse de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. France. 259 p.

Behra P., Cognet P., Debenest G. et Dufresne M. F. D. (2013). Chimie et environnement : cours, études de cas et exercices corrigés. Collection Sciences sup. Paris. Dunod. Volume 1. ISBN 978-2-10-056895-6. XV-415 p.

Bernier A. (2015). Caractérisation de la matière organique des eaux naturelles et traitées par spectroscopie de fluorescence 3D. Mémoire de Maitrise en Génie-Civil. Université de Laval, Québec, Canada. 145 p.

Bertrand-Krajewski J-L. (2006). Les polluants des rejets urbains de temps de pluie : natures, concentrations, flux, caractéristiques physico-chimiques, solides en suspension, et répartition temporelle durant les événements pluvieux. Cours d'Hydrologie Urbaine. Partie 7. INSA de Lyon, France. 48 p.

Bollmann U.E., Tang C., Eriksson E., Jonsson K., Vollertsen J. et Bester, K. (2014). Biocides in urban wastewater treatment plant influent at dry and wet weather: concentrations, mass flows and possible sources. Water Res. 60, 64–74.

Boutayeb M., Bouzidi A. et Fekhaoui M. (2012). Etude de la qualité physico-chimique des eaux usées brutes de cinq villes de la région de la Chaouia-Ouardigha au Maroc. Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Sciences de la vie n°34 (2). p 145 -150.

Branchu Ph., Rollin C. et Michaud V. (2010). Traitement extensif des surverses de réseaux unitaires par temps de pluie. Retour d'expérimentation par filtre planté de roseau. Novatech. 9 p.

Bressy A (2010). Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbains : effets de différents modes de gestion à l'amont. Thèse de l'Université Paris-Est. NNT : 2010PEST1051. Hal Id : tel-00582379. 331 p.

Brewer A.J., Ort C., Banta-Green C.J., Berset J.D., Field J.A. (2012). Normalized diurnal and between-day trends in illicit and legal drug loads that account for changes in population. Environ. Sci. Technol. 46, 8305–8314.

Brewer, A.J., Ort, C., Banta-Green, C.J., Berset, J.D., Field, J.A. (2012). Normalized diurnal and between-day trends in illicit and legal drug loads that account for changes in population. Environ. Sci. Technol. 46, 8305–8314.

Buffle J. (1998). Complexation reactions in aquatic systems : an analytical approach. In Analytical Chemistry (Ed. Ellis. Horwood. Series in Chisester).

Butler D. et Schütze M. (2005). Integrating simulationmodelswith a viewto optimal control of urban wastewater systems. Environ. Model Softw. 20, 415–426.

Butler D. et Gatt K. (1996). Synthetising dryweather flow input hydrographs: a Maltese case study. Water Science & Technology 34 (3–4), 55–62. PII: S0273-1223(96)00556-2.

Butler D., Friedler E. et Gatt K. (1995). Characterising the quantity and quality of domestic wastewater inflows. Water Sci. Technol. 31 (7), 13–24. Butler, D., Gatt, K., 1996. Synthetising dryweather flow input hydrographs: a Maltese case study. Water Science & Technology 34 (3–4), 55–62.

Camacho-Muñoz D., Martin J., Santos J.L., Aparicio I. et Alonso E. (2014). Occurrence of surfactants inwastewater: hourly and seasonal variations in urban and industrial wastewater from Seville (Southern Spain). Sci. Total Environ. 468, 977–984. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.020.

Campos F.F. et Enzweiler J. (2016) Anthropogenic gadolinium anomalies and rare earth elements in the water of Atibaia River and Anhumas Creek, Southeast Brazil. Environmental Monitoring and Assessment, 188, 281.

Casado-Martinez C. (2013). Ecotoxicité des terres rares. Fiche info. Eawag aquatic research. Oekotoxzentrum centre ecotox. 2 p.

Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ) (2016). Détermination du pourcentage de transmittance UV : méthode par spectrophotométrie UV-Visible, lecture à 254 nm, MA. 103-%TUV 1.0, rev. 3. 12p.

Chanpiwat P., Kim k-w. et Sthiannopkao S. (2008). Metal contents and its variation in wastewater aand sewage sludge : A case study of Bangkok Central wastewater treatment plants. Proceedings of International Symposia on Geoscience Ressources and Environnements of Asia terranes (GREAT 2008), 4th IGCP 516 and 5th APSEG, november 24-26, Bangkok, Thailand. 489-492 p.

Choubert J.M., Pomiès M., Martin Ruel, S. et Coquery M. (2011). Influent concentrations and removal performances of metals through municipal wastewater treatment processes. Water Sci. Technol. 63 (9), 1967–1973.

Chua H. (1998). Bio-accumulation of environmental residues of rare earth elements in aquatic flora *Eichhorniacrassipes* (Mart) Solms in Guangdong Province of China. The Science of the Total Environment 214, 79-85.

Cippola, S. et Maglionico, M. (2014a). Heat recovery from urban wastewater: analysis of the variability of flow rate and temperature. Energy and Building 69, 122–130.

Cippola, S. et Maglionico, M. (2014b). Heat recovery from urban wastewater: analysis of the variability of flow rate and temperature in the sewer of Bologna, Italy. Energy Procedia 45, 288–297.

Coalition Eau (2016). L'assainissement, l'enjeu oublié du changement climatique. Communiqué de presse 19 novembre – Journée Mondiale des Toilettes. 1 p.

Coalition Eau (2015). Eau et climat : Relever les défis pour un développement durable et juste. 16 p.

Comber, S., Gardner, M., Georges, K., Blackwood, D., Gilmour, D. (2013). Domestic source of phosphorus to sewage treatment works. Environ. Technol. 34 (10), 1349–1358.

Commission Européenne (2014). Directive n° 2014/101/UE de la Commission du 30 octobre 2014 modifiant la Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal officiel de l'Union Européenne du 31 octobre 2014. Page 32.

Communauté Européenne (2000). Directive n° 2000/60/CE du 23/10/00 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (dite Directive Cadre sur l'Eau). 77 p.

Conseil de l'Union Européenne (2013). Directive n° 2013/64/ UE du Parlement Européen et du Conseil du 17 décembre 2013 modifiant les Directives 91/271/CEE et 1999/74/CE du Conseil, et les Directives 2000/60/CE, 2006/7/CE, 2006/25/CE et 2011/24/UE du Parlement Européen et de Conseil, suite à la modification du statut de Mayotte à l'égard de l'Union Européenne. Journal officiel de l'Union Européenne du 28 décembre 2013. Page 8.

Conseil des Communautés Européennes (CCE) (1991). Directive Européenne n° 91/271 du 21/05/91 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines. Journal Officiel des Communautés Européennes n° L 135 du 30 mai 1991. 16 p.

Copp J.B. (2001). The COST simulation Benchmark : description and simulator manuel (a product of COST Action 624 and Action 682). European Cooperation in the field of Scientific and Technical Research.

Coutu S., Pouchon T., Queloz P. et Vernaz, N. (2016). Integrated stochastic modeling of pharmaceuticals in sewage networks. Stoch. Env. Res. Risk A. 30, 1087–1097.

Cui J., Zhang Z., Bai W., Zhang L., He X., Ma Y., L. Y., Chai Z. (2012) Effects of rare earth elements La and Yb on the morphological and functional development of zebrafish embryos. Journal of Environmental Sciences, 24(2), 209-213.

Dagot C et Laurent J (2014). Module d'enseignement ASTEP. Traitement des eaux usées urbaines. UVED. Limoges-France. 167 p.

Danielson A., Möller P., Dulski P. (1992) The europium anomalies in banded iron formations and the thermal history of the oceanic crust. Chemical Geology, 97 (1-2), 89-100.

Daughton, C.G. (2012). Real-time estimation of small-area populations with human biomarkers in sewage. Sci. Total Environ. 414, 6–21.

Degrémont SA. (2005). Mémento technique de l'eau. 10è édition. Paris. 2 volumes. ISBN 2-7430-0717-6. LXI-LV11, 1718-[66] p. Tome 1. 585 p.

Demoulière R., Bensaid-Schemba J., Berger L., Aït-Kaci A. et Rougier F. (2012). Les services publics d'eau et d'assainissement en France. Données économiques, sociales et environnementales. 5è édition. 88 p.

Deshayes S., Eudes V., Droguet C., Bigourie M., Gasperi J. et Moilleron R. (2015). Alkylphenols and phthalates in greywater from showers and washing machines. Water Air and Soil Pollution 226, 388.

Désille D. (2012). Intervenir pour l'assainissement dans les pays en développement. Les questions essentielles pour des services durables. Guide pratique. Paris-France. 53p.

Dhaoudi H (2008). Traitement des eaux usées urbaines. Les procédés biologiques d'épuration. Université virtuelle de Tunis. 30p.

Donner E., Eriksson E., Revitt D.M., Scholes L., Lutzhoft H.C.H. et Ledin, A. (2010). Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems. Science of Total Environment 408, 2444–2451. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.02.033.

Dovonou F., Aina M., Boukari M. et Alassane A. (2011). Pollution physico-chimique et bactériologique d'un écosystème aquatique et ses risques écotoxicologiques : cas du Lac Nokoué au Sud Bénin. International Journal of Biological and Chemical Sciences. Vol 5, n° 4. http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v5i4.23.

El Halouani H. (1995). Réutilisation des eaux usées en agriculture et leur impact sur l'environnement: cas de la ville d'Oujda. Thèse de l'Université Mohamed Premier, Faculté des Sciences, Oudja.

El Hamouri B, Mekrane M, Khallaayoune K, Merzouki M. et El Maroufy M. (1993). Performances de stabilization de la station d'Ouarzazate. Actes du séminaire : la recherche nationale dans le domaine Eau et Environnement, 18 – 19.

El Khatib R., Lartiges B.S., El Samrani A., Faure P., Huhou J. et Ghanbaja J. (2012). Speciation of organicmatter and heavy metals in urban wastewaters from an emerging country. Water Air Soil Pollution 223, 4695–4708.

Elskens M. (2010). Analyse des eaux résiduaires – Mesure de la pollution. Article Technique de l'Ingénieur. Ressources documentaires, Formation Conseil. p 4200.

Environment Protection Agency (EPA) (1995). Wastewater treatment manuals. Preliminary treatment. Ireland. ISBN 1-899965-22-X. 111 p.

Eriksson E., Andersen H. R. et Ledin A. (2008). Substance flow analysis of parabens in Denmark complemented with a survey of presence and frequency in various commodities. J. Hazardous Materials, 256, 240-259. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.12.022.

Eriksson E., Andersen H.R., Madsen T.S. et Ledin, A. (2009). Greywater pollution variability and loadings. Ecol. Eng. 35, 661–669. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.10.015.

Eriksson E., Auffarth K., Eilersen A.M., Henze M. et Ledin, A. (2003). Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater. Water SA 29, 135–146. ISSN 0378-4738.

Eriksson E., Auffarth K., Henze M. et Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. Urban Water 4, 85–104. PII: S14 62-0758 (01)00064-4.

Fernández-Arévalo T., Lizarralde I., Fdz-Polanco F., Pérez-Elvira S.I., Garrido J.M., Puig S., Poch M., Grau P. et Ayesa E. (2017). Quantitative assessment of energy and resource recovery in wastewater treatment plants based on plant-wide simulations. Water Res. 118, 272–288.

Flores-Alsina X., Mbamba C.K., Solon K., Vrecko D., Tait S., Batstone D.J., Jeppsson U. et Gernaey K.V. (2015). A plant-wide aqueous phase chemistry module describing pH variations and ion speciation/pairing in wastewater treatment process models. Water Res. 85, 255–265. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.022.

Flores-Alsina, X., Saagi, R., Lindbloom, E., Thirsing, C., Thornberg, D., Gernaey, K.V., Jeppsson, U. (2014). Calibration and validation of a phenomenological influent pollutant disturbance scenario generator using full-scale data. Water Res. 51, 172–185.

Fulazzaki A., Abdullah N.H., Yusoff M.A.R. et Paul E. (2015). Conditionning the alternating aerobic-anoxic process to enhance the removal of inorganic nitrogen pollution from a municipal wastewater in France. Journal of Cleaner Production 100 (2015), 195-201. www.elsevier.com/locate/jclepro. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.043.

Gao J., O'Brien J., Du P., Li X., Ort C., Mueller J.F. et Tahi, P.K. (2016). Measuring selected PPCPs in wastewater to estimate the population in different cities in China. Sci. Total Environ. 568, 164–170.

Gasperi J., Geara D., Lorgeoux C., Bressy A., Zedek S., Rocher V., El Samrani A., Chebbo G. et Moilleron R. (2014). First assessment of triclosan, triclocarban and paraben mass loads at a very large regional scale: case of Paris conurbation (France). Sci. Total Environ. 493, 854–861.

Gasperi J., Zgheib S., Cladière M., Rocher V., Moilleron R. et Chebbo G. (2012). Priority pollutants in urban stormwaters: part 2 – case of combined sewers. Water Res. 46, 6693–6703. doi:10.1016/j.watres.2011.09.041.

Gasperi J., Gromaire M.C., Kafi M., Moilleron R. et Chebbo G. (2010). Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion towet weather pollutant loads in combined sewer systems. Water Res. 44, 5875–5886. doi:10.1016/j.watres.2010.07.008.

Gbesso F.G.H., Akognongbe A.J.., Vissin E.W. (2015) Contamination of *Tilapia guineensis* by cadmium in Cotonou Channel. Revue de Géographie de l'Université de Ouagadougou, 1(4) 23-42.

Gernaey K. V., Flores-Alsina X., Benedetti L., et Jeppsson U. (2011). Dynamic influent pollutant disturbance scenario generation using a phenomenological modelling approach. Environmental Modelling & Software 26 (2011) 1255-1267. doi:10.1016/j.envsoft.2011.06.001.

Gernaey K. V., Rosen C. et Jeppson U. (2004). Benchmark long term : proposal for development of a model for influent data generation. Dept. of Industrial Electrical Engineering and Automation. Lund University, Lund, Sweden. 23 p.

Gonzalez V. Vignati D.A.L., Pons M.N., Montarges-Pelletier E., Bojic C., Giamberini L. (2015). Lanthanide ecotoxicity: First attempt to measure environmental risk for aquatic organisms. Environmental Pollution 199, 139-147. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.020.

Gray, S.R., Becker, N.S.C. (2002). Contaminant flows in urban residential water systems. Urban Water 4, 331–346.

Gret J. M., Gret J.G., Gret C.F. et Gret M.G. (2010). Choisir des solutions techniques adaptées pour l'assainissement liquide. Guide méthodologique n°4 eau et

assainissement pour tous. Stratégies Municipales Concertées (SMC). Programme coordonné par le Partenariat pour le Développement Municipal (PDM) et le Programme Solidarité Eau (Ps-Eau). 136 p.

Gromaire-Mertz M.-C., Chebbo G. et Saad, M. (1998). Origins and characteristics of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the experimental urban catchment “le Marais” in Paris. Water Science & Technology 37 (1), 35–43. PII : S0273-1223(97)00753-1.

Gujer W., Henze M., Mino T. et VanLoosdrecht M.C.M. (1999). Activated sludge model n°3. Water Science and Technology, 39 (1), p 183-193.

Guo W., Xu J., Wang J., Wen Y., Zhuo J. et Yan Y. (2010). Journal of Environmental Sciences 2010, 22(11) 1728–1734. doi: 10.1016/S1001-0742(09)60312-0.

Hatje V., Bruland K.W., Flegal A.R. (2015) Increases in anthropogenic gadolinium anomalies and rare earth element concentrations in San Francisco bay over a 20 years record. Environmental Science and Technology, 50, 4159-4168

Henze M. et Comeau Y. (2008). Wastewater Characterization. Biological Wastewater Treatment : Principles, Modelling and Design. IWA Publishing, London, pp 33–52.

Henze M. (2002). Wasterwater treatment : biological and chemical processes. Collection environnemental engineering. Springer-verlag. Paris. 3è édition. ISBN 3-540-42228-5. 430 p.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C., Marais G.v.R. et VanLoosdrecht M.C.M. (1999). Activated sludge model n°2. Water Science and Technology, 39 (1), p 165-182.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C. et Marais G.v.R. (1995). Activated sludge model n°2. (IAWPRC Scientific and Technological Report N°3), IAWQ, Londres.

Henze M., Grady C.P.L.Jr., Guyer W., Marais G.U.R. et Matsuo T. (1987). Activated sludge model n°1. (IAWPRC Scientific ans Technological Report, N°1), IAWPRC, Londres.

Hermann H., Nolde J., Berger S., Heise S. (2016) Aquatic ecotoxicity of lanthanum - A review and an attempt to derive water and sediment quality criteria. Ecotoxicology & Environmental Safety, 124, 213-238.

Hissler C., Hostache R., Iffly J.F., Pfister L., Stille P. (2015) Anthropogenic rare earth element fluxes into floodplains: Coupling between geochemical monitoring and hydrodynamic sediment transport modelling. Comptes Rendus Geoscience, 347, 294-303.

Houhou, J., Lartiges, B.S., Montarges-Pelletier, E., Sieliechi, J., Ghanbaja, J., Kohler, A. (2009a). Sources, nature, and fate of heavy metal-bearing particles in the sewer system. Sci. Total Environ. 407, 6052–6062.

Houhou, J., Lartiges, B.S., Hofmann, A., Frappier, G., Ghanbaja, J., Temgoua, A. (2009b). Phosphate dynamics in an urban sewer: a case study of Nancy, France. Water Res. 43, 1088–1100.

Hounkpe W.S.P., Adjovi E., Crapper M. et Aina M.P. (2013). Mise au point d'un système intégré de gestion des eaux usées. Rev. Sci. Technol., 21 et 22, p 154-173. ISSN 1813-3290. http://www.revist.ci.

Hudson N., Baker A. et Reynolds D. (2007). Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters—a review. River research and applications 23: 631–649 (2007). Published online 3 April 2007 in Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com). doi: 10.1002/rra.1005.

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

INSAE-Bénin, (2016a). Principaux indicateurs socio-démographiques et économiques (RGPH-4, 2013). 27p.

INSAE-Bénin, (2016b). Effectifs de la population des villages et quartiers de ville du Bénin. RGPH-4, 2013. 83 p.

INSAE-Bénin, (2005). Cahier des villages et quartiers de ville. Département du Littoral. 14 p.

INSAE et Seureca, (2014). Enquête socio-économique auprès des ménages sur la desserte en eau et assainissement. Réalisée dans le cadre de l'élaboration des plans directeurs d'assainissement des eaux usées de la conurbation de Cotonou, Abomey-Calavi, Sèmè-Podji et de la ville de Porto-Novo. 57 p.

INSEE (2010). Dynamique démographique sur le bassin de vie nancéen et prospective 2006 – 2031. Economie Lorraine n°29. www.insee.fr/lorraine. ISSN : 0293 – 9657.

Institut Sénégalais de Normalisation (ISN) (2001). Eaux usées : Normes de rejet. NS NS 05-061 Juillet 2001. 27 p.

Jarret M., Cavelier C. et Ducauze C. (1986). Caractérisation de la matière organique dissoute présente dans les eaux en cours d'affinage : Influence des traitements appliqués et du climat. Water Research volume 20, n° 12, pp 1477 – 1488.

Juhaishi D., Motelica-Heino M., Muller M., Le Milbeau C., Zocatelli R., Jozja N et Défarge C. (2016). Evaluation de la qualité physico-chimique des rejets urbains par temps de pluie (RUTP) sur des bassins versants de l'agglomération orléanaise. 10 p.

Kafi M., Gasperi J., Moilleron R., Gromaire M.C. et Chebbo, G. (2008). Spatial variability of the characteristics of combined wet weather pollutant loads in Paris. Water Res. 42, 539–549. doi:10.1016/j.watres.2007.08.008.

Kalinin A. et Louchkin I. (2010). Composition physico-chimique des rejets urbains de temps de pluie de la Volga moyenne en Russie. Novatech. 8 p.

Kamel S. (2003). Introduction à la modélisation en Biologie des Populations et des Ecosystèmes. M1 Ecologie Biodiversité Evolution –Faculté des Sciences d'Orsay –Université Paris Sud XI. Présentation power-point de 37 p.

Kanbouchi I., Souabi S., Chtaini A. et Aboulhassan M.A. (2014). Evaluation de la pollution des eaux usées mixtes collectées par le réseau d'assainissement de la ville de Mohammedia : cas d'un collecteur principal. Article original. Les technologies de laboratoire. Volume 8 n°34. P 162-171.

Kenmogne G. R. K., Rosillon F., Grelle H. M. et Nono A. (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-Caméroun). VertigO – la revue électronique en sciences de l'environnement (en ligne). Volume 10. N° 2 mis en ligne le 30 septembre 2010. http://vertigo.revues.org/10323. DOI : 10 400/vertigo.10323. 13 p.

Kiwa, N.V. (2006) Selection of anionic resins for NOM removal. BTO 042, 9-16.

Klaver G., Verheul M., Bakker I., Petelet-Giraud E., Négrel P. (2014) Anthropogenic Rare Earth Element in rivers: Gadolinium and lanthanum. Partitioning between the dissolved and particulate phases in the Rhine River and spatial propagation through the Rhine-Meuse Delta (the Netherlands). Applied Geochemsitry, 47, 186-197.

Kulaksiz S., Bau M. (2011a). Anthropogenic gadolinium as a microcontaminant in tap water used as drinking water in urban areas and megacities. Applied Geochemistry 26, 1877-1885.

Kulaksiz S., Bau M. (2011b) Rare earth elements in the Rhine River, Germany: First case of anthropogenic lanthanum as a dissolved microcontaminant in the hydrosphere. Environment International 37, 973-979.

Kulaksiz S., Bau M. (2013) Anthropogenic dissolved and colloid/nanoparticle-bound samarium, lanthanum and gadolinium in the Rhine River and the impending destruction of the natural rare earth element distribution in rivers. Earth and Planetary Science Letters 362, 43–50.

La Maison de Z à Z. (Inc). Les eaux usées. 145 – 151.

Labanowski J. (2004). Matière organique naturelle et anthropique : vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation. Thèse de Doctorat de l'Université de Limoges, France. 193 p.

Lai F.Y., Anuj S., Bruno R., Carter S., Gartner C., Hall W., Kirkbride K.P., Mueller J.F., O'Brien J.W., Prichard J., Thai P.K. et Ort C. (2015). Systematic and day-to-day effects of chemical-derived population estimates on wastewater-based drug epidemiology. Environmental Science & Technology 49, 999–1008.

Larsson T., Wedborg M. et Turner D., (2007). Correction of inner-filter effect in fluorescence excitation-emission matrix spectrometry using Raman scatter. Analytica Chimica Acta 583 (2007) 357–363. doi:10.1016/j.aca.2006.09.067.

Le Jallé C. et Désille D. (2008). Relever le défi de l'assainissement en Afrique, une composante clé de la gestion des ressources en eau. 13 p.

Le N.D. (2013). Relations entre la variabilité de la pollution Urbaine et le contexte socio-culturel du Bassin de collecte. Thèse de l'Université de Lorraine. 135 p.

Le Pen A. et Pronost J. (1998). Analyse, caractérisation et qualité des eaux usées. Office Internationale de l'Eau. Environnement et technique, Info-déchets-courants n° 181. 3 p.

Le-Bonté S. (2003). Méthodes multivariables pour la caractérisation des eaux usées. Thèse de l'Institut Polytechnique de Lorraine. 176 p.

Leix C., Drewes J.E., Ye L. et Koch K. (2017). Strategies for enhanced deammonification performance and reduced nitrous oxide emissions. Bioresour. Technol. 236, 174–185.

Leleyter L., Probsta J-L, Depetris P, Haida S., Mortatti J., Rouault R., Samuel J. (1999). REE distribution pattern in river sediments: partitioning into residual and labile fractions. C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la terre et des planètes / Earth & Planetary Sciences. 329, 54-52.

Levins R. (1966). The strategy of model building in population biology. American scientist, vol 54, n°4.

Lin C., He M., Li Y., Yang L., Liu R. et Yang Z. (2008). Rare earth element content in the SPM of Daliao river system and its comparison with that in the sediments, loess and soils in China. Journal of rare earths, Vol. 26, No. 3, Jun. 2008, p. 414.

Mailler R., Gasperi J., Coquet Y., Deshayes S., Zedek S., Cren-Oliv C., Cartiser N., Eudes V., Bressy A., Caupos R., Moilleron R., Chebbo G. et Rocher V. (2015). Study of large scale powdered activated carbon pilot : Removals of wide range of emerging and priority micropollutants from wastewater treatment plat effluents. Water Research 72 (2015) 315-330. www.elsevier.com/locale/watres. www.sciencedirect.com. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.047.

Massara T.M., Malamis S., Guisasola A., Baeza J.A., Noutsoopoulos C. et Katsou E. (2017). A review on nitrous oxide (N2O) emissions during biological nutrient removal from municipal wastewater and sludge reject water. Sci. Total Environ. 596, 16–123.

Matamoros V., Arias C., Brix H. et Bayona J.M. (2007). Removal of pharmaceutical and Personal Care products (PPCPs) from urban wastewater in a polot vertical flow constructed wetland and sand filter. Environnement and Science and Technologie 2007, 41, n°23, 8171-8177.

Matar Z. (2012). Influence de la matière organique dissoute d'origine urbaine sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux dans les milieux récepteurs anthropisés. Thèse de Doctorat de l'Université Paris-Est, France. HAL Id: pastel-00806323. https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00806323.

Matos C., Teixeira C.A., Duarte A.A.L.S. et Bentes, I. (2013). Domestic water uses. Characterization of daily cycles in the north region of Portugal. Sci. Total Environ. 458, 444–450. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.018.

Mayfielg D. et Fairbrother A. (2015) Examination of rare earth element concentration patterns in freshwater fish tissues. Chemosphere 120, 68–74. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.010.

Mbamba C.K., Tait S., Flores-Alsina X. et Batstone D.J. (2015). A systematic study of multiple minerals precipitation modelling in wastewater treatment. Water Res. 85, 359–370.

Mbéguéré M. (2002). Traitement des eaux usées domestiques et urbaines par voie naturelle sous climat tropical : étude des performances épuratoires de cinq écosystèmes artificiels terrestres au sein de mosaïques hiérarchisées d'écosystèmes artificiels. Thèse de Doctorat de 3è cycle en Sciences de l'environnement de l'Université de Cheikh Anta Diop de Dakar. 182 p.

Mercoiret L. (2010). Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités. Application aux agglomérations inférieures à 2000 Equivalent Habitants. Rapport final. 50 p.

Merschel G., Bau M. (2015) Rare earth elements in the aragonitic shell of freshwater mussel *Corbicula fluminea* and the bioavailability of anthropogenic lanthanum, samarium and gadolinium in river water. Science of the Total Environment. 533, 91-101.

Merschel G., Bau M., Baldewein L., Dantas E.L., Walde D., Bühn B. (2015) Tracing and tracking wastewater-derived substances in freshwater lakes and reservoirs: Anthropogenic gadolinium and geogenic REEs in Lake Paranoá, Brasilia. Comptes Rendus Geoscience, 347, 284-293.

Metcalf et Eddy (2003). eds. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse. Vol. 3rd Edition. 2003, Tata McGRAW-HILL.

Métropole Grand-Nancy (2016). Rapport annuel 2016 sur le prix et la qualité du service public de l'eau potable et de l'assainissement du Grand-Nancy. 83 p.

Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (MEDDE-France) et Ministère des affaires sociales, de la santé et des droits des femmes (MASSDF-

France). (2014). Plan d'Actions National sur l'Assainissement Non Collectif 2014–2019. 12 p.

Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transport et du Logement (MEDDTL-France) (2011). Plan d'action 2012-2018, pour une politique d'assainissement contribuant aux objectifs de qualité des milieux aquatiques. 12 p.

Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables – France (2007). Plan d'action 2007-2011 pour la mise aux normes de 'assainissement des eaux usées des agglomérations françaises. 14 p.

Ministère de l'Environnement - France (1994). Décret n° 94-469 du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.372-1 et L.372-3 du code des communes. Journal officiel du 8 juin 1994.

Ministère des Mines de l'Energie et de l'Eau (MMEE-Bénin) (2007). Stratégie nationale d'assainissement des eaux usées en milieu urbain (2008-2015). 29 p.

Ministère des Mines, de l'Energie et de l'Eau (2007). Stratégie nationale de l'approvisionnement en eau potable en milieu urbain (2006-2015). 27 p.

Ministère des Mines, de l'Energie et de l'Hydraulique (2005). Stratégie nationale de l'approvisionnement en eau potable en milieu rural 2005-2015. 21 p.

Ministères d'Etat, de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durable, de la Santé, de la Jeunesse et des Sports – France (2007). Arrêté du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et de leur efficacité, et aux dispositifs d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 1,2 kg/j de DBO_5. Journal officiel du 14 juin 2007.

MUHA et Sereuca, (2015). Plan Directeur d'Assainissement des Eaux Usées (Développement du scénario retenu). Mission d'élaboration des plans directeurs d'assainissement des eaux usées de la conurbation de Cotonou, Abomey-Calavi, Sème-Podji et de la ville de Porto-Novo. Rapport d'activité D. Version finale. 284 p.

MUHA (2015). Budget Programme 2016-2018. 123 p.

MUHA, PUGEMU, AGETUR et IGIP Afrique (2014). Mission d'actualisation du Plan Directeur d'Assainissement Pluvial de la ville de Cotonou. Rapport de faisabilité – Version définitive. Volume 1 : Rapport général. 122 p.

Nkambule T.I., Krause R.W.M., Haarhoff J. & Mamba B.B. (2011) Treatability and characterization of natural organic matter (NOM) in South African waters using newly developed methods. *Phy. Chem. of the Earth*, 36, 1159-1166.

Nopens I., Benedetti L., Jeppsson U., Pons M.N., Alex J., Copp J.B., Gernaey K.V., Rosen C., Steyer J.P. et Vanrolleghem P.A. (2010). Benchmark simulation model no 2: finalisation of plant layout and default control strategy.Water Science & Technology 62 (9), 1967–1974.

O'Brien J.W., Thai P.K., Eaglesham G., Ort C., Scheidegger A., Carter S., Lai F.Y. et Mueller J.F. (2014). A model to estimate the population contributing to the wastewater using samples collected on census day. Environmental Science Technology 48, 517–525.

Ohno T. (2002). Fluorescence Inner-Filtering Correction for Determining the Humification Index of Dissolved Organic Matter. Environ. Sci. Technol. 2002, 36, 742-746.

Olias M., Carlos R., Canovas J. (2017). Temporal variations of REE in several AMD sources of the Odiel River (SW Spain). Procedia Earth and Planetary Science 17, 706 – 709. doi: 10.1016/j.proeps.2016.12.160.

Oliveira S. et Sperling M. (2008). Reliability analysis of wastewater treatment plant. Water Research 42 (2008) 1182-1194. www.elsevier.com/locate/waters. www.sciencedirect.com. doi : 10.1016/j.watres.2007.09.001.

OMS (2015). Rapport 2015 du JMP de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement : faits essentiels. 4 p.

ONU (2013). La population mondiale devrait atteindre 9,6 milliards en 2050. Extrait du site de l'Association de Adéquations. 7 p.

Oulkheir S. (2002). Caractéristiques phisico-chimiques et microbiologiques des eaux usées de la ville de Kénitra. Mémoire de 3ème cycle, Faculté des Sciences de Kénitra, 79.

Pacheco M.E. et Bruzzone L. (2013). Synchronous fluorescence spectrometry : Conformational investigation or inner filter effect ? Journal of Luminescence 137 (2013) 138–142. http://dx.doi.org/10.1016/j.jlumin.2012.12.056.

Pagano G., Guida M., Tommasi F., Oral R. (2015) Health effects and toxicity mechanisms of rare earth elements—Knowledge gaps and research prospects. Ecotoxicology

and Environmental Safety, 115, 40-48. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2015.06.039.

Paing J., Guilbert A., Gagnon V. et Chazarenc F. (2015). Effect of climat, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of french vertical flow constructed wetlands : A survey based on 169 full scale systems. Ecological Engineering 80 (2015) 46-52. www.elsevier.com/locale/ecoleng. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.029.

Parlement Européen et le Conseil de l'Union Européenne (2013). Directive n° 2013/39/UE modifiant les Directives 2000/60/CE et 2008/105/CE, en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau. Journal officiel de l'Union Européenne du 24 août 2013. Page 1.

Parlement Européen et le Conseil de l'Union Européenne (2008). Directive 2008/105/CE du Parlement et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les Directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la Directive 2000/60/CE. Journal officiel de l'Union Européenne du 24 décembre 2008. Page 84.

Partenariat National de l'Eau (PNE) – Bénin (2010). Note technique sur les défis et orientations stratégiques de la lutte contre la pollution chimique des cours et plans d'eau au Bénin. 26 p.

Pasquini L., Görner T., Munoz J.F., Pons M.N., Boiteux V., France X. et De Donato P. (2011). Emerging pollutants resulting from domestic activity in urban wastewater: case of perfluorinated compounds. Techniques Sciences Méthodes 106 (10), 26–32.

Pernet-Coudrier B., Varrault G., Clouzot L., Rousselot O., Tusseau-Vuillemin M-H et Mouchel J-M. (2008). Caractérisation de la matière organique dissoute des rejets d'une importante station d'épuration et influence sur la biodisponibilité du cuivre. TSM Hydrologie urbaine numéro 11 - 2007 - 102e année. http://dx.doi.org/10.1051/tsm/200711035. http://tsm.astee.org. 8 p.

Picard L. et Lavoie J. (2006). Les risques biologiques reliés aux eaux usées. Fiche technique 19. Association paritaire pour la santé et la sécurité du travail secteur « affaires municipales » : Région de Montréal. http://www.apsam.com. 4 p.

Pignoti E., Dinelli E., Birke M. (2017) Geochemical characterization and rare earth elements anomalies in surface- and groundwaters of the Romagna area (Italy). Rendiconti Lincei-Scienze Fisiche e Naturali, 28(2) 265-279.

Plósz B.G., Leknes H., Liltved H. et Thomas K.V. (2010). Diurnal variations in the occurrence and the fate of hormones and antibiotics in activated sludge wastewater treatment in Oslo, Norway. Sci. Total Environ. 408, 1915–1924.

PNUE (1981). Convention relative à la coopération en matière de protection et de mise en valeur du milieu marin et des zones côtières de la région de l'Afrique de l'Ouest et du Centre. Entré en vigueur le 05/05/1984. 16 p.

Pons M.N., Assaad A., Oucacha C., Pontvianne S., Pollier B., Wagner P., Legout A., Guérold F. (2017) Nitrates monitoring by UV–vis spectral analysis. Ecohydrology & Hydrobiology, 17, 46-52.

Pons M.N, Spanjers H, Baetens D, Nowak O, Gillot S, Nouwen J, Schuttinga N. (2004). Wastewater Characteristics in Europe – A Survey, E-Water, ISSN 1994-8549. PPCPs in wastewater to estimate the population in different cities in China. Sci.

Présidence de la République du Bénin (1999). Loi n° 98-030 du 12 Février 1999, portant loi-cadre sur l'environnement en République du Bénin. 66 p.

Présidence de la République du Bénin (2001). Décret n° 2001-109 du 4 avril 2001 fixant les normes de qualité des eaux résiduaires en République du Bénin. 27 p.

Programme d'Aménagement des Zones Humides (PAZH) (2000). La pollution dans les zones humides du Sud-Bénin : état actuel, impacts, stratégies de suivi et de lutte. Rapport de consultation, Bénin. 57 p.

pS-Eau (2018). Accès à l'eau et à l'assainissement et gestion des services : 2 enjeux majeurs. https://www.pseau.org/fr/benin/contexte.

pS-Eau (2014). Les enjeux de l'eau et de l'assainissement. Fiche pays Bénin. 2 p.

Rabiet M. (2006). Contamination de la ressource en eau par les eaux usées dans un bassin versant Méditerranéen - Apport des éléments majeurs, traces et terres rares. Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier II (France) - Sciences et Techniques du Languedoc, 2006. HAL Id: tel-00126551. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00126551. 333 p.

Rabiet M. Brissaud F., Seidel J.L., Pistre S., Elbaz-Poullichet F. (2009). Positive gadolinium anomalies in wastewater treatment plant effluents and aquatic environment in

the Hérault watershed (South France). Chemosphere 75 1057–1064. doi:10.1016/j.chemosphere.2009.01.036.

Racault Y., Husson A., Delrue F. et Vedrenne J. (2010). Evaluation du procédé bioréacteur à membranes immergées (BRM). Convention cadre Agence de l'eau RMC – Cemagref. Action 9. France. 68 p.

Raven P. H., Berg L. R. et Hassenzahl D. M. (2008). Environnement. Traduction de la 6è édition américaine. Editions de Boeck Université, Bruxelles. Distribution Nouveaux Horizons-ARS, Paris. ISBN : 978-2-35745-012-7. 680 p.

Raweh S., Belghyti D., Al-Zaemey A. B., El-Guamr Y. et Elkharrim K. (2011). Qualité physici-chimique des eaux usées de la station d'épuration de la ville de S'anaa (Yémen). International Journal of Biological and Chemical Sciences 5 (1) : 1 – 10. ISSN 1991-8631.

Remili S. et Kerfouf A. (2013). Evaluation de la qualité physico-chimique et du niveau de contamination métallique (Cd, Pb, Zn) des rejets d'eaux usées d'Oran et de Mostaganem (littoral ouest algérien). Physio-géo (en ligne). Volume 7. Mis en ligne le 23 mars 2013. DOI : 10.4000/physio-geo.3258. http://physio-geo.revues.org/3258. p 65-182.

République du Bénin (2012). Document de politique nationale de L'hygiène et de l'assainissement du Bénin (PNHA). 42 p.

République du Bénin (2011). Plan d'action national de Gestion Intégrée des Ressources en Eau. Fiches d'action. 116 p.

République du Bénin (2010). Loi n° 2010-44 portant gestion de l'eau en République du Bénin. 23 p.

République du Bénin (2008). Politique nationale de l'eau. Version définitive. 51 p.

République du Bénin (1990). Loi n° 90-32 du 11 décembre 1990 portant Constitution de la République du Bénin. 56 p.

République du Bénin (1987). Loi n° 87-015 du 21 septembre 1987 portant code de l'hygiène publique. 19 p.

République Française (2006). Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA). Journal officiel du 31 décembre 2006.

République Française (1992). Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. Journal officiel n°3 du 4 janvier 1992, page 187.

République Française (1964). Loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964, relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre la pollution. Journal officiel du 18 décembre 1964 et rectificatifs journal officiel des 15 janvier et 6 février 1965. A15 – A35.

Ribau C., Lasry J-C., Bouchard L., Moutel G., Hervé C., Marc-Vergnes J-P. (2005). La phénoménologie : une approche scientifique des expériences vécues. Recherche en soins infirmiers n° 81. p 21 - 27. ISSN 0297-2964. doi : 10.3917/rsi.081.0021.

Rico, M., Andrés-Costa, M.J., Picó, Y., 2017. Estimating population size in wastewater based epidemiology. Valencia metropolitan area as a case study. J. Hazard. Mater. 323, 156–165.

Riou C. (1999). Géochimie des terres rares et des éléments traces associés dans les nappes et l'eau des sols hydromorphes : Application au traçage hydrologique. Thèse de Doctorat de l'Université de Rennes, France. ISSN : 1240-1498. ISBN : 2-905532-90-4. 273 P.

Rodier J., Legube B. et Merlet N. (2016). L'analyse de l'eau. Contrôle et interprétation. 10è édition Dunod. ISBN : 978-2-10-075412-0. 1759 p.

Rodriguez J., McIntyre N., Díaz-Granados M., Achleitner S., Hochedlinger M. et Maksimovi, C. (2013). Generating time-series of dry weather loads to sewers. Environ. Model Softw. 43, 133–143. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.02.007.

Roig B. (2007). Mesure sur site pour analyse rapide de la qualité des eaux. Article Technique de l'Ingénieur. Ressources documentaires, Formation Conseil. p 3900.

Rollat A., Guyonnet D., Plancon M., Tuduri J. (2016) Prospective analysis of the flows of certain rare earths in Europe at the 2020 horizon. Waste Management 49, 427-436.

Royaume du Maroc (RM) (2014). Préservation de la qualité des ressources en eau et lutte contre la pollution : Valeurs limites de rejet à respecter par les déversements (Normes de pollution). 23 p.

Rule K., Comber S.D.W., Ross D., Thornton A., Makropoulos C.K. et Rautiu R. (2009). Diffuse sources of heavy metals entering an urban waste water catchment. Chemosphere, 63 (2006), 64-72. www.elsevier.com/locate/chemosphere. doi : 10.1016/j.chemosphere.2005.07.052.

Saagi R., Flores-Alsina X., Kroll S., Gernaey K.V. et Jeppsson, U. (2017). A model library for simulation and benchmarking of integrated urban wastewater systems. Environ. Model. Softw. 93, 282–295.

Saagi R., Flores-Alsina X., Fu G., Butler D., Gernaey K.V. et Jeppsson, U. (2016). Catchment and sewer network simulation model to benchmark control strategies within urban R., wastewaters systems. Environ. Model. Softw. 78, 16–30. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.12.013.

Sadowski A. G. (2002). Méthode de calcul d'une filière de traitement. « Boues-activées – Très faible charge – Nitrification et dénitrification – Traitement du Phosphore ». 103 p.

Saizonou M., Youssao A., Gbaguidi M., Dovonou L., Soclo H. et Sohounhloué D. (2014). Contribution des eaux usées ménagères et de ruissellement dans la pollution des eaux du chenal de Cotonou au Bénin. International Journal of Innovation and Applied Studies. ISSN 2028-9324 Vol. 9 No. 1 Nov. 2014, pp. 293-306. http://www.ijias.issr-journals.org/.

Salgado R., Marques R., Noronha J.P., Mexia J.T., Carvalho G., Oehmen A. et Reis M.A.M. (2011). Assessing the diurnal variability of pharmaceutical and personal care products in a full-scale activated sludge plant. Environ. Pollut. 159, 2359–2367.

Schütze M., Butler D. et Beck B. (2002). Modelling, Simulation and Control of Urban Wastewater Systems. Springer (ISBN 1-85233-553-X. 362p).

Seidl M. (2006). Enjeux et pratiques de l'assainissement en Afrique Sub-Saharienne. 9 p.

Sharma K., Ganigue R., Yuan et Z. (2013). pH dynamics in sewers and its modeling. Water Research 47, 6086–6096.

da-Silva M. C. L. (2008). Effet de la variabilité du fractionnement de la pollution carbonée sur le comportement des systèmes de traitement des eaux usées par boues activées. Thèse de l'Institut National Polytechnique de Lorraine. France. 161 p.

Simeonov V., Stratis J.A., Samara C., Zachariadi G., Voutsa D., Anthemidis A., Sofoniou M. et Kouimitzis Th. (2008). Assessment of the surface water quality in Northern Greece. Water Research 37 (2003) 4119–4124. doi:10.1016/S0043-1354(03)00398-1.

Smets H. (2016). Le droit à l'eau : quelle quantité minimum ? Séminaire sur l'accessibilité de l'eau en Europe. 8 p.

Snip, L.J.P., Flores-Alsina, X., Aymerich, I., Rodríguez-Mozaz, S., Barceló, D., Plósz, B.G., Corominas, L.I., Rodriguez-Roda, I., Jeppsson, U., Gernaey, K.V., 2016. Generation of synthetic influent data to perform(micro)pollutant wastewater treatment modelling studies. Sci. Total Environ. 569–570, 278–290.

Snip, L.J.P., Flores-Alsina, X., Plósz, B.G., Jeppsson, U., Gernaey, K.V., 2014. Modelling the occurrence, transport and fate of pharmaceuticals in wastewater systems. Environ. Model. Softw. 62, 112–127.

Solon K., Flores-Alsina X., Mbamba C.K., Volcke E.I.P., Tait S., Batstone D., Gernaey K.V. et Jeppsson U. (2015). Effects of ionic strength and ion pairing on (plant-wide) modelling of anaerobic digestion. Water Res. 70, 235–245.

Song H. Shin W.J., Ryu J.S., Shin H.S., Chung H., Lee K.S. (2017). Anthropogenic rare earth elements and their spatial distributions in the Han River, South Korea. Chemosphere 172 (2017) 155-165. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.135.

Soro N., Ouattara L., Dongo K., Kouadio E. K., Ahoussi E. K., Soro G., Oga M-S., Savane I. et Biemi J. (2010). Déchets municipaux dans le District d'Abidjan en Côte d'Ivoire : sources potentielles de pollution des eaux souterraines. International Journal of Biological and Chemical Sciences 4 (6) : 2203 – 2219. ISSN 1991 – 8631.

Sperling M. (2007). Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal. Volume 1. Publishing. London, IWA (292 p).

Srinivasan V. (2014). Unpacking europium, the mainstay of the lighting industry.Down To Earth.Forthnightly on Politics of developpement environment and health. 25 Years. http://www.downtoearth.org.in/news/unpacking-europium-the-mainstay-of-the-lighting-industry-47080.

Stereau (2013). Le traitement des micropolluants pour la protection des milieux aquatiques. 6p.

Système d'Information sur l'Eau (SIE)-France (2016). Glossaire sur l'eau et les milieux aquatiques. www.glossaire.eaufrance.fr. 334 p.

Talebizadeh M., Belia E. et Vanrolleghem P.A. (2016). Influent generator for probabilistic modeling of nutrient removal wastewater treatment plants. Environ. Model. Softw. 77, 32–49.

Tepe N., Romero M., Bau M. (2014) High-technology metals as emerging contaminants: Strong increase of anthropogenic gadolinium levels in tap water of Berlin, Germany, from 2009 to 2012. Applied Geochemistry, 45, 191-197.

Tessier L. (2003). Transport et caractérisation des matières en suspension dans le bassin versant de la seine : Identification de signatures naturelles et anthropiques. Thèse de Doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. France. 323 p.

Thitanuwat B., Polprasert C. et Englande Jr. A.J. (2016). Quantification of phosphorus flows throughout the consumption system of BangkokMetropolis, Thailand. Sci. Total Environ. 542, 1105–1116.

Tilley E., Lüthi C., Morel A., Zurbrügg C. et Schertenleib R. (2008). Compendium of sanitation systems and technologies. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. Première édition (anglaise 2008 ; française 2009). ISBN 978-3-906484-45-7. 158 p.

Tricca A., Stille P., Steinmann M., Kiefel B., Samuel J., Eikenberg J. (1999). Rare earth elements and Sr and Nd isotopic compositions of dissolved and suspended loads from small river systems in the Vosges mountains _France/, the river Rhine and groundwater. Chemical Geology 160 (1999) 139–158. PII: S0009-2541_99.00065-0.

Trifuoggi M., Pagano G., Guida M., Palumbo A., Siciliano A., Gravina M., Lyons D.M., Burić P., Levak M., Thomas P.J., Giarra A., Oral R. (2017) Comparative toxicity of seven rare earth elements in sea urchin early life stages. Environmental Science & Pollution Research, 24(25) 20803-20810.

UNESCO, Veolia Water et pS-Eau (2004). Eau, Assainissement et Développement Durable. Les enjeux dans les pays en développement. 160 p.

UN-Water (2017). Les eaux usées, une ressource inexploitée. Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017. ISBN 978-92-3-200115-3. 184 p.

UN-Water et al (2010). De l'eau propre pour un monde sain. Journée mondiale de l'eau. 22 mars 2010. 6 p.

Vanrolleghem, P., Benedetti, L., Meirlaen, J., 2005. Modelling and real-time control of the integrated urban wastewater system. Environ. Model Softw. 20, 427–442.

Vasquez M.I. et Fatta-Kassinos D. (2012). Is the evaluation of “traditional” physicochemical parameters sufficient to explain the potential toxicity of the treated wastewater at sewage treatment plants ? Environmental Science and Pollution Research. ISSN 0944-1344. Environ. Sci. Pollut. Res. Doi : 10.1007/s11356-013-1637-6. 15 p.

Veolia Eau (2015). Station d’épuration de Maxéville. Présentation de la station. 5 p.

Veolia-Eau/Région Est (2014). Description d’une station d’épuration. Système d’assainissement : Grand-Nancy. Usine d’épuration de Maxéville. Fiche. 1 p.

WWAP (2010). L’eau dans un monde qui change. 3è rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau. Faits et chiffres. 15 p.

Yu H., Song Y., Tu X., Du E., Liu R. et Peng J. (2013). Assessing removal efficiency of dissolved organic matter in wastewater treatment using fluorescence excitation emission matrices with parallel factor analysis and second derivative synchronous fluorescence. Bioresource Technology 144 (2013) 595–601. http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.025.

Zgheib S., Moilleron R., et Chebbo G. (2012). Priority pollutants in urban stormwater : part 1–Case of sparate storm sewers. Water Research 46 (2012). 6683-6692. www.elsevier.com/locate/watres ; doi : 10.1016/j.watres.2011.12.012.

Zhang Y., Yin Y., Feng L., Zhu G., Shi Z., Liu X. et Zhang Y. (2011). Characterizing chromophoric dissolved organic matter in Lake Tianmuhu and its catchment basin using excitation-emission matrix fluorescence and parallel factor analysis. Water research 45 (2011) 5110-5122. doi:10.1016/j.watres.2011.07.014.

Zhao H. (2011). Analyse de la matière organique et ses propriétés dans l'environnement naturel en spectroscopie de fluorescence 3D traitée par PARAFAC. Thèse de l’Université du Sud Toulon, France. HAL Id: tel-00626538. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00626538.

Zorbas, Y.G., Kakurin, V.J., Charapakhin, K.P., Yarullin, V.L., Matvedev, S.N., 2003. Zinc measurements during hypokinesia and zinc supplementation in determining zinc retention during hypokinesia in normal subjects. Nutr. Res. 23, 869–878.

Zug M., Bellefleur D., Phan L. et Scrivener O. (1999). HORUS: a conceptual model of pollution simulation in sewer networks. Water Sci. Technol. 39 (9), 31–38.

ANNEXES

ANNEXES 1 : Plublications et communications dans le cadre de la présente thèse ;

ANNEXES 2 : Autres compositions typiques des eaux usees urbaines d'après d'autres auteurs ;

ANNEXES 3 : Assainissement des eaux usées urbaines

ANNEXES 4 : Variabilité du debit et de la pollution des eaux usées d'après plusieurs études et présentation des éléments de terres rares dans le tabaleau de mendeleïev ;

ANNEXES 5 : Matrices de corrélation ;

ANNEXES 6 : Profils normalisés des terres raraes dans les eaux de la SONEB et des eaux de puits sur les differents sites d'échantillonnage dans le bassin versant de cotonou.

ANNEXE 1

PUBLICATIONS ET COMMUNICATIONS SUR LES TRAVAUX DE LA PRESENTE THESE

▶ Publications

Publication 1 : Atinkpahoun C.N.H., Le N.D., Pontvianne S., Poirot H., Leclerc J.P., Pons M.N., Soclo H.H. (2018). Population mobility and urban wastewater dynamics. Science of the Total Environment, 622-623, 1431-1437. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.087.

Publication 2: Atinkpahoun C.N.H., Soclo H. H., Pons M.N. et Leclerc J.P. (2018). Physico-chemical characterization of domestic wastewaters in the "Vie-Nouvelle" agglomeration, Cotonou, Benin. International Journal of Biological and Chemical Sciences 12(1): 542-557, February 2018. DOI : https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v12i1.42.

Publication 3 : Rare Earth Elements (REE) in the urban wastewater of Cotonou (Benin, west africa) (Article en soumission)

▶ Communications

Communication Orale 1 : Les terres rares dans l'environnement aquatique : cas des eaux usées urbaines de Cotonou (Bénin). Journées scientifiques des 05, 06 et 07 février 2018 à l'EPAC/UAC/40ème anniversaire de l'EPAC,

Communication orale 2 : Variabilité de la pollution urbaine : de Cotonou à Nancy. Journées Scientifiques de la Zone Atelier Moselle à Nancy. Mai 2016 à Nancy.

Communication par Poster : Etude de la variabilité de la pollution des eaux usées pour la mise au point d'un outil de prédiction de leur composition. Séminaire 2016 de l'Ecole Doctorale RP2E à Nancy. 28 janvier 2016.

ANNEXE 2 :

AUTRES COMPOSITIONS TYPIQUES DES EAUX USEES URBAINES D'APRES D'AUTRES AUTEURS

Tableau $A_2$1 : Composition chimique typique des eaux usées domestiques d'après l'American Public Heath Association.

Tableau $A_2$2 : Composition des eaux usées urbaines d'après Dagot et al. (2014).

Tableau $A_2$3 : Composition des eaux usées urbaines d'après Le Pen et al. (1998).

Tableau $A_2$4 : Flux de pollution pour les eaux résiduaires urbaines en Europe de l'Ouest.

Tableau $A_2$1 : Composition chimique typique des eaux usées domestiques d'après l'American Public Heath Association

Matières (mg/L)	Pollution		
	Forte	**Moyenne**	**Faible**
Matières solides totales	1000	500	200
- Solubles	700	350	120
- Fixes	300	150	80
Matières en suspension totales	500	300	100
- solubles	400	250	70
- fixes	200	100	50
Matières dissoutes totales	500	200	100
- solubles	300	100	50
- fixes	200	100	50
- décantables (ml/L)	12	8	4
DBO_5	300	200	100
Oxygène consommé	150	75	30
Oxygène dissous	0	0	0
Azote total	85	50	25
- organique	35	20	10
- ammoniacal libre	50	30	15
- nitrite	0,1	0,05	0
- nitrate	0,4	0,20	0,1
Chlorures	175	100	15
Alcalinité (en $CaCO_3$)	200	100	50
Graisses	40	20	0

Source : Bötho et al., 1990

Tableau $A_2$2 : Composition des eaux usées urbaines d'après Dagot et al. (2014)

Paramètres	Moyenne	Echelle de variation
Débit	150 – 250 L/hab en fonction de l'agglomération, de la qualité et des spécificités des réseaux de distribution, des usages de l'eau	-
Matières solides totales	453 mg/L	-
Matières volatiles totales	217 mg/L	-
MES	145 mg/L	100 – 400
Matières volatiles en suspension	120 mg/L	-
DCO	288 mg/L	300 – 1000
DBO_5 ou DBO_7	154 mg/L	150 – 500
NTK	-	25 -100
NH_4	-	20 – 80
Nitrate	-	< 5
Nitrite	-	< 1
Phosphore total	-	5 – 20
pH	6,8 - 8,5	7,5 – 8,5
Acides gras volatils	8,5 à 20 mg/L	-
Acides gras non volatiles	0,1 à 1 mg/L	-
Acides gras supérieurs	Représentent 2/3 du contenu en acide gras	-
Protéines et acides aminées	45 à 50% de l'azote total	-
Rapport DBO_5/N/P	100/5/5 avec environ 10% de graisse, 40% de matières azotées et 50% d'hydrates de carbone.	-
1 EH	60 – 70 g de DBO_5 dissoute ; 120g de DCO, 70 – 90 g de MES avec 1/3 de matières minérales et 2/3 de matières organiques	-

Source : Dagot et al, 2014

Tableau $A_2$3 : Composition des eaux usées urbaines d'après Le Pen et al. (1998)

Paramètres	**Echelle de variation**	**Valeur moyenne**
MES	100 – 400 mg/L	250 mg/L
DBO_5	150 – 500 mg/L	300 mg/L
DCO	300 – 1000 mg/L	700 mg/L
COT	100 – 300 mg/L	-
NTK	30 – 100	80 mg/L
NH_{4+}	20 – 80 mg/L	60 mg/L
NO_3^-	< 1 mg/L	0
PT	5 – 25 mg/L	10 mg/L
pH	7 – 8	-

Source : Le Pen et al., 1998

Tableau $A_2$4 : Flux de pollution pour les eaux résiduaires urbaines en Europe de l'Ouest

Paramètres	Unité de mesure	Flux rejeté par hbt et par jr			
		< 5000 hbt	De 5000 à 10000 hbt	De 10000 à 50000 hbt	>50000 hbt
Débit	L	150	150 à 180	180 à 250	250 à 500
MES	G	90			
DBO_5	gO_2	60			
DCO	gO_2	Pas de valeur règlementaire			
Matières oxydables	gO_2	57 avec MO = $(2(DBO_5)a_{d2} + DCO_{ad2})/3$. Avec ad2 = après décantation pendant 2 h			
NTK	g de N	15			
PT	g de P	4			
AOX composés organohalogenés adsorbables	g de Cl	0,05			
Metox (métaux et métaloïdes	Sans unité	0,25			

Source : Rodier et al., 2016

ANNEXE 3 :

ASSAINISSEMENT DES EAUX USEES URBAINES

Figure $A_3$1 : Plan du réseau d'assainissement du Grand-Nancy (source : GEMCEA). En rouge les collecteurs principaux et secondaires unitaires. En brun les collecteurs principaux et secondaires séparatifs. En magenta, les zones denses (chevelus). En vert le réseau de la Vieille Ville.

Figure $A_3$2 : Synoptique simplifié du réseau d'assainissement du Grand-Nancy.

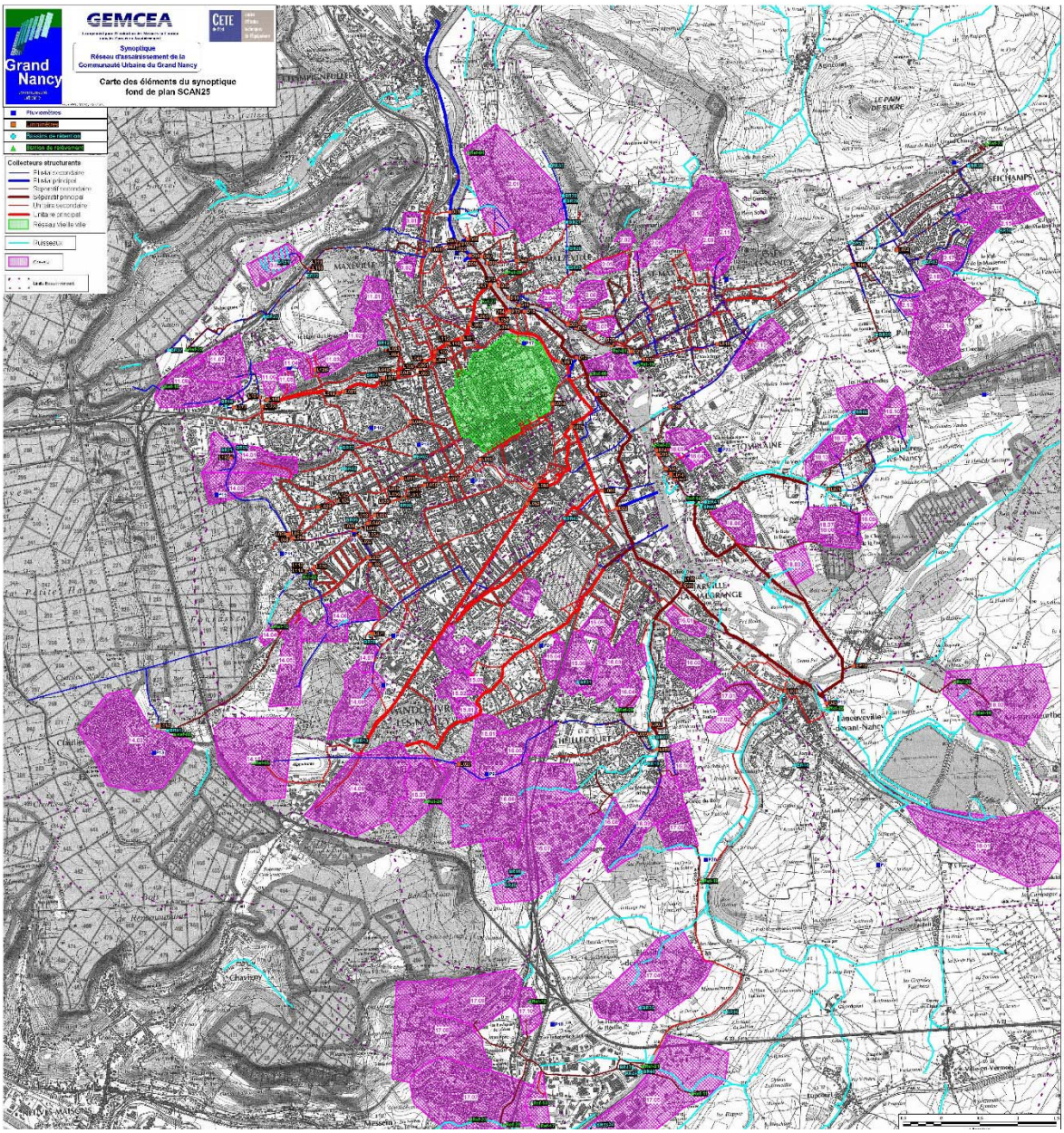


Figure $A_3$1 : Plan du réseau d'assainissement du Grand-Nancy (source : GEMCEA). En rouge les collecteurs principaux et secondaires unitaires. En brun les collecteurs principaux et secondaires séparatifs. En magenta, les zones denses (chevelus). En vert le réseau de la Vieille Ville.

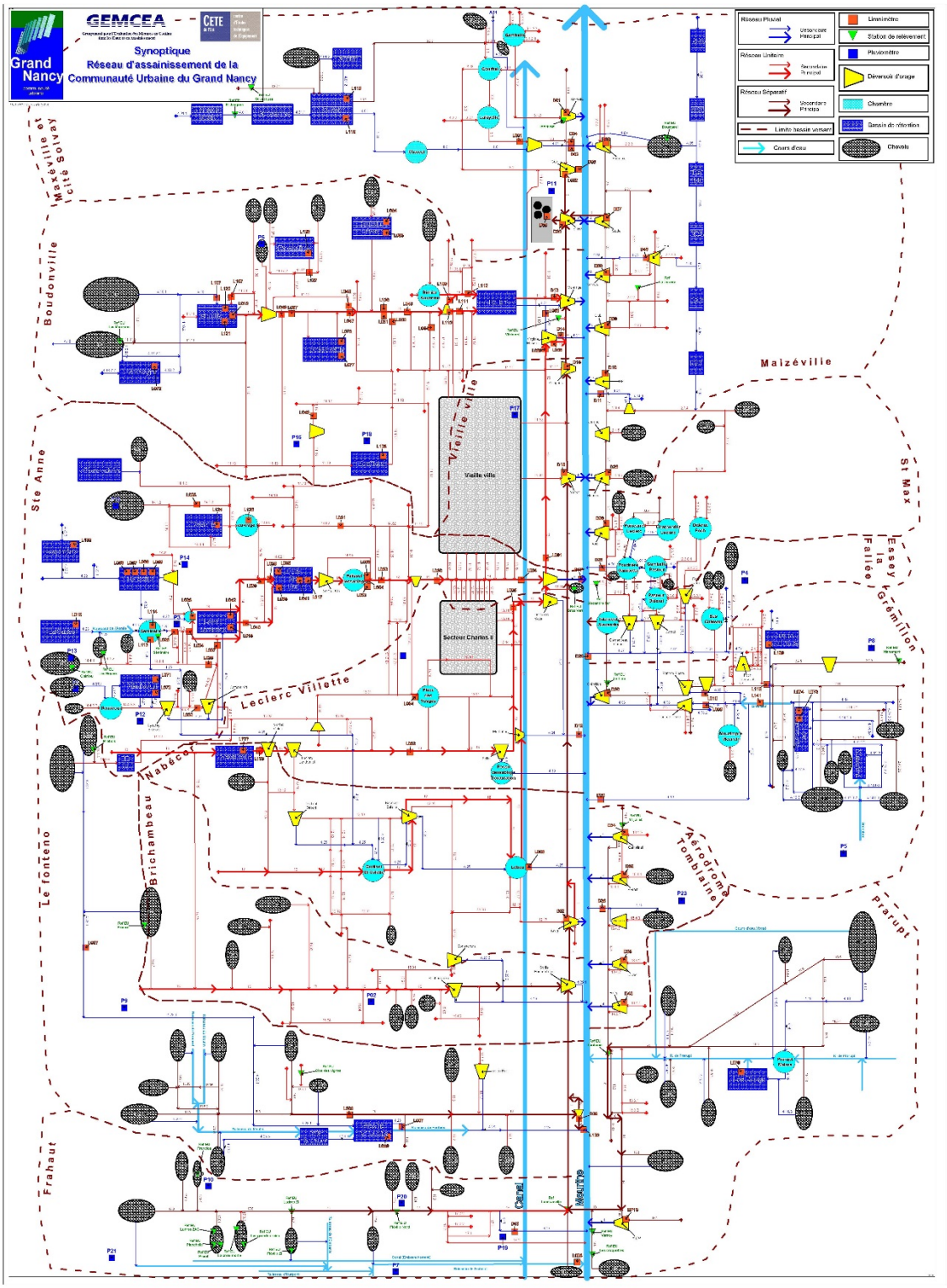


Figure A3 1 : Synoptique simplifié du réseau d'assainissement du Grand-Nancy.

ANNEXE 4

VARIABILITE DU DEBIT ET DE LA POLLUTION DES EAUX USEES D'APRES PLUSIEURS ETUDES ET PRESENTATION DES ELEMENTS DE TERRES RARES DANS LE TABALEAU DE MENDELEÏEV

Tableau $A_4$1 : Ordre de grandeur de débits journaliers d'eaux usées à l'exutoire de différents bassins versants de collecte.

Tableau $A_4$2 : Ordre de grandeur de concentration de quelques macropolluants dans les eaux usées brutes.

Tableau $A_4$3 : Données du Système d'Information sur l'Eau Rhin-Meuse en France (Calculs faits à partir des données de tous les jours secs de 2010 à 2014) pour les eaux usées en entrée de la STEP de Maxéville dans le bassin versant du Grand-Nancy

Tableau $A_4$4 : Présentation des éléments de terres rares dans le tableau de Mendeleïev

Tableau $A_4$1 : Ordre de grandeur de débits journaliers d'eaux usées à l'exutoire de différents bassins versants de collecte.

Sites	Débits	Références
Exutoire BV de Marais (41 ha avec 2 arrondissements) ; réseau unitaire	Temps sec : min – max – médiane Débit mesuré (l/s) : 44 - 231 - [74] Débit corrigé (l/s) : 44 - 74 - [48] Temps de pluie l/s : 129 -351 [179]	Kafi-Benyahia, 2006
Exutoire BV de Sébastopol (113 ha avec 6 arrondissements) ; réseau unitaire	Temps sec : min – max – médiane Débit mesuré (l/s) : 173 - 210 - [194] Débit corrigé (l/s) : 173 - 210 - [194] Temps de pluie l/s : 299 -915 [447]	
Exutoire BV de Quais (402 ha avec 4 arrondissements) ; réseau unitaire	Temps sec : min – max – médiane Débit mesuré (l/s) :524 - 901 - [820] Débit corrigé : 417 - 629 - [479] Temps de pluie l/s : 1086 -1700 [1495]	
Exutoire BV de Clichy centre (942 ha avec 11 arrondissements) ; réseau unitaire	Temps sec : min – max – médiane Débit mesuré (l/s) : 1434 - 3027 - [2610] Débit corrigé (l/s) : 1658 - 2680 - [2095] Temps de pluie l/s : 3354 -5633 [4144]	
Exutoire BV de Coteaux aval (1315 ha avec 8 arrondissements) ; réseau unitaire	Temps sec : min – max – médiane Débit mesuré (l/s) : 969 - 1769 - [1565] Débit corrigé (l/s) : 969 - 1769 - [1565] Temps de pluie l/s : 1534 - 3693 [2069]	
Exutoire BV de Clichy aval (2581 ha avec 13 arrondissements + Clichy + Ouen) ; réseau unitaire ;	Temps sec : min – max – médiane Débit mesuré (l/s) : 3129 - 3945 - [3586] Débit corrigé (l/s) : 2575 - 3925 - [3579] Temps de pluie l/s : 5033 - 8932 [6568]	
Exutoire Réseau pseudo-séparatif débouchant sur la STEP de Grasse-Roumiguières en France	800 - 1590 - 3600 m^3/j (min - moyen - maxi)	Racault et al, 2010
Exutoire réseau unitaire eaux usées de Marais (42 ha, urbaine dense, quartier résidentiel avec nombreux commerces et activités industrielles)	Temps sec : min – max Débits l/j/hbt : 338 – 549 Débits m^3/s : 0,048 – 0,077	Gromaire-Mertz, 1998

Sites	Débits	Références
Exutoire collecteur des Coteaux ; unitaire	Temps sec : Débits l/j/hbt : 398 – 485	
Eaux usées brutes entrée STEP de Clos de Hilde ; réseau 87% séparatif et 13% unitaire	Débit m^3/j : Fév : 65 197 ; Mars : 67 331 ; Mai : 58 118 ; Début juin : 62 153 ; Fin juin : 51 067 ; Août : 61 527 ; Sept : 56 943 ; Oct : 53 768 ; Nov : 59 881 ; Déc : 87 028 ; Janv : 96 635	Aminot, 2013
Eaux usées brutes entrée STEP de Louis Fargue ; réseau 60% unitaire et 40% séparatif	Débit m^3/j : Fév : 86 481 ; Mars : 89 929 ; Mai : 74 285 ; Début juin : 91 727 ; Fin juin : 63 691 ; Août : 126 233 ; Sept : 69 643 ; Oct : 67 944 ; Nov : 79 527 ; Déc : 183 496 ; Janv : 131 107	
Exutoire BV Ecully ; Résidentiel, moyennement dense ; 254 ha ; réseau majoritairement unitaire avec quelques horizons séparatif	Débit l/s : temps sec 17/03/2008 : Débit max journalier : 69 l/s ; Débit moy journalier : 37 l/s 07/04/2008 : Débit max journalier : 68 l/s ; Débit moy journalier : 39 l/s Débit l/s : temps de pluie 15/05/2009 : Débit max : 920 l/s 26/06/2009 : Débit max : 970 l/s	Becouze, 2010
Exutoire BV Chassieu, dominant industriel ; 185 ha ; réseau séparatif avec RUTP	Débit l/s : temps de pluie : 15/05/2009 : 1,73 ; 17/09/2009 : 230 l/s 26/06/2009 : 3,64 ; 08/12/2009 : 240 l/s 02/09/2009 : 0,61 ; 20/01/2010 : 280 l/s	
Réseau d'assainissement de la ville d'Abidjan (Côte-d'Ivoire)	Débit m^3/j 1998 : 162 323 ; 2000 : 176 966 ; 2002 : 193 186 ; 2005 : 220 888 Débit : l/hbt/j Population en habitat résidentiel : 0,45 Population en habitat économique : 0,80	Soro et al, 2010
Réseau assainissement ville de Dakar au Sénégal	Débit m^3/an : environ 67 000 000 par année avec une faible partie traitée en STEP ; Entrée sur un ensemble de 9 STEP (m^3/an) : 2008 : 9 602 124 ; 2009 : 12 626 407 2010 : 14 742 912	Gaye et al, 2010 2010 ; ONAS, 2011

Sites	Débits	Références
Ville d'Oran (Algérie), collecteur E1 de ceinture du centre-ville et d'Oran ; reçoit près des 80% des eaux usées de la ville	Débit m^3/j : 69 704 m^3/j eaux usées domestiques 24 935 m^3/j eaux usées industrielle	Remili et al, 2013
Sur l'ensemble du territoire Marocain	Débit m^3/an : Passé de 48 000 000 à 600 000 entre 1960 et 2005 pour atteindre 700 000 en 2010 et pourrait atteindre 900 000 en 2030. En entrée STEP en 2005 : 150 000 000	Royaume du Maroc, 2011
Grand-Nancy	Débit m^3/j : min : 23 208 ; max : 161 136 ; moy : 85 900 et débit l/j/hbt : 245	Le-Bonté, 2003
Pont à Mousson	Débit m^3/j : min : 4 416 ; max : 15 960 ; moy : 7 440 et débit l/j/hbt : 459	
Villey-Saint Etienne	Débit m^3/j : min : 48 ; max : 288 ; moy : 166 et débit l/j/hbt : 135	
Colombey-les Belles	Débit m^3/j : min : 60 ; max : 240 ; moy : 175 et débit l/j/hbt : 153	
Rejet urbain collecteur Z, ville de Mohammedia au Maroc ; réseau unitaire	Débit m^3/an 500 000 000 m^3 en 2000 et devrait passer à 700 000 000 m^3 en 2020	Kanbouchi et al., 2014

Tableau $A_4$2 : Ordre de grandeur de concentration de quelques macropolluants dans les eaux usées brutes (x – x : min – max ; * : 1 er décile ; ** : 9è décile ; (x) : moyenne ; [x] : médiane ; TS : Temps Sec ; TP : Temps de pluie)

Sites	pH	Cond (µS/cm)	Turb (NTU)	MES (mg/L)	DBO_5 (mg/L)	DCO (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	NTK (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	Références
Entrée STEP « Clos de Hile », TS	-	-	-	(250) ± 50	-	(510) ± 110	(43) ± 7	-	-	Aminot, 2013
Entrée STEP « Louis Fargue », TS	-	-	-	(220) ± 50	-	(430) ± 70	(34) ± 6	-	-	
Exutoire Bassin versant d'Ecully, TS	-	-	-	(204)	-	(603)	-	-	-	Becouze, 2010
Exutoire Bassin versant d'Ecully, TP	-	-	-	57 –284 [131]	-	104 – 494 [231]	-	-	-	
Exutoire Bassin versant Chassieu, TP	-	-	-	24 –230 [81]	-	37 – 273 [74]	-	-	-	
Rejet TP à Ecully	-	-	-	56,4 – 284 (138)		104 – 494	-	-	-	Dembélé, 2010
Rejet TP, Chassieu	-	-	-	24,1 – 230 (89,3)		31,6 – 273	-	-	-	
Exutoire BV Marais, TS	-	-	-	111-194	115–212	246 – 465	10 – 12	-	-	Gromaire-Mertz, 1998
Exutoire BV Marais, TP	-	-	-	121*-519** [221]	81* 262** [139]	190* 639** [331]	-	-	-	
Exutoire BV Marais, TS	8,54* 8,60** [8,57]	905* 1084** [1003]	-	153* 252** [218]	132* 198** [156]	359* 597** [535]	-	28* 47** [29]	-	Kafi-Benyahia, 2006
Exutoire BV Sébastopol, TS	8,12* 8,20** [8,18]	1198* 1389** [1265]	-	158* 204** [170]	120* 200** [183]	334* 409** [353]	-	35* 36** [36]	-	
Exutoire BV Quais, TS	8,07* 8,23**	982* 1145** [1051]	-	173* 238** [188]	166* 230** [185]	347* 597** [388]	-	35* 42** [37]	-	

Sites	pH	Cond (µS/cm)	Turb (NTU)	MES (mg/L)	DBO_5 (mg/L)	DCO (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	NTK (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	Références
	[8,21]									
Exutoire BV Clichy centre, TS	8,06* 8,47** [8,27]	1051* 1197** [1121]	-	166* 221** [189]	138* 200** [191]	322* 477** [402]	-	31* 42** [38]	-	
Exutoire BV Coteau aval, TS	8,11* 8,21** [8,13]	1148* 1167** [1150]	-	201* 211** [214]	141* 174** [158]	395* 511** [427]	-	38* 40** [40]	-	
Exutoire BV Clichy aval, TS	8,13* 8,55** [8,23]	1073* 1184** [1120]	-	191* 243** [208]	162* 201** [190]	340* 473** [403]	-	34* 43** [36]	-	
Exutoire BV Marais, TP	7,6* 8,2** [7,9]	303* 652** [435]	-	196* 462** [303]	108* 290** [241]	294* 739** [496]	-	13* 30** [23]	-	
Exutoire BV Sébastopol, TP	7,7* 8,2** [7,9]	705* 851** [789]	-	196* 462** [303]	108* 290** [241]	294* 739** [496]	-	13* 30** [23]	-	
Exutoire BV Quais, TP	7,6* 8,1** [7,9]	378* 819** [501]	-	186* 356** [265]	120* 216** [125]	292* 514** [336]	-	18* 32** [24]	-	
Exutoire BV Clichy centre, TP	7,4* 8,1** [7,7]	513* 928** [733]	-	187* 320** [250]	119* 207** [151]	307* 482** [408]	-	15* 35** [28]	-	
Exutoire BV Coteaux aval, TP	7,2* 8,1** [7,7]	370* 781** [550]	-	277* 401** [381]	140* 209** [190]	409* 682** [569]	-	20* 36** [30]	-	
Exutoire BV Clichy aval, TP	7,6* 8,0** [7,8]	303* 816 ** [634]	-	203* 297** [259]	102* 201** [140]	286* 487** [386]	-	29* 40** [35]	-	
Collecteur E1 ville d'Oran, Algérie ; TS	(8,21) ±1,28	-	-	(47,3) ± 18,7	(164) ± 38	-	-	-	-	Remili et al, 2013

Sites	pH	Cond (µS/cm)	Turb (NTU)	MES (mg/L)	DBO_5 (mg/L)	DCO (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	NTK (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	Références
Rejet urbain Mostaganem, Algérie, TS	(7,93) ±0,36	-	-	(33,8) ±10,5	(80,3) ± 16,7	-	-	-	-	
Entrée STEP ville de S'anaa au Yémen, TS	-	1838 – 2198,8 (2028) ± 137	-	680 – 885 (813,5) ± 9,14	7,21-7,55 (7,43) ± 0,114	1784-1960 (1888,53) ± 87,89	131,93 - 166,63 (149,28) ± 24,54	-	97,77 – 112,77 (107,3) ± 5,83	Raweh et al, 2013
Entrée station de Nancy, Eté, TS	-	-	35 –126 (30) ± 24 53 – 70 (175) ±61	-	60 –180 (135) ± 37 160 – 60 (217) ±48	169 – 618 (432) ±150 140 – 831 (384) ±175	34 – 54 (43) ± 5	-	-	da-Silva, 2008
Entrée station de Nancy, TS, Automne	-	-	65 –189 (129) ±24	-	20 – 60 (30) ±15	222 – 610 (457) ±145	27 – 50 (40) ±6	-	-	
Entrée station de Nancy, Hiver, TS	-	-	53 –194 (122) ± 38	-	10 –180 (157) ± 17	208 – 757 (497) ±183	23 – 58 (36,4) ±6	-	-	
Entrée station de Nancy, Printemps, TS	-	-	192-351 (275) ±37	-	-	266 – 555 (384) ±175	28 – 47 (36,5) ± 4	-	-	
Entrée station Pont à Mousson, Automne, TS	-	-	170-392 (270) ±51	21-336 (101) ±51	100-210 (173) ±29	255 – 563 (441) ±100	20 – 37 (26,9) ±3	-	-	
Entrée STEP Nancy, Eté, TS	-	-	(199) ±56 (126) ±35	-	-	(189) ± 49 (155) ± 78	(35) ± 8 (33) ± 8	-	-	Pasquini, 2013
Entrée STEP Nancy, Hiver	-	-	(264) ± 37	-	-	(109) ± 57	(37) ±10	-	-	
Entrée STEP Pont à Mousson, TS, Eté	-	-	(297) ±215 (123) ± 32	-	-	(355) ± 64 (250)± 69	(50) ± 10 (35) ± 5	-	-	
Entrée STEP Pont à Mousson, TS, Hiver	-	-	(215) ± 44	-	-	(234) ± 69	(68) ± 14	-	-	
Entrée STEP Nancy, TS	7,11* 7,82** [7,44]	540* 1380** [1015]	51* 225** [140]	-	-	56* 344** [192] dco filtré	10* 50** [30]	-	-	Le-Nang, 2013

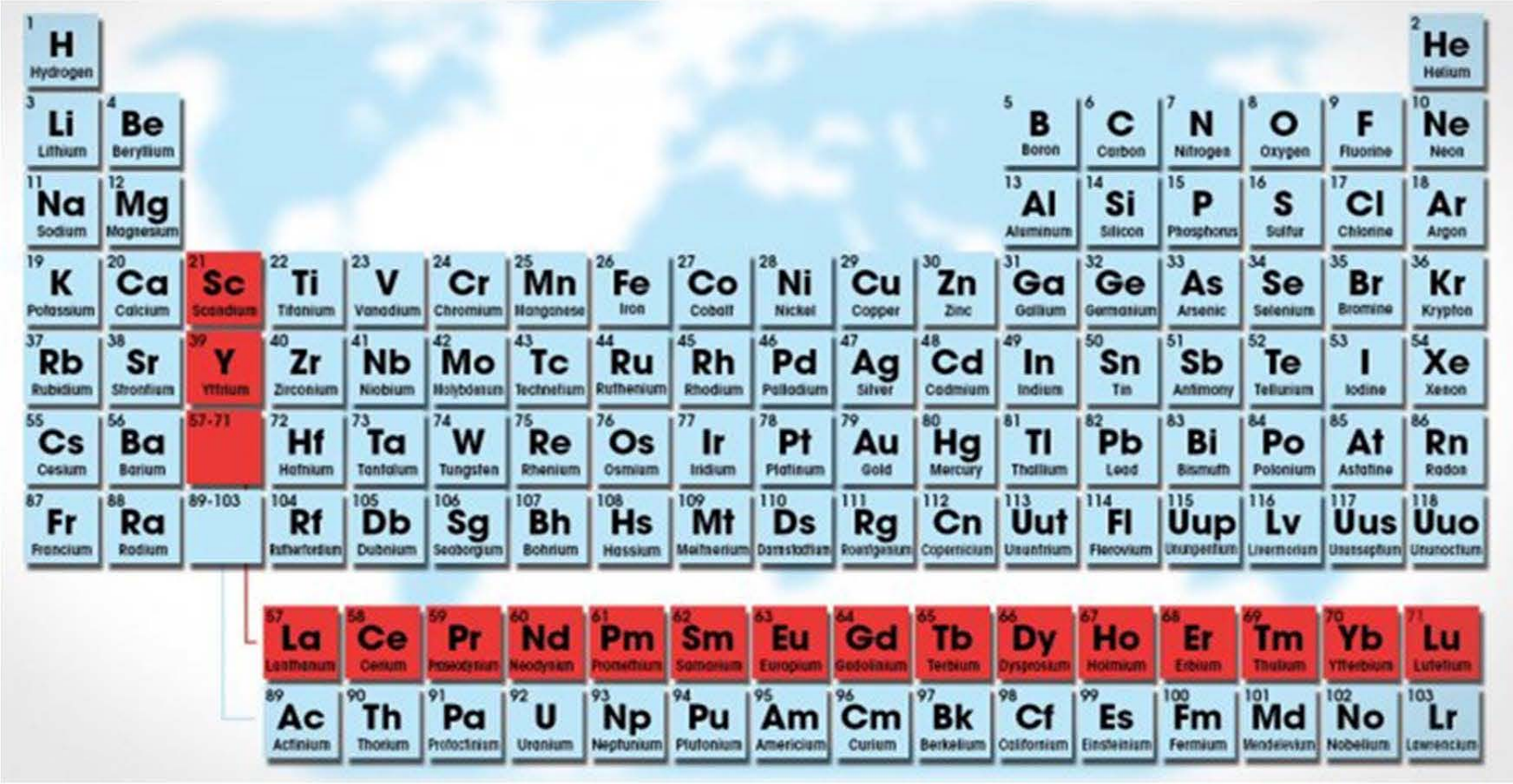
Sites	pH	Cond (µS/cm)	Turb (NTU)	MES (mg/L)	DBO_5 (mg/L)	DCO (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	NTK (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	Références
Entrée STEP Pont à Mousson, TS	7,02* 7,7** [7,57]	1010* 1820** [1656]	143* 340** [223]	-	-	169* 383** [287] dco filtré	40* 76** [58,7]	-	-	
Réseau Fléville, TS	7,44* 7,97** [7,72]	960* 1380** [1203]	45* 232** [153]	-	-	128* 346** [238] dco filtré	16* 63** [37]	-	-	
Réseau Clairlieu, TS	7,02* 8,19** [7,52]	990* 1610** [1266]	175* 493** [322]	-	-	312* 670** [474] dco filtré	68* 134** [87]	-	-	
Réseau Babrois, TS	7,28* 8,45** [7,76]	500* 1780** [1142]	19,9* 277** [221]	-	-	29* 473** [267] dco filtré	3* 61,4** [48,5]	-	-	
Entrée STEP petites collectivités	-	-	-	53 – 696,0 (288,1)	39,0 – 570 (265,0)	122,0 – 1341,3 (645,7)	12,0 – 98,3 (54,9)	14,1 – 123,1 (67,3)	-	Mercoiret, 2010
BV de l'Abiergué au Yaoundé, Cameroun, site 1, TS	(6,8)	-	-	(86)	(26)	(54)	(0,5)	-	-	Kenmogne et al, 2010
Site 2, TS	(7)	-	-	(108)	(35)	(95)	(3,2)	-	-	
Site 3 ; TS	(6,9)	-	-	(456)	(10)	(15)	(7,1)	-	-	
Site 4, TS	(7,2)	-	-	(1623)	(12)	(21)	(10,5)	-	-	
Site 5, TS	(6,9)	-	-	(256)	(56)	(105)	(4,6)	-	-	
Site 6, TS	(7,8)	-	-	(2525)	(360)	601	(37,2)	-	-	
Collecteur Z, ville Mohammedia au Maroc	6,30 – 7,47 (6,85)	2540- 3470 (3110)	53 – 94,76 (72,19)	329 – 632 (490,3)	32 – 312 (121)	1144,27 – 2743,27 (1985,19)		210 – 560,4 (417)		Kanbouchi et al, 2014
Rejet urbain villes de Volga en Russie, exutoire 1, TS	(7,51)	-	-	(39,6)	(6,96)	-	(2,1)	-	-	Kalinin et al, 2010

Sites	pH	Cond (µS/cm)	Turb (NTU)	MES (mg/L)	DBO_5 (mg/L)	DCO (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	NTK (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	Références
Exutoire 2, TS	(7,8)	-	-	(25,6)	(4,82)	-	(1,08)	-	-	
Exutoire 3, TS		-	-	(42,6)	(8,06)	-	(2,81)	-	-	
Exutoire 4, TS		-	-	(15,6)	(4,34)	-	(1,12)	-	-	
Exutoire 5, TS	(7,9)	-	-	(20,8)	(4,1)	-	(0,98)	-	-	
Exutoire de Avtozavodski, TS	-	-	-	23,46-546,9 (166,1)	8,82-20 (50,49)	-	0,88-4,33 (2,43)	-	-	
Exutoire BV de référence, TP	6,6* 7,5** [7,2]	7,5* 1666** [95]	-	15* 64** [26]		23* 65** [37]	-	-	-	Bressy, 2010
Entrée STEP Orcémont, Yveline, France, TS	-	-	-	28 – 632 (260)	16 – 259 (96)	39 – 649 (298)	1 – 39 (9)	4 – 73 (19)	-	Branchu et al, 2010
Rejet urbain Setta, Maroc, TS	7,6 – 7,86	2066 – 2453	-	-	(389)	-	-	-	-	Boutayeb et al, 2012
Rejet urbain Berrechid, Maroc, TS	7,06 – 7,7	2435 – 2977	-	-	(344)	-	-	-	-	
Rejet urbain El-Gara, Maroc, TS	7,3 – 8,06	3103 – 4000	-	-	(581)	-	-	-	-	
Rejet urbain El-Ben-Ahmed, Maroc, TS	7,1 – 8,2	2140 – 2381	-	-	(284)	-	-	-	-	
Rejet urbain El-Soualem-Sahel, Maroc, TS	7,1 – 7,8	1935 - 3050	-	-	(239)	-	-	-	-	
Eaux usées résidences universitaires Abomey-Calavi, Bénin, TS	(6,8) ± 0,4	(1323) ± 645	-	(274) ± 152	(337) ± 148	(790) ± 444	(16) ± 6	(103) ± 19	(14) ± 5	Hounkpè et al, 2013
Eaux usées caniveaux villes de Cotonou, Bénin, TS	6,7 – 8,8 (7,8)	685 -3290 (2193)	-	810 – 3540 (1500)	260 – 1000 (54)	850 – 2850 (1200)	-	-	-	Saïzonou et al, 2014

Tableau $A_4$3 : Données du Système d'Information sur l'Eau Rhin-Meuse en France (Calculs faits à partir des données de tous les jours secs de 2010 à 2014) pour les eaux usées en entrée de la STEP de Maxéville dans le bassin versant du Grand-Nancy

Parameters		Weekdays	Saturdays	Sundays	Observations
Débit	m^3/jour	81 788	80 127	78 922	2% réduction du débit les Samedis comparés au débit des jours de la semaine. 4% réduction du débit les dimanches comparés au débit des jours de la semaine.
DCO	kg O_2/jour	33 400	29 868	26 722	9% de réduction de la charge polluante les samedis comparées aux charges des jours de la semaine. 18% de réduction de la charge polluante les dimanches comparées aux charges polluante des jours de la semaine (Calcul à partit des données de la matière organique). Ratios : DCO/DBO_5 = 2,4 ; DBO_5 /NTK = 4,98 ; DBO_5 /PT = 38,42 DCO/NTK = 11,57 ; DCO/PT = 89,11 ; NH_4^+/NTK = 0,71 PO_4^{3-}/PT = 3,07 ; MES/DBO_5 = 1,12 Correlation : Débit, DCO, DBO_5, MES, NTK et PT ont une corrélation statistiquement significative avec NH_4^+ (respectively R^2 = -0,7; 0,6; 0,5; 0,5; 0,9 et 0,7). Ils ont ainsi, une origine humaine. On a une a corrélation significative négative du débit avec la DCO (R^2 = -0,6), la DBO_5 (R^2 = -0,5), le NTK (R^2 = -0,7), le NH_4^+ (R^2 = -0,6) et PO_4^{3-} (R^2 = -0.6). Ceci pourrait signifier que quand le débit des eaux usées augmente, les concentrations diminuent du fait la dilution.
	mg O_2/L	426	392	358	
DBO_5	kg O_2/jour	14 531	12 370	10 989	
	mg O_2/L	185	164	147	
Matières Organiques	mg/L	265	240	229	
MES	kg/jour	15 140	13 457	12 946	
	mg/L	193	176	173	
NTK	kg/jour	2 920	2 701	2 684	
	mg/L	37	36	36	
NH_4^+	kg/jour	2 077	1 929	1 907	
	mg/L	26	25	25	
Phosphore Total (PT)	kg/jour	384	348	334	
	mg/L	5	5	4	

Tableau $A_4$4 : Présentation des éléments de terres rares dans le tableau de Mendeleïev (En rouge les éléments de terres rares)



ANNEXE 5

MATRICES DE CORRELATION

Tableau $A_5$1 : Matrice de corrélation des paramètres de pollution des eaux usées urbaines en entrée de la station d'épuration de la cité « Vie-Nouvelle » dans le bassin versant de Cotonou.

Tableau $A_5$2 : Matrice de corrélation des paramètres de pollution des eaux usées urbaines en entrée de la station d'épuration de Maxéville dans le bassin versant du Grand-Nancy.

Tableau $A_5$3 : Matrice de corrélation des éléments de terres rares dans les eaux usées urbaines du bassin versant de Cotonou.

Tableau $A_5$4 : Matrice de corrélation entre les paramètres de la spectroscopie UV-Visible (Abs 254 et SUVA) et le COD et le NH_4^+ des eaux usées du Grand-Nancy.

Tableau $A_5$5 : Matrice de corrélation entre les paramètres de la spectroscopie de fluorescence et le COD et le NH_4^+ des eaux usées du Grand-Nancy.

Tableau $A_5$1 : Matrice de corrélation des paramètres de pollution des eaux usées urbaines en entrée de la station d'épuration de la cité « Vie-Nouvelle » dans le bassin versant de Cotonou.

	pH	Cond	MES	Turb	DCO	DBO_5	NH_4^+	NTK	PO_4^{3-}	PT	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
pH	1,0																							
Cond	-0,3	1,0																						
MES	0,1	0,5	1,0																					
Turb	0,4	0,0	0,4	1,0																				
DCO	-0,2	-0,4	0,2	0,0	1,0																			
DBO_5	0,4	-0,3	0,2	0,4	0,4	1,0																		
NH_4^+	-0,4	0,8	0,3	-0,2	-0,2	-0,4	1,0																	
NTK	-0,1	0,9	0,7	0,1	-0,4	-0,3	0,7	1,0																
PO_4^{3-}	-0,3	0,7	0,2	-0,2	-0,3	-0,4	0,6	0,7	1,0															
PT	-0,2	0,8	0,6	0,0	-0,2	-0,1	0,6	0,8	0,5	1,0														
Ca^{2+}	0,0	0,1	0,7	0,1	0,5	0,2	0,0	0,3	0,0	0,3	1,0													
Mg^{2+}	0,3	0,1	0,6	0,2	0,3	0,2	0,0	0,3	-0,1	0,3	0,7	1,0												
K^+	0,2	-0,1	0,3	0,2	0,5	0,2	0,1	-0,1	-0,2	-0,1	0,5	0,6	1,0											
Na^+	0,5	-0,1	0,2	0,4	0,4	0,2	-0,1	-0,1	-0,2	-0,2	0,4	0,5	0,8	1,0										
Al	0,1	0,0	0,5	-0,1	0,4	0,3	-0,1	0,1	0,1	0,2	0,4	0,4	0,1	0,2	1,0									
Cd	-0,5	0,3	0,6	-0,2	0,3	0,0	0,3	0,5	0,3	0,5	0,8	0,4	0,2	-0,1	0,4	1,0								
Co	-0,4	0,5	0,1	-0,1	-0,5	-0,4	0,3	0,5	0,2	0,4	-0,1	-0,1	-0,4	-0,5	-0,2	0,3	1,0							
Cr	-0,3	0,4	0,7	-0,1	0,2	0,0	0,4	0,5	0,3	0,5	0,8	0,5	0,2	0,0	0,5	0,9	0,2	1,0						
Cu	-0,3	0,4	0,7	-0,1	0,2	0,0	0,4	0,5	0,3	0,6	0,8	0,6	0,3	0,0	0,5	0,9	0,3	1,0	1,0					
Fe	-0,4	0,4	0,8	-0,1	0,3	0,0	0,4	0,5	0,3	0,6	0,8	0,5	0,2	-0,1	0,5	0,9	0,2	1,0	1,0	1,0				
Mn	-0,3	0,4	0,8	-0,1	0,2	0,0	0,4	0,6	0,3	0,6	0,8	0,5	0,2	-0,1	0,4	0,9	0,2	1,0	1,0	1,0	1,0			
Ni	-0,1	0,2	0,6	0,1	0,4	0,3	0,2	0,4	0,1	0,4	0,7	0,4	0,4	0,1	0,3	0,8	0,0	0,9	0,8	0,8	0,8	1,0		
Pb	-0,4	0,2	0,5	-0,2	0,2	-0,1	0,2	0,4	0,1	0,3	0,7	0,5	0,2	-0,1	0,3	0,9	0,4	0,9	0,9	0,9	0,9	0,7	1,0	
Zn	-0,4	0,4	0,7	-0,1	0,2	0,0	0,4	0,5	0,3	0,6	0,8	0,5	0,3	0,0	0,5	0,9	0,2	1,0	1,0	1,0	1,0	0,8	0,9	1,0

Tableau $A_5$2 : Matrice de corrélation des paramètres de pollution des eaux usées urbaines en entrée de la station d'épuration de Maxéville dans le bassin versant du Grand-Nancy

	Débit	pH	Cond	Turb	COD	DOC	NH_4^+	TN	PO_4^{3-}	Cl-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Débit	1,0																							
pH	-0,5	1,0																						
Cond	0,2	-0,1	1,0																					
Turb	1,0	-0,5	0,3	1,0																				
COD	0,9	-0,6	0,2	0,8	1,0																			
DOC	0,9	-0,7	0,4	0,9	0,9	1,0																		
NH_4^+	0,8	-0,1	0,4	0,8	0,7	0,7	1,0																	
TN	0,8	0,0	0,4	0,8	0,6	0,7	0,9	1,0																
PO_4^{3-}	0,7	0,0	0,6	0,8	0,6	0,7	0,9	1,0	1,0															
Cl-	-0,1	0,0	0,8	-0,1	-0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	1,0														
SO_4^{2-}	-0,7	0,5	0,1	-0,7	-0,7	-0,7	-0,5	-0,5	-0,4	0,3	1,0													
Ca^{2+}	-1,0	0,5	-0,1	-0,9	-0,9	-0,9	-0,8	-0,8	-0,7	0,3	0,7	1,0												
Mg^{2+}	-0,6	0,5	0,3	-0,6	-0,6	-0,6	-0,4	-0,3	-0,2	0,5	0,6	0,7	1,0											
K^+	0,9	-0,5	0,3	0,8	0,8	0,8	0,7	0,7	0,6	0,1	-0,6	-0,8	-0,5	1,0										
Na^+	0,0	-0,3	0,7	0,2	0,2	0,3	0,0	-0,1	0,2	0,7	0,2	0,1	0,2	0,0	1,0									
Al	0,2	0,2	0,4	0,3	0,1	0,2	0,3	0,3	0,4	0,1	-0,1	-0,1	0,0	0,2	0,2	1,0								
Cd	0,3	0,0	0,5	0,3	0,2	0,2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,0	-0,2	0,2	0,5	0,1	0,2	1,0							
Co	0,2	0,3	0,1	0,3	0,0	0,3	0,5	0,4	0,5	-0,2	-0,1	-0,3	-0,1	0,1	-0,1	0,6	0,2	1,0						
Cr	0,7	-0,3	0,3	0,8	0,7	0,7	0,6	0,7	0,7	-0,1	-0,6	-0,7	-0,4	0,6	0,2	0,2	0,3	0,5	1,0					
Cu	0,8	-0,3	0,2	0,8	0,7	0,7	0,6	0,7	0,7	-0,2	-0,7	-0,7	-0,4	0,7	0,2	0,4	0,2	0,4	0,8	1,0				
Mn	0,8	-0,6	0,1	0,8	0,7	0,8	0,5	0,5	0,5	-0,2	-0,8	-0,7	-0,7	0,7	0,1	0,2	0,0	0,3	0,7	0,8	1,0			
Ni	0,1	-0,2	-0,2	0,2	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	-0,2	-0,2	-0,1	-0,2	0,0	0,2	-0,1	-0,2	0,0	0,3	0,3	0,0	1,0		
Pb	0,7	-0,5	0,0	0,7	0,7	0,7	0,5	0,5	0,4	-0,4	-0,8	-0,7	-0,7	0,5	0,0	0,3	0,0	0,2	0,7	0,7	0,8	0,3	1,0	
Zn	0,6	-0,4	0,1	0,6	0,5	0,6	0,3	0,3	0,3	-0,2	-0,6	-0,5	-0,6	0,5	0,2	0,2	0,0	0,2	0,6	0,7	0,8	0,1	0,7	1,0

Tableau $A_5$3 : Matrice de corrélation des éléments de terres rares dans les eaux usées urbaines du bassin versant de Cotonou

	La	Ce	Nd	Sm	Eu	Gd	Dy	Ho	Er	Lu	pH	Cond	SS	COD	NH_4^+	PO_4^{3-}	Pt
La	1,0																
Ce	0,7	1,0															
Nd	0,9	0,6	1,0														
Sm	0,9	0,6	1,0	1,0													
Eu	0,9	0,6	1,0	1,0	1,0												
Gd	0,4	-1,0	1,0	0,9	0,8	1,0											
Dy	1,0	-1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0										
Ho	0,8	0,5	1,0	1,0	0,9	1,0	1,0	1,0									
Er	0,8	0,5	1,0	1,0	0,9	1,0	1,0	1,0	1,0								
Lu	0,1	0,5	-0,1	0,0	0,1	-0,4	1,0	-0,1	-0,1	1,0							
pH	-0,7	-0,8	-0,4	-0,4	-0,4	1,0	1,0	-0,3	-0,3	-0,2	1,0						
Cond	-0,3	-0,3	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	0,2	0,1	0,2	0,8	1,0					
SS	0,4	0,0	0,4	0,4	0,5	0,1	1,0	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	1,0				
COD	0,1	0,2	0,3	0,3	0,2	0,9	1,0	0,4	0,2	0,3	0,3	0,5	0,2	1,0			
NH_4^+	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,9	1,0	-0,3	-0,4	-0,1	0,3	-0,1	0,3	-0,5	1,0		
PO_4^{3-}	0,3	0,5	0,1	0,1	0,0	1,0	1,0	-0,1	-0,2	0,3	-0,6	-0,7	0,2	-0,3	0,6	1,0	
Pt	0,3	0,0	0,1	0,1	0,0	0,9	1,0	-0,2	-0,2	-0,1	-0,3	-0,6	0,6	-0,1	0,7	0,7	1,0

Tableau $A_5$4 : Matrice de corrélation entre les paramètres de la spectroscopie UV-Visible (Abs 254 et SUVA) et le COD et le NH_4^+ des eaux usées du Grand-Nancy

	Abs 254	COD	NH4	SUVA
Abs 254	1			
COD	0,99	1		
NH4	0,51	0,62	1	
SUVA	0,64	0,73	0,99	1

Tableau $A_5$6 : Matrice de corrélation entre les paramètres de la spectroscopie de fluorescence et le COD et le NH_4^+ des eaux usées du Grand-Nancy

	I 1	I 2	I 3	I 4	COD	NH_4^+
I1	1,0					
I2	0,9	1,0				
I3	0,2	0,2	1,0			
I4	0,6	0,6	-0,4	1,0		
COD	0,6	0,3	-0,1	0,6	1,0	
NH_4^+	0,0	0,1	-0,3	0,6	0,0	1,0

ANNEXE 6

PROFILS NORMALISES DES TERRES RARES DANS LES EAUX DE LA SONEB ET DES EAUX DE PUITS SUR LES DIFFERENTS SITES D'ECHANTILLONNAGE DANS LE BASSIN VERSANT DE COTONOU

Figure $A_6$1 : Profils normalisés des terres rares dans les eaux de la SONEB sur les différents sites d'échantillonnage de Cotonou

Figure $A_6$2 : Profils normalisés des terres rares dans les eaux de puits sur les différents sites d'échantillonnage de Cotonou

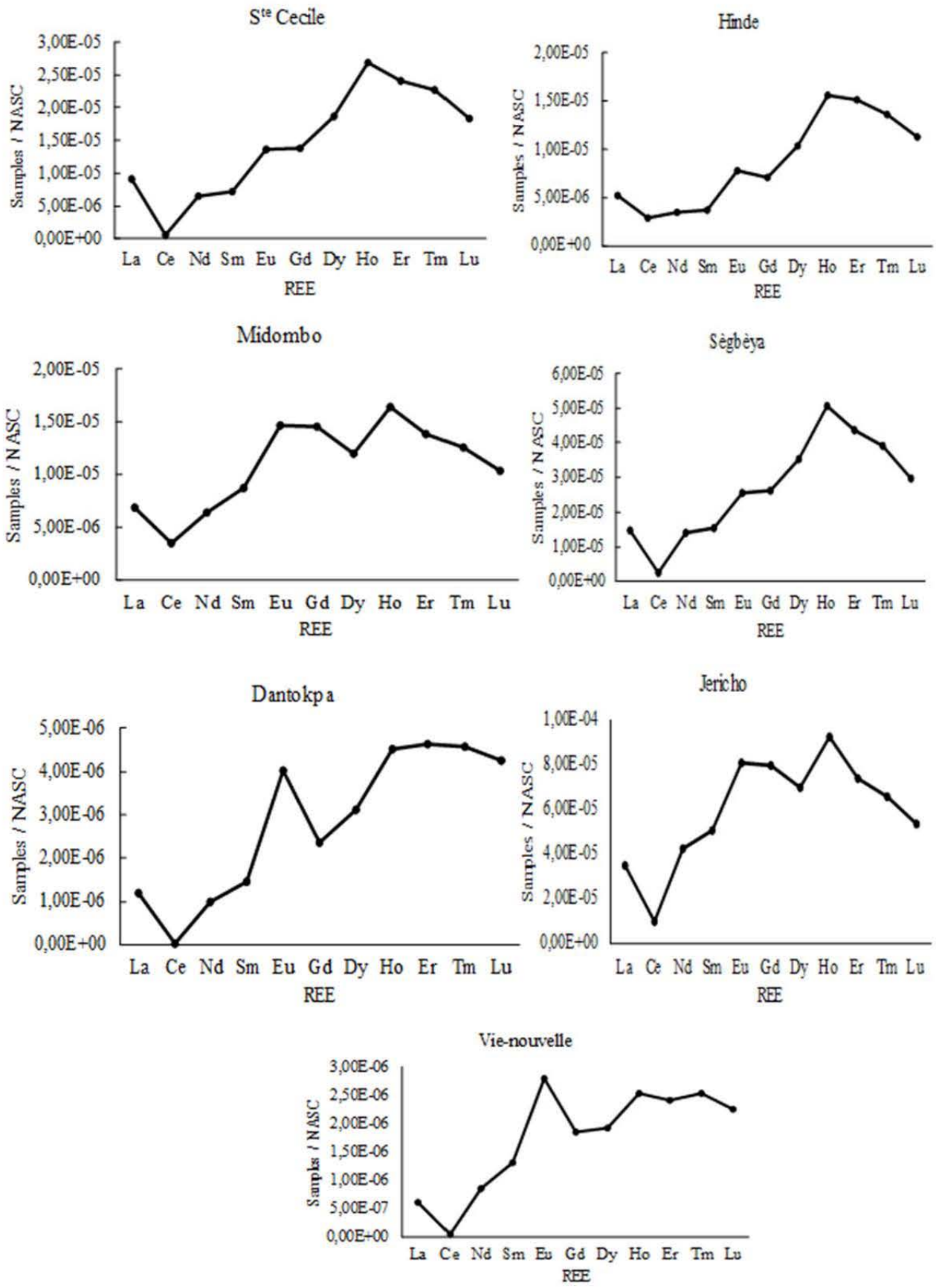


Figure $A_6$1 : Profils normalisés des terres rares dans les eaux de la SONEB sur les différents sites d'échantillonnage de Cotonou

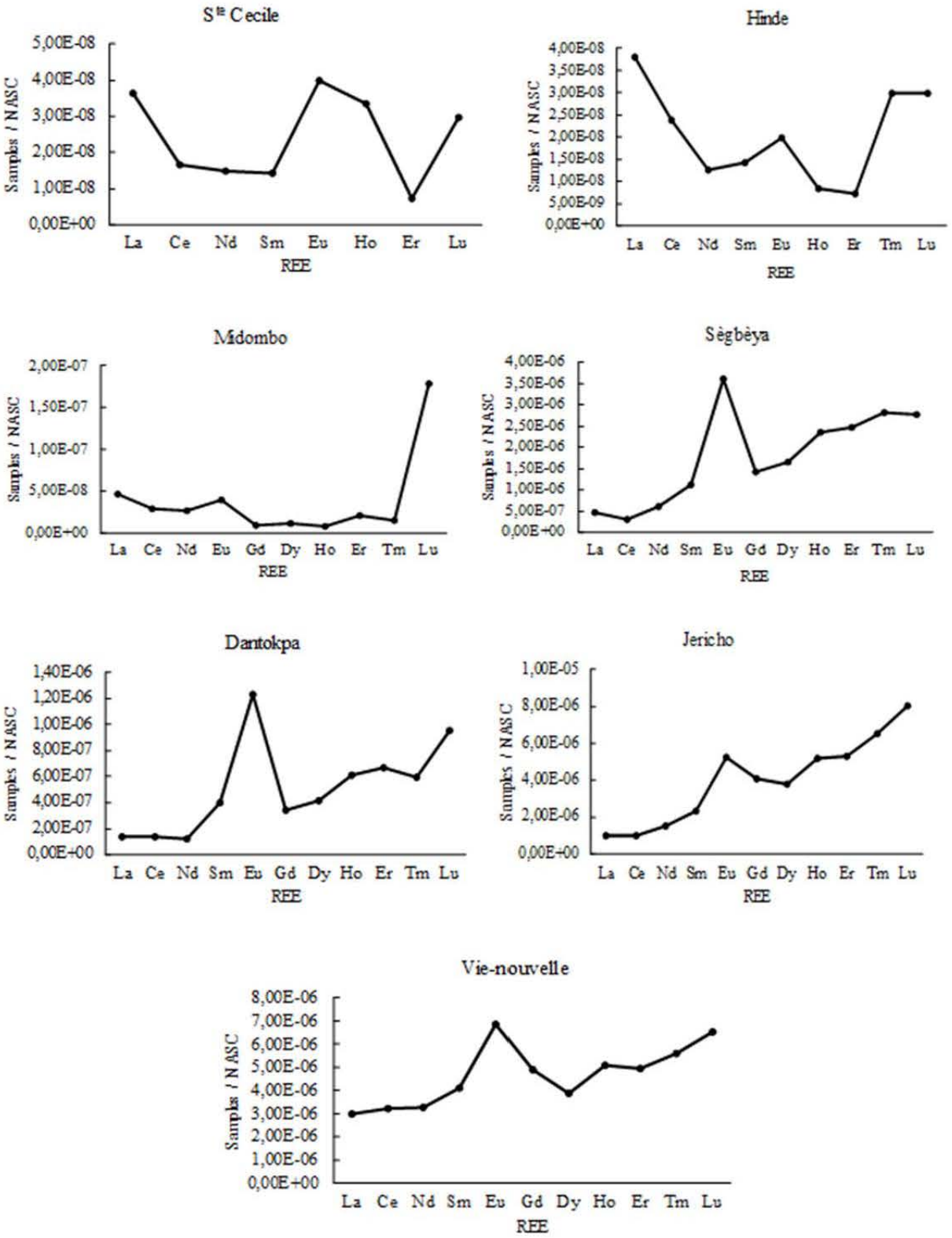


Figure $A_6$2 : Profils normalisés des terres rares dans les eaux de puits sur les différents sites d'échantillonnage de Cotonou

TABLE DES MATIERES

DEDICACE i
REMERCIEMENTS ii

SOMMAIRE vi
DEFINITION DES SIGLES ET ABREVIATIONS viii
LISTE DES FIGURES xi
LISTE DES TABLEAUX xiv

RESUME 1
ABSTRACT 3
INTRODUCTION GENERALE 5
OBJECTIFS DE L'ETUDE 8
1. Objectif général 8
2. Objectifs spécifiques 8
HYPOTHESES DE RECHERCHE 9
RESULTATS ATTENDUS 9

PARTIE I : CADRE THEORIQUE 10
CHAPITRE 1 : PROBLEMATIQUE DES EAUX USEES URBAINES 11
1.1. Clarification conceptuelle 11
1.2. Typologie des eaux usées 15
1.3. Composition des eaux usées urbaines 16
1.4. Risques écologiques et sanitaires liés aux eaux usées urbaines 20
1.5. Problématique liée aux eaux usées urbaines 21
1.5.1. Cadre général 21
1.5.2. Cas des pays en développement 22
1.5.3. Cas des pays développés 28
Conclusion partielle 30

CHAPITRE 2 : VARIABILITÉ DES EAUX USÉES URBAINES 32
2.1. Variabilité quantitative des eaux usées urbaines 32
2.2. Variabilité qualitative des eaux usées urbaines 33
2.3. Caractéristiques typiques des eaux usées urbaines 41
2.4. Utilité de certains paramètres pour un projet de conception d'une STEP 44

2.5. Etat de l'art sur la variabilité des eaux usées urbaines 47
Conclusion partielle 54

CHAPITRE 3 : MODELISATION DES CARACTERISTIQUES DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES PAR LE MODELE DE GERNAEY et al. (2011) 56
3.1. Principes du modèle 56
3.2. Caractéristiques des différents blocs du modèle 57
3.2.1. Bloc « génération du débit » 58
3.2.1.1. Sous-bloc « sol » 59
3.2.1.2. Sous-bloc « ménages » 59
3.2.1.3. Sous-bloc « industries » 59
3.2.1.4. Sous-bloc « facteur de correction saisonnière » 60
3.2.1.5. Sous-bloc « génération de pluie » 60
3.2.2. Bloc « génération de la charge des polluants » 60
3.2.2.1. Sous-bloc « génération des polluants des ménages » 61
3.2.2.2. Sous-bloc « générateur des polluants des industries » 61
3.2.3. Bloc « variation de la température » 62
3.2.4. Bloc « transport des eaux et des polluants » 62
3.3. Hypothèse de conception du modèle 62
3.4. Atouts et limites du modèle 63
Conclusion partielle 64

PARTIE II : CADRE D'ETUDE ET APPROCHE METHODOLOGIQUE……....65

CHAPITRE 4 : CONTEXTES GEOGRAPHIQUES, SOCIO-ECONOMIQUES ET CULTURELS DES BASSINS DE COTONOU ET DU GRAND-NANCY 66
4.1. Bassin de collecte des eaux usées urbaines de Cotonou 66
4.1.1. Contextes géographiques 66
4.1.1.1. Situation géographique 66
4.1.1.2. Climat 68
4.1.1.3. Géologie, relief et sol 69
4.1.1.4. Hydrographie et biodiversité 70
4.1.2. Contextes socio-économiques et culturels 71
4.1.2.1. Politique de l'eau et de l'assainissement 71
a) Cadre institutionnel 71
b) Instruments juridiques 72
c) Modes de gestion 73

d) Outils de planification 73
4.1.2.2. Typologie de l'habitat 75
4.1.2.3. Caractéristiques démographiques 77
4.1.2.4. Caractéristiques socio-économiques 79
4.1.2.5. Niveau et mode de vie des populations 80
4.2. Bassin de collecte des eaux usées urbaine du Grand-Nancy 83
4.2.1. Contextes géographiques 83
4.2.1.1. Situation géographique 83
4.2.1.2. Climat 85
4.2.1.3. Géologie, relief et sol 86
4.2.1.4. Hydrographie et biodiversité 87
4.2.2. Contextes socio-économiques et culturels 89
4.2.2.1. Politique de l'eau et de l'assainissement 89
a) Cadre institutionnel 89
b) Instruments juridiques 90
c) Mode de gestion et outils de planification 91
4.2.2.2. Typologie de l'habitat 93
4.2.2.3. Caractéristiques démographiques 94
4.2.2.4. Caractéristiques économiques 96
4.2.2.5. Niveau et mode de vie des populations 100
4.3. Récapitulatif des grands traits caractéristiques des milieux d'étude 101
Conclusion partielle 104

CHAPITRE 5 : APPROCHE METHODOLOGIQUE 105
5.1. Campagnes d'échantillonnage 105
5.1.1. Description des sites expérimentaux 105
5.1.1.1. Sites dans le bassin de collecte de Cotonou 105
a) La station d'épuration de la cité « Vie-Nouvelle » 105
b) Les collecteurs d'eaux usées urbaines 107
5.1.1.2. Site du bassin versant du Grand-Nancy 108
5.1.2. Techniques et fréquences de prélèvement 111
5.2. Mesures de caractérisation physico-chimique des eaux usées urbaines 112
5.2.1. Mesure du débit 112
5.2.2. Analyses en laboratoire des paramètres physico-chimiques de pollution 113
5.2.2.1. Mesures du pH 115

5.2.2.2. Mesure de la conductivité électrique 115
5.2.2.3. Mesure de la turbidité et MES 115
5.2.2.4. Mesure de la demande biochimique en oxygène 116
5.2.2.5. Mesure de la demande chimique en oxygène 117
5.2.2.6. Mesure du carbone organique dissous 117
5.2.2.6. Spectroscopie UV-Visible 118
5.2.2.7. Spectroscopie de fluorescence 120
5.2.2.8. Mesure de l'azote 122
a) Ions ammonium (NH_4^+) 122
b) Azote total de Kjeldhl (NTK) 123
c) Nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-) 123
5.2.2.9. Mesure du phosphore 124
a) Ion orthophosphate (PO_4^{3-}) 124
b) Le phosphore total (PT) 124
5.2.2.10. Dosage des cations (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+) et des anions (Cl^- ; SO_4^{2-}) 125
5.2.2.11. Mesure des métaux 126
5.2.2.12. Mesure des terres rares 126
5.2.2.13. Minéralisation des échantillons pour le dosage des métaux et des terres rares 126
5.3. Traitement des données 127

PARTIE III: RESULTATS ET DISCUSSION……..136

CHAPITRE 6 : VARIABILITE DU DEBIT ET DE LA COMPOSITION DES EAUX USEES URBAINES DE COTONOU ET DU GRAND-NANCY 137

6.1. Variabilité débit et pollutions organique, azotée et phosphorée et des métaux 137
6.1.1. Variabilité du débit 141
6.1.2. Variabilité du pH et de la conductivité 143
6.1.2.1 Variabilité du pH 143
a) Cotonou 143
b) Grand-Nancy 143
c) Discussion 144
6.1.2.2. Variabilité de la conductivité électrique 144
a) Cotonou 144
b) Grand-Nancy 144
c) Discussion 144
6.1.3. Variabilité des matières en suspension et de la turbidité 145

6.1.3.1. Variabilité des MES (Cotonou) 146
6.1.3.2 Variabilité de la turbidité 147
a) Cotonou 147
b) Grand-Nancy 147
c) Discussion 147
6.1.4. Variabilité de la pollution organique 148
a) Cotonou 149
b) Grand-Nancy 149
d) Discussion 151
6.1.5. Variabilité de la pollution azotée et phosphorée 152
6.1.5.1. Variabilité de la pollution azotée153
a) Cotonou 153
c) Grand-Nancy 153
d) Discussion 154
6.1.5.2. Variabilité de la pollution phosphorée 156
a) Cotonou 156
b) Grand-Nancy 156
e) Discussion 157
6.1.6. Variabilité des métaux 158
a) Cotonou 158
b) Grand-Nancy 160
c) Discussion 160
6.2. Ratios caractéristiques des eaux usées 162
6.2.1. Ratio DCO/DBO5 et MES/DBO5 162
6.2.2. Ratio DBO5/PT 163
6.2.3. Le ratio DCO/NTK et NH_4^+/NTK 164
6.2.4. Le ratio PO_4^{3-}/P_T et DCO/P_T 164
6.3. Classification des eaux usées urbaines de Cotonou et du Grand-Nancy 165
6.4. Caractérisation spectrométrique de la matière organique des eaux usées 167
6.4.1. Spectroscopie UV-Visible 167
6.4.2. Spectroscopie de fluorescence 168
6.5. Variabilité des terres rares (REEs) 172
6.5.1. Variabilité des REEs dans les eaux usées urbaines de Cotonou 172
6.5.1.1. Les concentrations des REEs 174
a) Concentration des REEs dans les eaux usées urbaines 174

b) Concentration des REEs dans les eaux de la SONEB et de puits 174
6.5.1.2. Les profils normalisés des terres rares 175
6.5.2. Variabilité des terres rares dans les eaux usées urbaines du Grand-Nancy 184
6.5.2.1. Les concentrations des terres rares 184
6.5.2.2. Le profil normalisé des terres rares 185
Conclusion partielle 186

CHAPITRE 7 : MODELISATION DES CARACTERISTIQUES DES ERU 187
7.1. Objectif de la modélisation 187
7.2. Simulation de la variabilité des eaux usées 188
7.2.1. Simulation de l'évolution de la population dans Grand-Nancy la journée 188
7.2.2. Simulation du débit et de la pollution des eaux usées 189
7.2.2.1 Simulation du débit et de la pollution avec le modèle de Gernaey 189
7.2.2.2 Simulation du débit et de la pollution avec le nouveau modèle 191
Conclusion partielle 193

CONCLUSION GENERALE 194

PERSPECTIVES 200

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 201

ANNEXES 227