



HAL
open science

**Innovier pour les services d'assainissement en zone
tropicale : approche technique par filtres plantés de
végétaux et accompagnement par modélisation
participative**

Rémi Lombard-Latune

► **To cite this version:**

Rémi Lombard-Latune. Innovier pour les services d'assainissement en zone tropicale : approche technique par filtres plantés de végétaux et accompagnement par modélisation participative. Génie des procédés. Université de Lyon, 2019. Français. NNT : 2019LYSE1035 . tel-02164777

HAL Id: tel-02164777

<https://theses.hal.science/tel-02164777>

Submitted on 25 Jun 2019

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

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

N°d'ordre NNT : 2019LYSE1035



THESE de DOCTORAT DE L'UNIVERSITE DE LYON
opérée au sein de
l'Université Claude Bernard Lyon 1

Ecole Doctorale 206
(Ecole Doctorale de Chimie de Lyon)

Spécialité de doctorat :
Génie des procédés appliqué à la gestion de l'environnement

Soutenue publiquement le 20/03/2019, par :
Rémi Lombard-Latune

**Innover pour les services
d'assainissement en zone tropicale :
approche technique par filtres plantés de
végétaux et accompagnement par
modélisation participative**

Devant le jury composé de :

Rousseau Diederik, professeur, Université de Ghent, Rapporteur
Wisniewski Christelle, professeur/HDR, Université de Montpellier, Rapporteur

Daniele Stéphane, professeur, directeur de l'école doctorale de Chimie de Lyon, examinateur
Guérin-Schneider Laetitia, chercheur/HDR, UMR G-Eau Irstea, Examinatrice
Gillot Sylvie, directrice de recherche, DAS Ecotechnologies Irstea, Examinatrice
Oswald Marc, enseignant chercheur/Dr, Istom, Examineur

Molle Pascal, directeur de recherche/HDR, UR Reversaal Irstea, Directeur de thèse

Demay Sébastien, chef de projet, AFD, Invité
Le Guennec Bernard, chef de projet partenariat Outre-Mer/Dr, AFB, Invité
Le Jallé Christophe, directeur adjoint, Programme Solidarité Eau, Invité

« L'eau c'est la vie, l'assainissement c'est la dignité »

Déclaration de Johannesburg,
Sommet mondial pour le développement durable,
2002.

« Je suis ému par le fait qu'un enfant meurt toutes les deux minutes et demie d'une maladie liée à la défécation en plein air. Ce sont des morts silencieuses, qui ne sont pas évoquées dans les médias, ne font pas l'objet d'un débat public. Il ne faut pas rester silencieux plus longtemps. »

Jan Eliasson,
Vice-Secrétaire général des Nations Unies,
2014

Innovier pour les services d'assainissement en zone tropicale : approche technique par filtre plantés de végétaux et accompagnement par modélisation participative

Résumé

Les Objectifs de Développement Durable visent d'ici 2030 un « accès pour tous à des services d'assainissement et d'hygiène adéquats, en mettant fin à la défécation à l'air libre ». Un service d'assainissement peut-être défini par ses composantes techniques et sociales, et leurs interactions. Dans l'optique de proposer des pistes d'améliorations des services d'assainissement en zone tropicale, les travaux de cette thèse ont porté à la fois sur des infrastructures de traitement et sur l'implication de l'ensemble des acteurs dans la définition du service.

L'analyse croisée des contextes des départements d'outre-mer (DOM) français et du Sénégal a permis d'identifier des contraintes qui pèsent sur le secteur de l'assainissement en zone tropicale.

Du point de vue des infrastructures de traitement, ces contraintes nous ont amenées à proposer des procédés issus de la famille des Filtres Plantés de Végétaux (FPV) comme solutions à priori pertinentes. Cette thèse présente leurs adaptations à la zone tropicale, en détaillant les choix retenus pour le dimensionnement, la conception des filtres et le choix des végétaux. Une centaine de campagnes de suivi ont été réalisées sur 7 stations pilotes en tailles réelles, à travers les 5 DOM. Les résultats montrent que malgré une plus grande compacité, le dimensionnement proposé permet de conserver des niveaux de traitement au moins comparables à ceux observés en climat tempéré. Compte tenu des contraintes climatiques et organisationnelles en milieu tropical, une analyse de leur résilience à des perturbations et de leur fiabilité de traitement a été réalisée par une étude statistique sur les données produites par l'autosurveillance réglementaire. Elle montre que les FPV sont également plus fiables que les procédés de traitement conventionnel les plus répandus pour les petites collectivités. Ce qui s'explique à la fois par la barrière physique que représente ces procédés de cultures fixées sur support fin ainsi que par des besoins en entretien plus réduits.

Le deuxième axe de recherche part du constat d'un manque de concertation entre acteurs au moment de la planification de l'assainissement, étape qui préside à la construction du système d'assainissement. En particulier, les utilisateurs, leurs besoins et leurs contraintes sont très peu et mal pris en compte. La modélisation d'accompagnement pourrait permettre de créer à la fois un support (le modèle) permettant de discuter des choix techniques et de leurs conséquences, ainsi que le cadre dans lequel les différents acteurs pourraient échanger leurs points de vue et trouver un consensus soutenable. Un processus de modélisation d'accompagnement a été conçu et mis en place sur la planification de l'assainissement dans 2 zones (urbaine et rurale) du Sénégal. Il nécessitait, pour proposer des scénarios viables, d'intégrer une part non négligeable de connaissances expertes. Centré sur les populations, ce processus a permis la création d'un premier modèle générique sur l'accès à l'assainissement qui prend la forme d'un jeu de rôle. La pertinence de tels outils dans la caractérisation des besoins des usagers a été évaluée. Par ailleurs, l'attention a été portée sur l'acceptation par les usagers du service proposé et sa traduction en volonté de contribution.

Mot clés : Département d'Outre-Mer, filtres plantés de végétaux, modélisation d'accompagnement, objectifs de développement durable, Water sanitation and hygiene (WaSH).

Innovation for sanitation services in tropical area: technical approach by French vertical flow treatment wetland, and support through companion modeling

Abstract

Sustainable Development Goals aim by 2030, to « *achieve access to adequate and equitable sanitation and hygiene for all and end open defecation* », by « *using safely managed sanitation services* ». Sanitation service can be defined by its technical and social components, and their interactions. This thesis focuses on both treatment infrastructures and involvement of all the stakeholders into service definition.

Cross analysis of French Overseas Territories (FOT) and Senegal contexts, has identified common constraints that weigh on sanitation sector in tropical areas.

From treatment infrastructure point of view, these constraints lead to suggest treatment wetlands systems and particularly French vertical-flow treatment wetland (FS-VFTW) to easier sludge management, as a relevant solution. Their adaptation for tropical climate is the subject of the first axis of our work. It aimed at defining their adaptation in terms of design, plant choices and defining the treatment wetlands type to implement according to outlet requirements. A hundred of 24h sampling campaigns were performed on 7 full scale demonstration plants, across the 5 FOTs. Results show that despite more compacity, the proposed design allows maintaining performances at least similar to those observed in temperate climate. Due to climatic and organizational constraints in tropical climate, a statistical analysis has been done to point out the resilience and reliability of the systems based on regulatory selfmonitoring data. It highlights the fact that FS-VFTWs are more reliable than most of the conventional treatment processes when applied for small size communities. Their physical barrier (filter) and their lower maintenance requirement explain this observation.

The second axis of our research is based on an observed lack of consultation between stakeholders during the sanitation planning phase, which is responsible for the construction of the sanitation system. In particular, the users, their needs and their constraints are poorly and badly taken into account. Companion modeling approach could create both a support (the model) for discussing technical choices, as well as the framework within which the stakeholders could exchange points of view and find a sustainable consensus. Such a process has been developed and implemented for sanitation planning in 2 areas (urban and rural) of Senegal. Focused on household population, this process has led to create a generic model for sanitation access, embodied as a role playing game, which include a significant part of expert knowledge. The relevance of such tools in the characterization of user needs has been evaluated. In addition, attention was paid to users' acceptance of the proposed service and its translation into a willingness to contribute.

Keywords: Companion modelling, French Overseas Territories, treatment wetland, Sustainable Development Goals, Water sanitation and hygiene (WaSH).

Cette thèse a été réalisée au sein de l'unité de recherche Reversaal (réduire, réutiliser et valoriser les effluents urbains) du centre Irstea de Lyon-Villeurbanne :

5, rue de la Doua, CS 20244,
F - 69 625 Villeurbanne



Mon poste ainsi que les actions dans les DOM ont été financés par l'Agence Française pour la Biodiversité.



Le projet Planissim au Sénégal a été financé sur fonds EuropAid par le gouvernement du Sénégal dans le cadre du programme d'appui aux initiatives de la société civile (PAISC).



Remerciements

A Laure, Marceau et Leïla ... Pour tout ce temps et cette énergie que vous m'avez donnés !

A Pascal, pour la disponibilité, la clarté des explications, les points de vue ... décidément, je n'arrive pas à savoir qui chez toi est le meilleur, le scientifique ou l'humain ?

A Thomas, pour m'avoir mis sur la voie ...

A Marc, pour m'avoir aidé à remettre le cap au Sud,

A Nils, source intarissable d'inspiration, au cas où tu trouves le temps de lire ceci ...

A Christelle Wisniewski et Diederik Rousseau, qui ont accepté d'être rapporteurs, ainsi qu'à tous les membres du jury, pour vous prêter à l'exercice d'évaluer ces travaux à cheval sur plusieurs disciplines, donc probablement pas assez approfondis dans chacune des vôtres,

A Bernard et à la solidarité inter-bassin pour avoir permis la réalisation de ces travaux,

A tous les partenaires des DOM, à côté de qui plages de sable fin et cocotiers ne tiennent pas la comparaison,

Aux partenaires et participants de Planissim, pour votre confiance...

A Paul pour ton aide énergétique !

A Idrissa, Florent et Chafa pour vos travaux et ce que vous m'avez appris,

A Sandrine, Edwige, Véronique, Vanessa et Fabien pour votre appui, dans l'ombre...

A la DAS et aux DURs pour votre confiance ... j'espère ne pas vous avoir trop forcé la main ...

A toute l'équipe pour le quotidien !

A Baptiste, Bastien et Sandrine pour m'avoir toujours laissé croire que j'étais le chef du bureau 315,

A Ania pour ta discrétion en toutes circonstances,

A Claire pour ton défrichage et la qualité de la mise sur orbite,

Aux congressistes infatigables de tous bords pour vos analyses poussées lors des workshops nocturnes,

A tous les istomiens croisés sur la route,

A ceux qui cultivent la canne et font fumer les distilleries ... Sans vous les DOM seraient-ils encore des paradis ?

... à tous, merci !

Sommaire

Table des abréviations.....	10
Introduction.....	12
Partie 1 : Contexte et contraintes liées au développement de l’assainissement en zone tropicale	16
1. La France sous les tropiques.....	17
1.1. Des contraintes physiques importantes et un patrimoine naturel exceptionnel	17
1.2. Un contexte socio-économique tendu	18
1.3. Une nécessaire adaptation du cadre national.....	20
1.4. Panorama de l’assainissement dans les DOM.....	23
2 Etat des lieux de l’assainissement au Sénégal.....	27
2.1 Un territoire marqué par une disponibilité en eau inégale.....	27
2.2 ... tout comme son développement	28
2.3 Organisation du secteur de l’eau et de l’assainissement au Sénégal.....	29
2.3.1 Textes fondateurs.....	29
2.3.2 Acteurs du secteur.....	30
2.3.3 Les programmes nationaux	32
2.4 Panorama de l’assainissement au Sénégal.....	33
3 Analyse croisée des contextes des DOM et du Sénégal en matière d’assainissement	37
3.1 Des politiques publiques sous influences qui peinent à financer le secteur.....	37
3.2 Dimension sociale.....	39
3.3 Contraintes techniques à l’assainissement en zone tropicale	40
4 Comment innover pour les services d’assainissement en zone tropicale ?.....	40
Partie 2 : Evolution technologique pour le traitement – quel apport potentiel des filtres plantés de végétaux ?	43
1 Adaptation des filtres plantés de roseaux à la zone tropicale	43
1.1 Pourquoi les filtres plantés de roseaux ?	43
1.2 Qu’est-ce qu’un filtre planté de roseaux ?.....	45
1.2.1 Principes généraux des filtres à écoulement vertical non saturé	45
1.2.2 Processus et mécanismes mis en jeu	46
1.2.3 Les variantes de FPR	48
1.3 Adaptation des filtres plantés de roseaux à la zone tropicale	51
1.3.1 Questions de recherches	51
1.3.2 Démarches mises en place	53
2 Résultats	59

2.1	Choix des plantes pour l'adaptation des filtres plantés de végétaux alimentés en eaux usées brutes en climat tropical.....	59
2.2	Comment dimensionner et concevoir les FPV ?.....	69
2.3	Les FPV sont-ils performants ?	78
2.3.1	Resilience and reliability of compact vertical-flow treatment wetlands design for tropical climates	79
2.3.2	Comparatif de fiabilité des filières FPV avec des technologies conventionnelles en milieu tropical.	91
2.3.3	Performances des différentes configurations de FPV	102
3	Conclusions.....	104
Partie 3 : Vers des choix techniques concertés, contribution de la modélisation d'accompagnement à la planification de l'assainissement		106
1.	Participation et assainissement.....	107
1.1	La participation, ambiguïté et développement durable.....	107
1.2	Planification et participation	109
1.2.1	La planification de l'assainissement dans les DOM.....	109
1.2.2	La planification de l'assainissement au Sénégal.....	110
1.2.3	Le point de vue de l'aide au développement sur la planification de l'assainissement	111
1.2.4	Conclusion	116
2.	Modélisation d'accompagnement et assainissement.....	117
2.1	Le processus de modélisation d'accompagnement	118
2.1.1	Analyse de la démarche.....	118
2.1.2	CoOPLAaGE et WAG	120
2.2	Quelle contribution de la modélisation d'accompagnement à la planification de l'assainissement ?.....	121
3	Rendre discutables les choix techniques dans le cadre de la planification de l'assainissement	122
3.1	Questions opérationnelles	123
3.1.1	Un modèle sur l'assainissement	123
3.1.2	Pour quels résultats ?	123
3.2	Waste-WAG: a first step for a participatory modelling approach to build wastewater service ...	123
3.3	Conclusion	140
Conclusion et perspectives		141
Table des tableaux.....		144
Table des figures.....		146
Bibliographie.....		148

Table des abréviations

AC	Assainissement Collectif
AEP	Adduction d'Eau Potable
AFB	Agence Française pour la Biodiversité
AFD	Agence Française de Développement
ANC	Assainissement Non Collectif
ANDS	Agence Nationale de la Démographie et de la Statistique (Sénégal)
ARDI	Acteurs, Ressources, Dynamiques, Interractions
ARS	Agence Régionale de Santé
ATPC	Assainissement Total Piloté par les Communautés
BE	Bureau d'Etude
CAF	Capacité d'Auto-Financement
CAPEX	Capital Expenditure
CBPO	Charge Brute de Pollution Organique
CE	Code de l'Environnement
CGCT	Code Général des Collectivités Territoriales
CLTS	Community-Led Total Sanitation (ATPC)
ComMod	Companion Modeling, modélisation d'accompagnement
CoOPLAaGE	Coupler des Outils Ouverts et Participatifs pour Laisser les Acteurs s'Adapter pour la Gestion de l'Eau
COR	Coeficient Of Reliability
DAL	Défécation à l'Air Libre
DAL	Direction de l'Assainissement (Sénégal)
DBO ₅	Demande Biologique en Oxygène à 5 jours
DCE	Directive-Cadre sur l'Eau
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DEAL	Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
DEB	Direction de l'Eau et la Biodiversité (MTES)
DERU	Directive Eaux Résiduaires Urbaines
DN	Diamètre Nominal
DOM	Departement d'Outre-Mer
DSP	Délégation de Service Publique
Ecosan	Ecological Sanitation
ECP	Eaux Claires Parasites
EH	Eqivalent Habitant
EPCI	Etablissement Public de Coopération Intercommunale
FCFA	France de la Communauté Financière Africaine
FEDER	Fonds Européen de Developpement Régional
FPR	Filtre Planté de Roseaux
FPV	Filtre Planté de Végétaux
FPV h	Filtre Planté de Végétaux à écoulement horizontal
FPV v	Filtre Planté de Végétaux à écoulement vertical
FPV v ns/s	Filtre Planté de Végétaux à écoulement vertical nos-saturé/saturé
H ₂ S	Hydrogène Sulfuré
hab.	Habitants

HCES	Household-Centered Environmental Sanitation
IA2P	International Association for Public Participation
INSEE	Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
IWA	International Water Association
LB	Lit Bactérien
LPSD	Lettre de Politique Sectorielle et de Développement (Sénégal)
MES	Matières en Suspensions
MHA	Ministère de l'Hydraulique et de l'Assainissement (Sénégal)
MOM	Ministère des Outre-Mer
MTES	Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire
MV	Matières de Vidange
NH4	Amonium
NK / NTK	Azote Kjeldahl
NO3	Nitrate
NS/S	Non Saturé / Saturé
NT / NGL	Azote Total / Azote Global
O2	Dioxygène
ODD	Objectifs de Développement Durable
OE / ODE	Office de l'Eau
OMD	Objectifs du Millénaire pour le Développement
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONAS	Office National de l'Assainissement (Sénégal)
ONEMA	Office Nationale de l'Eau et des Milieux Aquatique
ONG	Organisation Non Gouvernementale
ONU	Organisation des Nations Unies
OPEX	Operational Expenditure
OSC	Organisations de la Société Civile
PAGEP	Programme d'Assainissement et de Gestion des Eaux Pluviales (Sénégal)
PHAST	Participatory Hygiene and Sanitation Transformation
PIB	Produit Intérieur Brut
PNUD	Programme des Nations Unies pour le Développement
PNUE	Programme de Nations Unies pour l'Environnement
PSMBV	Programme de Structuration du Marché des Boues de Vidanges (Sénégal)
PT	Phosphore Total
RDBM	Revenu Disponible Brut des Ménages
RNB	Revenu National Brut
SATESE	Syndicat d'Assistance Technique pour l'Epuration et le Suivi des Eaux
SDA	Schéma Directeur d'Assainissement
SDAGE	Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion de l'Eau
SIEAM	Syndicat Intercommunal de l'Eau et de l'Assainissement de Mayotte
SMC	Stratégie Municipale Concertée
SNAR	Stratégie Nationale pour l'Assainissement Rural
SPANC	Service Public d'Assainissement Non Collectif
SPE	Service Police de l'Eau
STEU	Station de Traitement des Eaux Usées
UE	Union Européenne
WAG	Wat-A-Game
WSP	Wold Sanitation Program

Introduction

Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE, 2010) estime que dans les pays en développement, dont une large partie se trouve en zone tropicale, 90% des eaux usées domestiques et industrielles sont rejetées dans le milieu naturel sans aucun traitement. Les conséquences sont multiples. Sur le plan sanitaire, la diarrhée cause chaque année la mort de 760 000 enfants de moins de 5 ans, soit un toutes les 40 s. C'est la seconde cause de mortalité dans les pays à faible revenus (WHO, 2017). Economiquement, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a montré en 2012 que l'absence de systèmes d'eau et d'assainissement de qualité aurait un coût au niveau mondial évalué à 260 milliards de dollars chaque année, soit 1,5% du Produit Intérieur Brut (PIB) mondial, et jusqu'à 4,3% du PIB des pays d'Afrique sub-saharienne. Au-delà du frein au développement, ces études montrent également que l'assainissement est un investissement « rentable » : chaque euro investi en rapporterait 5,5 au niveau mondial, contre 2 pour l'eau potable (Hutton, 2007).

En 2000, les 193 pays membres de l'Organisation des Nations Unies (ONU) ainsi que 23 organisations internationales ont cherché à constituer un cadre commun pour leurs interventions sur les grands enjeux du développement à travers la définition de huit objectifs du Millénaire pour le développement (OMD). Une feuille de route à horizon 2015 a été définie pour chacun des objectifs et des cibles qui les composent. Au sein de l'objectif 7 « *ensure environmental sustainability* », la cible 3 visait à « *halve, by 2015, the proportion of people without sustainable access to safe drinking water and basic sanitation* » (ONU, 2005). Si la cible des OMD sur l'eau potable a été atteinte au niveau mondial avec 5 ans d'avance (ONU 2015), cela n'est pas le cas de l'accès à l'assainissement pour lequel seulement les deux tiers de l'objectif a été rempli. En 2015, 2,5 milliards de personnes n'avaient pas accès à des services d'assainissement améliorés et 1,1 milliards pratiquaient la défécation à l'air libre(DAL). La zone tropicale est la moins avancée, puisqu'aucune des sous-régions qui la composent n'a atteint l'objectif de 2015 (figure 1).

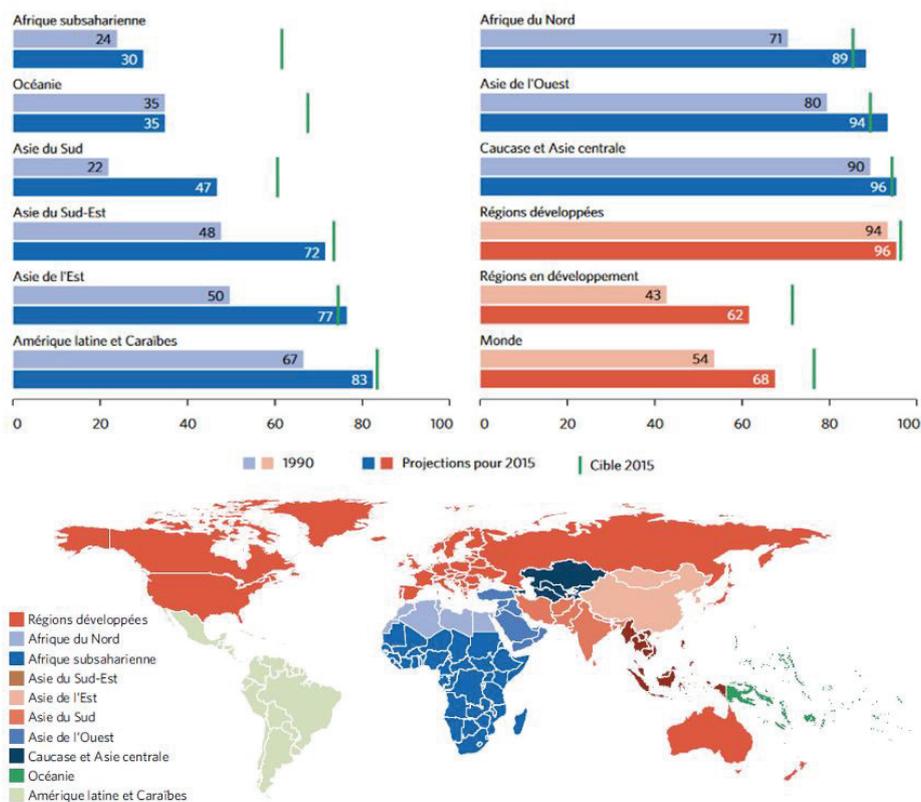


Figure 1 : Proportion de la population utilisant des services d'assainissement améliorés, 1990 et 2015 (en pourcentage). D'après ONU, 2015. La zone tropicale englobe tout, ou la majeure partie de l'Afrique Subsaharienne, Asie du Sud-Est, Asie du Sud, Océanie, Amérique Latine et Caraïbes.

Les OMD reposent, en ce qui concerne la cible accès à l'assainissement, sur la notion d'installation d'assainissement améliorée (« *improved sanitation* ») telle qu'elle a été définie par l'OMS : « *un équipement qui empêche de façon hygiénique tout contact entre l'homme et les excréments humains, tels que le raccordement au tout-à-l'égout ou à une fosse septique, les latrines à chasse rudimentaires, latrines à fosse améliorées et auto-ventilées, et latrines à fosse avec une dalle ou couvertes* ». Cette définition est utilisée de manière universelle mais n'en reste pas moins largement discutée : elle est restrictive et exclut en particulier les équipements partagés entre foyers, alors qu'il a été montré qu'ils ne sont pas forcément moins hygiéniques que des latrines individuelles (Exley et al. 2014). D'autres technologies très simples, adaptées aux plus pauvres et fiables, si elles sont correctement gérées, sont également écartées (toilettes sèches à litières, Jean, 2018).

Outre ce parti-pris technologique, le fait que les OMD reposent uniquement sur cette notion d'« assainissement amélioré » réduit les enjeux de l'assainissement à l'accès à des équipements individuels. Paradoxalement, étant donné l'intitulé de l'objectif, la notion de durabilité est absente de la conception qu'ont les OMD de l'assainissement (Rosemarin, 2008). En caricaturant un peu : construire des latrines c'est bien, mais que faire une fois qu'elles sont pleines ?

Malgré leurs limites, les OMD ont été un formidable outil de plaidoyer pour le secteur. D'abord auprès des décideurs internationaux, en faisant fortement évoluer leurs perceptions des enjeux de l'assainissement, comme nous allons le voir. Mais plus largement, ils ont permis de créer une dynamique forte autour du secteur à travers la mise en place, le suivi régulier et généralisé sur toute la planète d'indicateurs, certes perfectibles, mais simples à comprendre.

Suite aux OMD, les états membres des nations unies ont défini en septembre 2015 un agenda pour 2030 qui porte le nom d'Objectifs de Développement Durable (ODD). La prise de conscience de l'importance fondamentale des questions d'accès à l'eau et à l'assainissement, et de la complexité que représente leur gestion et son inscription dans le temps, se traduit par la création d'un objectif qui leur est dédié : « *Objectif 6 : garantir à tous un accès et une gestion durable de l'eau et de l'assainissement* » (ONU, 2015). Il est composé de 6 cibles, dont 6.2 « *accès pour tous à des services d'assainissement et d'hygiène adéquats, en mettant fin à la défécation à l'air libre (...)* », et 6.3 « *améliorer la qualité de l'eau, le traitement des eaux usées et leur réutilisation sans risque* ». Des cibles transversales, ou moyens de mise en œuvre, sont également proposés : 6.a « *développer la coopération internationale et l'appui au renforcement des capacités des pays en développement* » et 6.b « *Appuyer et renforcer la participation de la population locale à l'amélioration de la gestion de l'eau et de l'assainissement* ». La nécessité d'une gestion durable est cette fois ci bien affirmée. Elle introduit la notion de « services » d'eau ou d'assainissement comme support de cette gestion puisque les indicateurs sont définis comme étant « *Proportion of population using safely managed sanitation services (...)* » (indicateurs 6.1.1 et 6.2.1, SDG, ONU, 2015). Cette notion de service nous paraît être centrale, nous allons donc y revenir.

Un rapport de la Banque Mondiale sur le coût des ODD (Hutton, 2016), montre que l'atteinte de l'objectif 6 nécessite de multiplier par 3 les investissements dans le secteur, ce qui correspondait pour l'Afrique subsaharienne à 2% de son PIB. Il souligne également qu'au-delà du financement des investissements, les compétences techniques et financières pour la gestion des ouvrages doivent être développées pour garantir l'atteinte et le maintien des ODD.

Le premier rapport d'étape sur l'objectif 6 (ONU, 2018) est alarmant. Il souligne qu'au rythme actuel, l'objectif 6 ne sera pas atteint. Il appelle à la mise en place d'un nouveau paradigme pour le financement du secteur en impliquant d'avantage les usagers, ainsi que pour le traitement à travers des solutions innovantes. Il revient enfin également sur l'importance de l'amélioration de la gouvernance et des compétences des acteurs du secteur.

Le défi lancé par l'ODD6 au secteur de l'assainissement est immense. Il s'agit donc d'améliorer ou de créer des services d'assainissement pour qu'ils soient universels (au sens où ils ne laissent personne de côté), efficaces (traitement donc réduction des impacts sanitaires et environnementaux allant potentiellement jusqu'à la réutilisation sans risque) et suffisamment performants pour être autonomes financièrement (recouvrement des frais d'entretien et gestion patrimoniale). L'objectif semble hors d'atteinte, puisque bien des années après leur création, aucun des 65 services d'eaux des villes de pays en développement étudiés

par Marin (2009) n'arrive à être performant sur l'ensemble de ces critères. En France, la gestion patrimoniale peine à être appliquée et la réutilisation est quasi inexistante. L'intérêt des ODD est ailleurs, ils fixent un cap, qui se traduit pour les pays qui y adhèrent par un alignement des politiques nationales sur les ODD. En effet, le primat du politique à la fois comme part du problème et de la solution est régulièrement affirmé dans les études sur les services d'eau et d'assainissement des pays en développement (Jaglin, 2012 ; Lorrain et Poupeau, 2014 ; Girard, 2018). Les ODD sont finalement un outil qui permet à la communauté internationale de peser sur les politiques nationales, au nom de principes universels.

Avant de proposer des pistes pour améliorer les services d'assainissement en zone tropicale, il est intéressant de chercher à définir le terme de « service d'assainissement » lui-même. Guérin-Schneider (2011) souligne qu'il est difficile de le définir de manière univoque. En effet, il peut être décrit à travers une ou plusieurs compétences réglementaires : eau, assainissement, individuel ou collectif, selon également la nature du rejet eaux usées domestiques, pluviales, industrielles ou agricoles, déchets solides. Il est défini sur un territoire, mais son périmètre est mouvant au gré de l'évolution de l'intercommunalité, des transferts de compétence des collectivités. Il est réalisé par un ou plusieurs opérateurs, qui peuvent avoir diverses natures (public, privé, mixte voir individuel). Il repose sur l'exploitation d'infrastructures, qui peuvent combiner différents systèmes d'assainissement (au sens de « chaîne de l'assainissement », que l'on peut définir comme une série de dispositifs techniques permettant la gestion des matières, de leur confinement à leur restitution au milieu naturel).

Pour mieux le caractériser, il est intéressant de voir comment ce concept de service d'assainissement est mobilisé dans le contexte du développement. Jaglin et Zérah (2010) considèrent que « *le désajustement entre services d'eau et villes [des pays en développement] est d'abord explicable par l'inadaptation du système socio-technique du service conventionnel dans ses multiples dimensions : son infrastructure technique, son dispositif organisationnel, son mode de gestion et de financement, les acteurs et compétences qu'il mobilise, mais aussi les objectifs politiques qu'il porte ou dont il est l'instrument et les valeurs qu'il incarne* ». Un service d'assainissement est donc un système socio-technique aux multiples dimensions, dimensions sur lesquelles nous reviendrons plus loin. Tout d'abord, le terme « socio-technique » renvoie à une branche de la sociologie qui étudie les processus d'innovation. L'analyse socio-technique cherche à « *décrire le partage effectué entre ce qui doit être délégué à l'objet technique, et à l'intérieur de cet objet à quel composant plutôt qu'à tel autre, et ce qui peut être confié à l'environnement [réseau des acteurs impliqués] au sens large de l'objet* » (Akrich, 1991).

Ce cadre de l'analyse socio-technique nous amène à redéfinir la question de la création ou de l'amélioration d'un service d'assainissement comme d'une part le partage des tâches entre humains et non-humains (la chaîne de l'assainissement), et d'autre part la distribution des responsabilités entre les acteurs humains.

On voit clairement apparaître qu'en dehors du champ politique, les services d'assainissement se définissent par leurs dimensions techniques (infrastructures) et sociales (au sens d'organisation entre les acteurs). Il nous semble donc fondamental, pour étudier des pistes d'amélioration, d'ajustement et d'adaptation des services d'assainissement à la zone tropicale, de considérer ces deux composantes, techniques et sociales, et en particulier leurs influences réciproques.

Dans un premier temps, nous présenterons le contexte de l'assainissement dans les départements d'outre-mer français (DOM) et au Sénégal. Les premiers correspondent à des « des îlots de développement dans leur environnement régional » (AFD, 2012). Leur analyse permet, en partie, de s'affranchir des questions du cadre institutionnel et de la faible capacité d'investissement des populations et de la société comme uniques freins au développement de l'assainissement. A l'inverse, le Sénégal est un des pays les plus pauvres du monde, soumis à un climat sahélien, semi-aride. Ces deux territoires ont par conséquent l'intérêt de présenter des contextes climatiques proches dans deux environnements sociaux et économiques « extrêmes » de la zone tropicale.

Les contraintes qui pèsent sur les services d'assainissement dans ces territoires sont potentiellement partagées par l'ensemble de la zone tropicale. A côté de l'identification de ces contraintes, nous chercherons à décrire les services eux-mêmes, dans leurs différentes composantes : politique, sociale et technique.

La deuxième partie concerne la dimension technique de nos recherches sur l'assainissement. La prise en compte des composantes sociales du contexte nous a amenées à sélectionner le procédé de traitement des filtres plantés de roseaux et à l'adapter à la zone tropicale. Nous détaillerons ainsi les questions technologiques posées pour adapter les systèmes au contexte tropical, les moyens mis en œuvre pour y répondre et ainsi définir les conditions de conception, de dimensionnement, de performances associées et leur résilience à des contraintes soit climatiques soit de gestion. Leur comparaison aux technologies conventionnelles de traitement en conditions réelles permettra de montrer comment la dimension sociale du service influence également les performances des infrastructures et par ce biais, la fiabilité des filtres plantés de végétaux tels que développés dans le cadre de ce travail.

La troisième partie s'intéresse à la construction d'un service d'assainissement. En particulier aux choix techniques et à la manière dont ces derniers vont à leur tour être générateurs de contraintes que le service devra par la suite gérer. Nous proposons de développer un outil permettant de rendre discutables ces choix techniques à travers une démarche de modélisation d'accompagnement qui permettrait à la fois de renforcer le service et de proposer des solutions mieux adaptées à ce dernier puisque fruit d'un consensus collectif. Cette partie vise donc à définir les choix conceptuels qui ont guidé la construction de l'outil, avec l'intégration de connaissances expertes pour rendre viable les scénarios d'assainissement, les étapes de test et de validation pour, enfin discuter des apports potentiels de la méthode.

D'une manière générale, l'originalité de la démarche, et sa difficulté, a été de mettre en œuvre un terrain d'expérimentation en conditions réelles à des milliers de km du laboratoire de recherche ainsi qu'une approche pluridisciplinaire voire interdisciplinaire. Si l'approche fondamentale, par rapport à des travaux de recherche métropolitain, est moindre, les travaux menés dans le cadre de cette thèse ont permis de répondre à des questions scientifiques traduisant des enjeux opérationnels forts.

Partie 1 : Contexte et contraintes liées au développement de l'assainissement en zone tropicale

La zone tropicale ou intertropicale est définie comme l'ensemble des régions situées entre les tropiques. Le climat tropical est caractérisé par l'absence de périodes froides marquées et prolongées, ainsi que par l'existence d'au moins 3 mois pluvieux et chauds. La zone équatoriale, englobée dans la zone tropicale, est marquée par une chaleur constante, une forte humidité atmosphérique et des pluies régulières toute l'année.

La zone tropicale concentre la majeure partie des pays les plus pauvres de la planète (Figure 2). Outre de faibles revenus par habitants, ces pays se caractérisent bien souvent par un Etat faible et des problèmes de gouvernance.

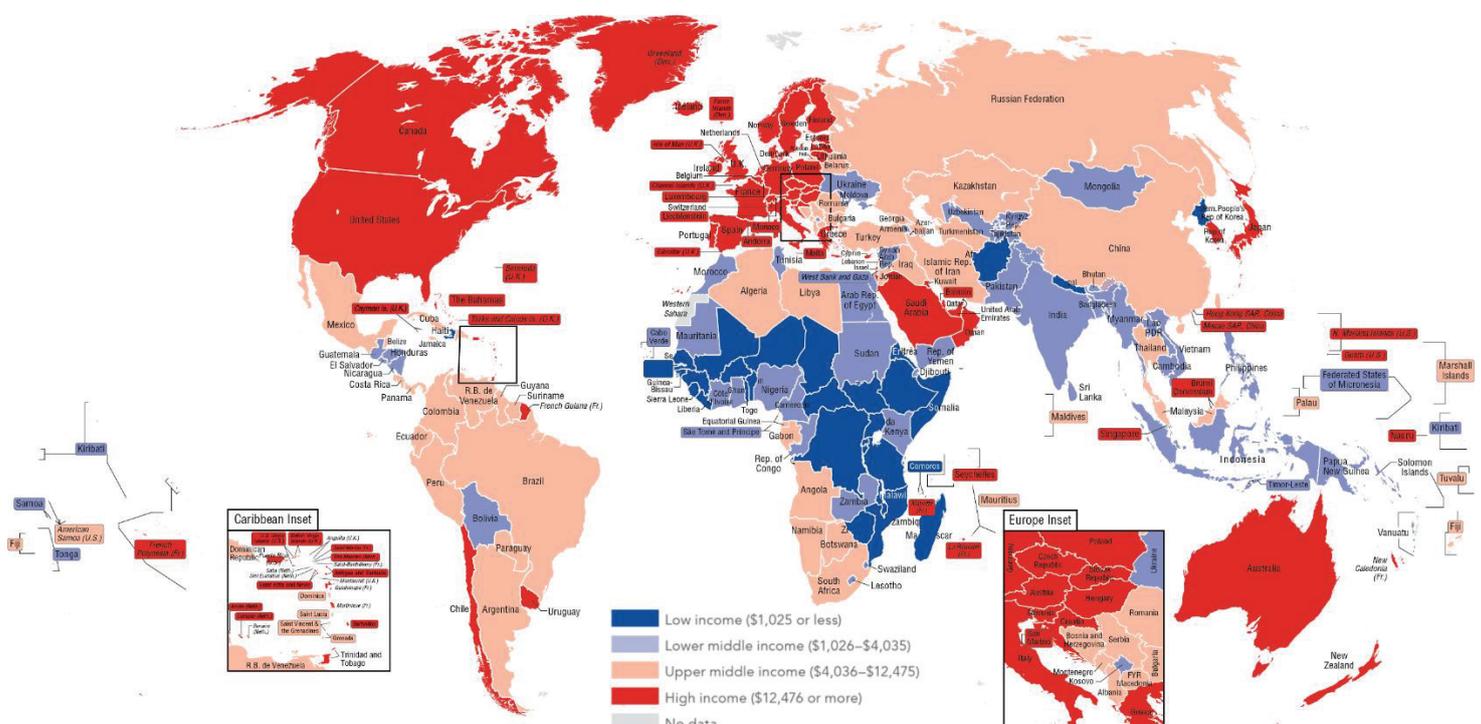


Figure 2 : Carte mondiale du revenu national brut (RNB) par habitant. Banque Mondiale, 2017. En utilisant les valeurs du Revenu National Brut RNB/habitant estimé par l'Agence Française de Développement (AFD) pour chacun des DOM, Mayotte (6 234 \$/hab/an) serait à ranger dans la catégorie « upper middle income ».

Dans ce contexte, quels sont les éléments à prendre en compte pour le développement de l'assainissement ? Comment cela se traduit-il au niveau des services d'assainissement existants ?

Pour répondre à ces questions, cette première partie propose de comparer 2 situations institutionnellement, économiquement, climatiques bien différentes, celles des DOM et du Sénégal. Sans chercher à être exhaustif, croiser les contextes nous permettra d'identifier une large gamme de contraintes, potentiellement partagées par l'ensemble de la zone tropicale.

1. La France sous les tropiques

Une analyse du contexte géographique et socio-économique des départements d’Outre-Mer français va permettre de faire ressortir les principaux éléments qui ont un impact sur la gestion des eaux usées. Le cadre réglementaire national sera ensuite présenté, puisqu’il définit les objectifs auxquels doivent répondre les services d’assainissement. Enfin, un état des lieux de la situation de l’assainissement sera présenté sur la base des documents de programmation produits par chacun des territoires (schémas directeurs d’assainissement, schémas directeurs de gestion des boues ...), les synthèses opérationnelles qu’elles soient locales ou nationales, et enfin des données disponibles sur le portail Eau France du Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (MTES) et de l’Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques (INSEE).

1.1. Des contraintes physiques importantes et un patrimoine naturel exceptionnel

Malgré leur dispersion géographique et leurs singularités, les DOM partagent un certain nombre de points communs climatiques et géologiques (Tableau 1).

Les îles des Antilles (Guadeloupe, Martinique) et de la Réunion connaissent une pluviométrie abondante (records mondiaux pour la Réunion), ainsi qu’une forte exposition aux cyclones et tempêtes tropicales. De nature volcanique, leur relief marqué génère d’importantes asymétries en termes de pluviométrie entre côtes au vent et sous le vent. Mayotte a le territoire le plus petit, moins riche en pluviométrie, avec un relief plus homogène mais se distingue par l’importance de son lagon, l’un des plus grand du monde (1100 km² soit 3 fois la surface de l’île). A l’inverse, la Guyane est un territoire immense (14% de la superficie nationale), aux saisons peu marquées (régime climatique équatorial).

Les multiples lagons, récifs coralliens, zones de mangroves ainsi que la portion Guyanaise de la forêt Amazonienne représentent à eux seuls 80% de la biodiversité nationale. La protection de ce patrimoine naturel se double d’un enjeu économique pour ces territoires largement tournés vers le tourisme.

Tableau 1 : Caractéristiques physiques des départements d’outre-mer (d’après Lefebvre et Roche, 2015).

	Guadeloupe	Martinique	Guyane	Réunion	Mayotte
Superficie (km²)	1 628	1 128	83 533	2 504	374
Climat	Tropical	Tropical	Equatorial	Tropical	Tropical
Températures moyenne (°c)	27	26	26	27	26
Pluviométrie annuelle moyenne (mm/an)	Grande Terre : 800-1 500 Basse Terre : 1 500 – 10 000	1 000 - 6 000	2 500 - 4 000	Sous le vent : 500 – 800, au vent 3 000 – 11 000	1 350
Géologie	Grande Terre : socle calcaire, Basse Terre : Volcanique	Volcanique	Socle sédimentaire	Volcanique	Volcanique
Point culminant	Soufrière : 1 467 m	Montagne Pelée : 1 397 m	Bellevue de l’Inimi : 851 m	Piton des neiges : 3 071 m	Mont Bénara : 660 m

Du point de vue de l’assainissement, cet environnement physique impose de fortes contraintes aux infrastructures :

- Le climat chaud et humide accélère la corrosion, les fortes températures favorisent le développement d'hydrogène sulfuré dans les réseaux d'eaux usées et les pluies intenses provoquent d'importantes surcharges hydrauliques.
- Les reliefs se traduisent par d'importants dénivelés et un cloisonnement, qui rendent difficile la conception et la réalisation des réseaux. Les sols sont souvent instables (coulées de boues, érosion, sismicité, dépôts alluvionnaires dans les mangroves) et les nappes peu profondes sur les zones littorales, ce qui complique l'entretien des canalisations et compromet l'intégrité des réseaux. Ainsi, le schéma départemental mixte eau et assainissement de la Guadeloupe (2011) estime que 57% des eaux arrivant au niveau des Stations de Traitement des Eaux Usées (STEU) seraient constituées d'Eaux Claires Parasites (ECP) infiltrées dans le réseau le long du linéaire. Les conséquences sont multiples : surcharges hydrauliques, surcoûts énergétiques et usures prématurées des dispositifs de relevages, moindre performances dues à la dilution des eaux, pertes de boues ...

1.2. Un contexte socio-économique tendu

Les DOM sont les territoires avec la plus forte densité de population après la région parisienne (Tableau 2). Avec 3 habitants au km² la Guyane fait exception, mais cette faible moyenne cache le fait que son développement se concentre sur la zone littorale avec des densités localement très importantes.

Du point de vue de l'assainissement, ces densités élevées entraînent une pression foncière importante qui se traduit par une faible disponibilité et des coûts élevés pour les terrains nécessaires à la réalisation des équipements de traitement, qu'ils soient individuels ou collectifs.

Par ailleurs, la gestion foncière est problématique dans la mesure où le cadastre est parcellaire (5% en Guyane), « *incomplet, mal actualisé en Guadeloupe comme en Martinique* » d'après un rapport de la cours des comptes (rapport 13 juillet 2011 sur les finances des communes dans les DOM).

En Guyane et à Mayotte principalement, du fait d'une forte immigration en provenance des pays voisins, des zones d'habitats informels sont répandues autour des grandes agglomérations. Elles rendent particulièrement compliquée la mise à niveau d'aménagements pour l'eau et l'assainissement.

Tableau 2 : Comparaison de la démographie et de quelques Indicateurs socio-économiques dans les DOM et en France. Le revenu disponible brut des ménages (RDBM) est défini comme la part du revenu primaire qui reste à la disposition des ménages pour la consommation et l'épargne. Données INSEE.

	Guadeloupe	Martinique	Guyane	Réunion	Mayotte	France
Population en 2018 (x 1000 hab)	391	371	282	866	259	67 187
Evolution annuelle (%)	- 0,1	- 0,6	2,4	0,6	3,8	0,4
Densité (hab/km²)	240	329	3	346	693	105
Revenu disponible brut des ménages 2015 (€)	15 697	17 165	10 589	17 036	6 747	20 485
Croissance RDBM 2005 – 2015	40%	33%	18%	32%	76%	16%
Ecart des prix avec la métropole (2016)	12,5%	12,3%	11,6%	7,1%	6,9%	-
Taux de couverture des importations par les exportations (%)	6,2%	13%	12%	7%	1,8%	-

La dynamique des populations d'Outre-Mer est contrastée (Tableau 2). Les Antilles connaissent un déclin démographique et un vieillissement de leur population. La Réunion compte le plus d'habitants et leur nombre continue de croître légèrement. La Guyane et Mayotte en revanche sont les territoires les moins peuplés

mais connaissent une explosion démographique : taux de croissances et part de jeunes dans la population les plus élevés du pays (50% de la population mahoraise a moins de 17 ans, INSEE 2012). Dans ces territoires, la population est susceptible d'augmenter de moitié dans les 10 prochaines années, ce qui complique la planification et le dimensionnement des infrastructures collectives.

Sur le plan économique, les revenus moyens par habitant sont inégaux et encore largement inférieurs à ceux de la métropole malgré la forte croissance de ces 10 dernières années (Tableau 2). Le revenu d'un ménage Mahorais correspond ainsi à 30% de celui d'un métropolitain. Le ratio est de 50% pour la Guyane mais grimpe à 80% pour les Antilles et la Réunion. Les prix étant en moyenne 10% plus chers qu'en Métropole, en particulier pour l'alimentation (INSEE 2012), la différence est encore plus conséquente au niveau du pouvoir d'achat. L'écart entre les prix s'explique en partie par l'octroi de mer¹ et la très forte dépendance aux importations (60% des produits consommés viennent de la métropole), comme le montre la très faible couverture des importations par les exportations.

Cependant, ces revenus sont largement supérieurs à ceux des pays environnant chacun de ces territoires. En Guadeloupe et Martinique le revenu est supérieur au double de la moyenne de l'ensemble des Antilles, tandis que celui de Mayotte est dix fois plus élevé que le revenu moyen dans le reste de l'archipel des Comores. Si les DOM sont effectivement des territoires favorisés par rapport à leurs environnements régionaux, ils n'en restent pas moins en retard par rapport à la France métropolitaine.

Le chômage est un problème majeur dans les DOM, où le nombre de demandeurs d'emploi est plus du double de la moyenne nationale (Tableau 3). Comme en métropole, les jeunes sont les plus touchés. L'éducation demeure un vrai problème, près de la moitié de la population n'a pas de diplôme, l'illettrisme est largement répandu. A l'université l'enseignement des Lettres dominant (32% contre 19% pour les Sciences) et il n'existe pas d'école d'ingénieur, ce qui représente un frein pour le secteur de l'eau. Peu de jeunes qui s'expatrient pour leurs études reviennent au pays. L'insuffisance des compétences locales constitue une limite au développement des services d'eau et d'assainissement sur ces territoires (Lefebvre et Roche, 2015).

L'espérance de vie dans les DOM est proche de la moyenne nationale (74,9 ans contre 76,8 ans pour les hommes et 80,8 ans contre 82,9 ans pour les femmes). En revanche la mortalité infantile y est 3 à 5 fois plus élevée (1% en Guadeloupe et Guyane, 1,6% à Mayotte pour 3,3‰ en métropole). Lefebvre et Roche (2015) y voient principalement une conséquence de l'exposition aux maladies liées à l'eau, en particulier en zone rurale.

Tableau 3 : Chômage et formation dans les DOM et en métropole. Données INSEE 2018.

		Guadeloupe	Martinique	Guyane	Réunion	Mayotte	France
Taux de chômage en 2017	15 - 24 ans	53%	50%	44%	39%	43%	22%
	Pop. Active	22%	18%	22%	23%	26%	9,4%
Diplôme le plus élevé	Sans diplôme	45%	45%	55%	49%	-	31%
	Dont illettrés	20%	14%	29%	40%	-	5%
	CAP ou BEP	19%	19%	16%	19%	-	24%
	Bac	17%	16%	12%	15%	-	17%
	Etudes sup.	19%	20%	16%	18%	-	28%

¹ L'octroi de mer est une taxe appliquée sur la plupart des produits importés dans le but de protéger les productions locales de la production extérieure. Elle est définie par les conseils régionaux. C'est une ressource financière essentielle des communes : en Martinique elle représente 48% des revenus fiscaux des communes de moins de 10 000 habitants.

1.3. Une nécessaire adaptation du cadre national

- Le cadre réglementaire

Les DOM sont soumis au même cadre réglementaire que les territoires métropolitains. La Directive Européenne du 21 mai 1991 relative au traitement des Eaux Résiduaires Urbaines (DERU) fixe le cadre général. Elle impose aux Etats membres la collecte et le traitement des eaux usées afin de protéger les milieux naturels. Elle définit différents niveaux de traitement en fonction de la taille des agglomérations ainsi que de la sensibilité du milieu. Toujours en fonction de la taille de l'agglomération, la directive fixe également des échéances pour respecter ces engagements. Même si les échéances de 1998, 2000 et 2005 sont dépassées, la commission européenne, pour prioriser la mise en conformité des agglomérations dans le cadre de procédures contentieuses, se réfère toujours à celles-ci. A noter que Mayotte, suite à la modification de son statut à l'égard de l'Union européenne (directive 2013/64/UE), bénéficie de nouvelles échéances, 31/12/2020 pour les agglomérations > 15 000 équivalents habitants (EH), et 31/12/2027 pour celles > 2 000 EH).

Cette directive a été transposée en droit français dans le code de l'environnement (CE) et dans le code général des collectivités territoriales (CGCT). Les prescriptions techniques en matière de collecte et de traitement des eaux résiduaires urbaines sont définies dans l'arrêté national assainissement du 21 juillet 2015 modifié. Le respect d'autres directives européennes (Directive-Cadre sur l'Eau DCE, Baignade etc.) peut également interférer dans le traitement des eaux résiduaires urbaines et imposer des niveaux de rejet plus sévères. Lorsqu'il existe des enjeux environnementaux au niveau local, des prescriptions plus rigoureuses que celles imposées dans l'arrêté national assainissement peuvent être prises également et actées dans l'acte administratif réglementant les rejets des systèmes d'assainissement (système de collecte et système de traitement). L'arrêté définit également le cadre de la surveillance des systèmes d'assainissement avec la mise en place et l'organisation du dispositif d'autosurveillance. Fréquences minimales, paramètres à suivre et niveaux de rejets (Tableau 4) sont ainsi définis dans la réglementation.

Tableau 4 : Performances minimales de traitement attendues pour les paramètres Demande Biologique en Oxygène à 5 jours (DBO₅), Demande Chimique en Oxygène (DCO) et Matières en Suspension (MES) au titre de l'arrêté du 21 juillet 2015.

PARAMÈTRE	CHARGE BRUTE de pollution organique reçue par la station en kg/j de DBO ₅	CONCENTRATION maximale à respecter, moyenne journalière	RENDEMENT MINIMUM à atteindre, moyenne journalière	CONCENTRATION rédhibitoire, moyenne journalière
DBO ₅	< 120	35 mg (O ₂)/l	60 %	70 mg (O ₂)/l
	≥ 120	25 mg (O ₂)/l	80 %	50 mg (O ₂)/l
DCO	< 120	200 mg (O ₂)/l	60 %	400 mg (O ₂)/l
	≥ 120	125 mg (O ₂)/l	75 %	250 mg (O ₂)/l
MES (*)	< 120	/	50 %	85 mg/l
	≥ 120	35 mg/l	90 %	85 mg/l

Le respect du niveau de rejet pour le paramètre MES est facultatif dans le jugement de la conformité en performance.
 (*) Les valeurs des différents tableaux se réfèrent aux méthodes normalisées, sur échantillon homogénéisé, non filtré ni décanté. Toutefois, les analyses effectuées en sortie des installations de lagunage sont effectuées sur des échantillons filtrés, sauf pour l'analyse des MES. La concentration rédhibitoire des MES dans les échantillons d'eau non filtrée est alors de 150 mg/l en moyenne journalière, quelle que soit la CBPO traitée.

La France a fait l'objet de plusieurs procédures contentieuses, aujourd'hui classées.

Les DOM ont été concernés par le contentieux « échéance 2000 » pour les agglomérations de plus de 15 000 EH, avec 6 agglomérations sur les 341 visées (2 à La Réunion et en Martinique, 1 en Guadeloupe et en Guyane). Dans cette procédure, les DOM étaient particulièrement visés car concernés par des non conformités à la fois sur la collecte et le traitement.

Sur le contentieux 2006 (multi échéances) 6 agglomérations sur 38 pour les DOM, toutes situées à La Réunion.

Et enfin, le contentieux 2009 portant sur les agglomérations de 2000 Eh et plus, a concerné 16 agglomérations pour les DOM sur les 551 visées (8 pour la Martinique, 6 pour la Guadeloupe et 1 pour la Réunion et la Guyane)

Depuis octobre 2017, la France est à nouveau dans une procédure de pré-contentieux pour des manquements en termes de traitement et de collecte des eaux usées par temps sec pour des agglomérations de 2 000 EH et plus et multi-échéances. Pour les DOM, sont citées 15 agglomérations (6 en Martinique, 5 à la Réunion, 3 en Guadeloupe et 1 en Guyane). Cette mise en demeure a été établie à partir du suivi annuel 2014 des systèmes d'assainissement rapportés à la commission européenne par la France en 2016.

Face à cette pression réglementaire dont l'objectif premier reste la salubrité publique et la protection de l'environnement, des efforts importants de mise en conformité des systèmes d'assainissement ont été entrepris. Les DOM ont ainsi profité de facilité de financement allant jusqu'à 80% de subventions publiques sur les travaux (nationales et Européennes).

- Les acteurs institutionnels et planification de l'assainissement

Les Offices de l'Eau ont été institués par la loi du 13 décembre 2000 d'orientation pour l'Outre-Mer comme une déclinaison locale des Agences de l'Eau métropolitaine. A l'exception de Mayotte, il en existe un par DOM. Leurs compétences sont définies par le code de l'environnement :

- Etude et suivi des ressources en eau,
- Conseil et assistance technique aux maîtres d'ouvrage dans les domaines de l'assainissement, de la protection de la ressource, de la restauration et de l'entretien des milieux aquatiques,
- Programmation et financement, par subventions, d'actions et de travaux. Les offices de l'eau ont la charge de produire, avec l'aide des comités de bassin, les schémas directeurs d'aménagement et de gestion de l'eau (SDAGE) qui sont les documents de planification du secteur. Sur proposition du comité de bassin, l'Office perçoit des redevances sur l'utilisation de l'eau sur le territoire (prélèvements sur la ressource, pollution, stockage d'eau ...). Les Offices financent à hauteur de la moitié de leur budget les subventions d'investissement pour l'eau potable et l'assainissement dans le cadre des programmes prioritaires d'intervention. 30 à 40% de leurs moyens sont destinés au financement d'études sur les milieux aquatiques.

Les Offices sont rattachés aux départements, contrairement aux Agences de l'Eau qui sont des établissements publics d'Etat. Le directeur de l'Office est ainsi désigné par le président du conseil général qui est également président du conseil d'administration de l'Office de l'Eau. « *Il arrive parfois qu'il soit suspecté de considérer l'Office de l'Eau comme un service du département et de subordonner les enjeux de la politique de l'eau à d'autres considérations* » (Lefebvre et Roche, 2015).

Les Directions de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DEAL) constituent l'acteur principal au sein des services de l'Etat de la politique de l'Eau. Ce sont elles qui coordonnent les Services de Police de l'Eau (SPE). Ces dernières sont placées sous l'autorité du préfet et mettent en place et réalisent les plans de contrôle départementaux, en particulier au niveau des rejets des STEU. Les SPE ont également un rôle dans la validation des cahiers de vie et des données d'autosurveillance réglementaire des STEU.

Les directions de l'agriculture et de la forêt (DAAF) et les agences régionales de la santé (ARS) peuvent également être mobilisées sur certaines questions en lien avec l'assainissement.

Les collectivités territoriales sont responsables de la mise en œuvre sur leur territoire de la politique régionale déclinée dans le SDAGE. Elles peuvent transférer toutes ou une partie de leurs compétences eau à un établissement public de coopération intercommunale (EPCI), ce qui sera obligatoire à partir de 2020.

La planification locale de l'assainissement est faite à partir du zonage d'assainissement. Elle correspond à une transposition de la DERU dans le code général des collectivités territoriale (L.2224-10 CGCT). Elle est obligatoire pour toutes les communes. Elle délimite, après enquête publique, les zones d'assainissement collectif, les zones d'assainissement non collectif, les zones où des actions sont à entreprendre vis-à-vis de la gestion des eaux pluviales (imperméabilisation, écoulement, stockage...).

Ce zonage d'assainissement peut être complété (pas d'obligation) d'un schéma directeur d'assainissement (SDA) qui comprend un diagnostic approfondi de l'existant, des scénarios et études comparatives technico-financières (incluant une évolution du prix de l'eau) et les orientations du schéma directeur avec une priorisation des actions à effectuer ainsi qu'une description des ouvrages techniques à réaliser (DREAL Bourgogne Franche-Comté, 2016). Enfin, un schéma d'assainissement collectif des eaux usées peut venir compléter le SDA, il comprend alors un descriptif détaillé des ouvrages de transport et collecte des eaux usées. L'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (2016) recommande de créer un comité de pilotage (Police de l'eau, financeurs, syndicat d'assistance technique pour l'épuration et le suivi des eaux (SATESE), Exploitants, Services Techniques de collectivités), et de se faire accompagner (assistance à la maîtrise d'ouvrage) pour le montage de(s) l'étude(s), qui sera réalisée par un bureau d'étude spécialisé.

C'est sur la base de ces documents de planification générale que sont lancés les projets de réalisation des ouvrages d'assainissement. Ils repassent par des phases d'études au cours desquelles les préconisations techniques (capacité, procédés) des ouvrages peuvent être revues. Ces études sont réalisées par des bureaux d'études spécialisés.

- Les moyens financiers

Le rapport interministériel sur la question de l'eau et l'assainissement dans les DOM (Lefebvre et Roche, 2015) souligne les très faibles capacités d'autofinancement (CAF) des services d'eau potable et d'assainissement dans les DOM. Elles sont imputables à une faible assiette pour la perception de redevance (problème généralisé de raccordement au réseau, de facturation mais aussi moindre population), ainsi qu'à de fortes charges de personnel. Pour l'assainissement la CAF est évaluée à 15 millions d'euros par an et par département.

Selon un bilan général dressé par la direction de l'eau et de la biodiversité (DEB) du MTES, entre 2007 et 2013, 495 millions d'euros auraient été investis dans l'assainissement dans les DOM sur cette période. L'origine des fonds était répartie de la manière suivante :

- Autofinancement et emprunts (AFD) : 34%
- Fonds européen de développement régional (FEDER) : 38%
- Financeurs locaux : 15 % (département et régions 7%, offices de l'eau 8%)
- Etat (Agence Française de la Biodiversité AFB et Ministère des Outre-Mer MOM) : 13%

L'AFB gère un fond de 25 millions d'euros annuels pour le financement des ouvrages d'assainissement dans les DOM et la Corse, au titre de la solidarité interbassins. Ces fonds proviennent des agences de l'eau métropolitaines.

L'AFD finance l'assainissement dans les DOM à hauteur de 78 millions d'euros sur 2017 (AFD, 2019), principalement sous la forme de prêts bonifiés.

Le rapport interministériel sur la question de l'eau et l'assainissement dans les DOM (Lefebvre et Roche, 2015) propose une restructuration de l'approche nationale à travers la création du plan eau DOM. Ce dernier a été signé le 30 mai 2016. Il part du constat suivant :

- Il y a des problèmes de gouvernance importants dans les DOM, qui sont un frein au développement des secteurs de l'eau et de l'assainissement. Cependant, l'Etat n'a pas vocation à se substituer aux collectivités locales dans la gestion de leurs territoires.
- A l'inverse, l'Etat et ses opérateurs doivent s'assurer de la pérennité et de l'efficacité des actions qu'ils financent, et plus se contenter d'être de simples guichets au prétexte de la libre administration des collectivités.

Le plan eau DOM prévoit donc une structuration de l'appui des différents bailleurs dans les DOM (Etat, AFB, AFD, Caisse des Dépôts). Leurs fonds seront mobilisables uniquement dans le cadre d'une démarche contrat de progrès. C'est à dire la contractualisation de chaque EPCI des DOM sur des engagements sur 5 ans minimum mais dans une perspective décennale, sur la base de diagnostics conjoints. Ces contrats intègrent un plan d'investissement mais aussi un plan d'action et des indicateurs de suivi et d'objectifs. Ils visent à développer les CAF, qui sont les leviers de mobilisation des fonds d'accompagnement. Les investissements

contribuant à l'amélioration des recettes (raccordements, réduction des impayés...) et à la diminution des charges sont privilégiées, et toute dépense générant de nouveaux coûts de fonctionnement doit être minutieusement étudiée.

Les contrats de projets ont tous été signés avant le 31 décembre 2018, sous peine d'être exclu des crédits d'investissement de l'Etat.

1.4. Panorama de l'assainissement dans les DOM

L'application de la politique nationale est en perpétuelle évolution vis à vis du contexte ultramarin. Son opérationnalité est encore très variable selon les territoires. Cela se traduit, entre autre, par des degrés différents de remontées d'information dans le système national (Roseau/Sispea), pourtant obligatoire depuis l'exercice 2015 pour toutes les agglomérations de plus de 3500 habitants : la comparaison basée sur des indicateurs chiffrés est donc limitée. Quelques-uns sont tout de même présentés dans le Tableau 5.

En guise de synthèse du contexte relatif à l'assainissement collectif, 3 situations sont présentées. Les 2 extrêmes avec La Réunion qui est le territoire le mieux équipé et Mayotte où plus de 30% des ménages n'ont pas d'accès privés à l'eau potable et où 59% d'entre eux ne sont pas équipés de toilettes à chasses (SIEAM, 2016). La situation dans les Antilles Guyane est plus homogène et est présentée à travers le cas de la Martinique.

Un point sur l'assainissement non collectif (ANC) viendra compléter le panorama.

Tableau 5 : Caractéristiques de l'assainissement collectif (AC) dans les DOM. * Le taux de charge moyen du parc est estimé sur la base déclarations des collectivités dans SISPEA pour 2016. ** Les déclarations de boues produites par les ouvrages sont comparées à une production théorique calculée à partir des charges entrantes en utilisant la formule du binôme simplifiée (Duchene, 1999). * 54 % pour les STEU > 2000 EH (Stricker et al., 2018), 55% pour < 2000 EH (Mercoiret et al., 2010). Données : SISPEA 2016 (2018), Office de l'Eau Réunion (2018), SIEAM (2016), Lefebvre et Roche (2015), Wittner (2013)**

	Guadeloupe	Martinique	Guyane	Réunion	Mayotte	France
Linéaire de réseau eaux usées (km)	507	543	355	1589	121	
Taux de renouvellement moyen annuel (5 dernières années)	0,22%	0,43%		0,10%		0,43%
Linéaire moyen pour desservir un abonné (m)	6,7	6,1	10,4	8,5	11	5,6
Part des foyers raccordés à l'assainissement collectif	39%	49%	45%	52%	19%	81%
Capacités cumulées des stations d'épuration en service (EH)		395 000		676 000	68 000	104 millions
Taux de charge moyen du parc *		53%		63%	36%	54%***
Proportion de boues extraites**	44%	49%		71%		
Prix service AC / m3 sur la base de 120 m3/an	2,53 €	2,43 €	1,73 €	1,41 €	1,61 €	1,93 €
Part des factures impayées	38%	13%		5%	12%	

- La Réunion, un modèle de gestion centralisé, avec ses limites

La Réunion compte 16 stations de tailles comprises entre 4 500 et 170 000 EH, qui sont réparties sur le pourtour de l'île, schématiquement à raison d'une par collectivité. Le reste du parc est constitué d'unités en assainissement non collectif (ANC) pouvant tout de même compter plusieurs centaines d'EH.

La capacité totale de traitement des 16 STEU en assainissement collectif est supérieure à la population totale du département (sur la base de 1EH=1,33 habitants). Seule 3 STEU sont exploitées en régie (pour 13% de la

capacité épuratoire), la majorité est donc sous le régime de la délégation de service public (DSP). En 2018, 52% de la population relève de l'assainissement collectif et est reliée à ces stations par près de 1 600 km de canalisation. Le rythme des extensions et raccordements au réseau est soutenu et stable, la part de la population relevant de l'ANC est passée de 58% à 48% de 2009 à 2016. Il est cependant probable que l'extension du réseau marque le pas au cours des prochaines années : une fois les agglomérations connectées, le coût d'extension vers les zones moins denses explose. Par ailleurs l'île connaît une forte sismicité et est déjà confrontée à d'importants problèmes d'H₂S dans les canalisations, facteurs qui devraient représenter un frein important à son extension. 14 des 16 STEU (98% de la capacité épuratoire) ont été mises en services après 2010.

En 2018, l'Office de l'Eau estime le taux de restitution des eaux usées à 70% du volume produit. Il n'existe pas de synthèse sur les performances des installations de traitement. Toutefois, étant donné que le parc de station est exclusivement composé de procédés type boues activées, le taux d'extraction des boues reflète en partie la qualité du traitement. La production de boues par les stations réunionnaises est en croissance continue, elle a doublé entre 2012 et 2016 (Office de l'Eau, 2018). Elle correspond à 71% de la production théorique au regard des charges entrantes sur les ouvrages. C'est largement supérieur à ce qui est constaté dans les autres DOM, même si la valeur doit être nuancée du fait de l'acceptation sur certains ouvrages d'un volume inconnu de matières de vidanges issues de l'ANC. Les ¾ des boues sont épandues, une part de plus en plus importante rejoint une filière de compostage et seuls 3% des boues extraites sont envoyées en installation de stockage des déchets non dangereux.

Paradoxalement, la redevance assainissement est la plus faible des DOM. Elle est en constante augmentation mais le sujet est socialement très sensible. Pourtant, une révision conséquente du prix de l'eau est indispensable, tant pour mettre en place une véritable gestion patrimoniale et garantir la pérennité des investissements réalisés, que pour l'extension des réseaux de collecte de manière à « rentabiliser » les investissements consentis pour les ouvrages de traitement de manière à ce qu'ils atteignent des taux de charges corrects. La Réunion a su mobiliser des fonds, majoritairement hors de l'île, pour réaliser un système d'assainissement potentiellement efficace mais avec des coûts d'entretien bien supérieurs aux moyens actuels du secteur. Saura-t-elle se mobiliser pour conserver un service d'assainissement performant ?

- Mayotte, un service à développer

A l'autre extrémité du spectre, l'assainissement à Mayotte est encore très peu développé. Sur la base des consommations d'eau potable et des volumes d'eaux usées accueillis sur le parc de stations, le SIEAM (2016) estime le taux de restitution des eaux usées à 4% des volumes d'eau potable produits.

La gestion de l'eau et de l'assainissement est sous la compétence du Syndicat Intercommunal d'Eau et d'Assainissement de Mayotte (SIEAM). L'ANC reste une compétence communale.

Le SIEAM exploite 35 STEU présentes sur l'île. 6 seulement ont une capacité supérieure à 1 000 EH, et 2 d'entre elles ont été mises en service en 2018. La capacité totale de ces ouvrages permettrait de traiter les rejets de 34% de la population de l'île. Pour atteindre les 76% de population en assainissement collectif affiché par le zonage d'assainissement de 2006, et ainsi répondre aux obligations réglementaires d'ici 2027, le schéma directeur d'assainissement (2015) prévoit la construction 29 nouvelles STEU de 260 à 45 000 EH, 340 km de réseau, 11 000 boîtes de branchement et 2 unités de co-compostage pour la gestion des boues produites. Les besoins en financement sont estimés à entre 700 et 800 millions d'euros, soit 90 millions par an d'ici 2027. A titre de comparaison, en 2015 le SIEAM a investi 13,6 millions d'euros dans les infrastructures d'assainissement. A travers les 5 DOM, l'ensemble des investissements réalisés par le secteur de l'assainissement entre 2007 et 2013 correspond à 495 millions d'euros (§ 1.3 Moyens financiers). Un premier contrat de progrès a été signé en 2018, il apporte 140 millions d'euros sur 3 ans.

Les marges de manœuvres du SIEAM pour accroître ses capacités d'autofinancement sont limitées. Le prix de l'eau, même si il est un des plus bas des DOM, représentait 17% des revenus moyens d'un foyer Mahorais au début des années 2010 (Sturma, 2013), alors que l'OMS préconise que le coût de l'eau reste inférieur à 3% des revenus des ménages (moyenne Française 3,3%). D'après l'organisme gestionnaire, le taux de recouvrement des factures était cependant exceptionnellement haut en 2015 (98%), même si c'est moins le cas aujourd'hui (88% en 2018). Au-delà des problèmes de gestion et de malversations financières au SIEAM (Cours des Comptes, 2018), une partie du problème vient du refus des populations à se raccorder au réseau

alors même qu'une boîte de branchement existe. Le SIEAM estime que 25% des habitations desservies par une boîte de branchement ne sont pas raccordées. Avec près de 60% des habitations dépourvues de toilettes à chasse, la question du raccordement au réseau dépend fortement de l'évolution des habitudes des ménages.

Au niveau des ouvrages, le corolaire est une très faible charge entrante. A l'exception de la STEU du Baobab (Mamoudzou), les principales STEU du SIEAM reçoivent une charge inférieure à 10% de leur capacité nominale (SIEAM, 2016), pour une moyenne à 36% au niveau de l'île. Les bilans réalisés dans le cadre d'expertises en vue de l'actualisation du SDA font état d'une situation catastrophique du parc, avec la plupart des ouvrages en dysfonctionnement ou à l'arrêt (Entech, 2015). Il n'existe pas à l'heure actuelle de solution pour la gestion des boues d'épuration autre que l'enfouissement en décharge, très onéreux (coût correspondant à 165% du coût d'élimination par co-compostage, SIEAM, 2016).

La signature du contrat de progrès 2019-2021 et l'annonce par le SIEAM de la mise en place d'une DSP pour 2019 apportent un peu d'espoir au secteur. Cependant, l'objectif réglementaire de 2027 paraît encore hors de portée. Le service d'assainissement à Mayotte est encore balbutiant et une partie des choix de systèmes d'assainissement retenus dans le SDA semble loin de la réalité de la majorité des Mahorais.

- La Martinique et le poids des petits ouvrages collectifs,

La Figure 3a présente le parc de STEU martiniquais. Une dizaine d'ouvrages de capacités de traitement supérieures à 10 000 EH représentent 60% de la capacité épuratoire de l'île. 90% du parc est composé des stations de capacités inférieures à 2 000 EH pour à peine plus de 15% de la capacité totale de traitement. Par ailleurs, plus la capacité des ouvrages diminue, plus la part d'ouvrages sous maîtrise d'ouvrage privés augmente (SPE Martinique, 2012).

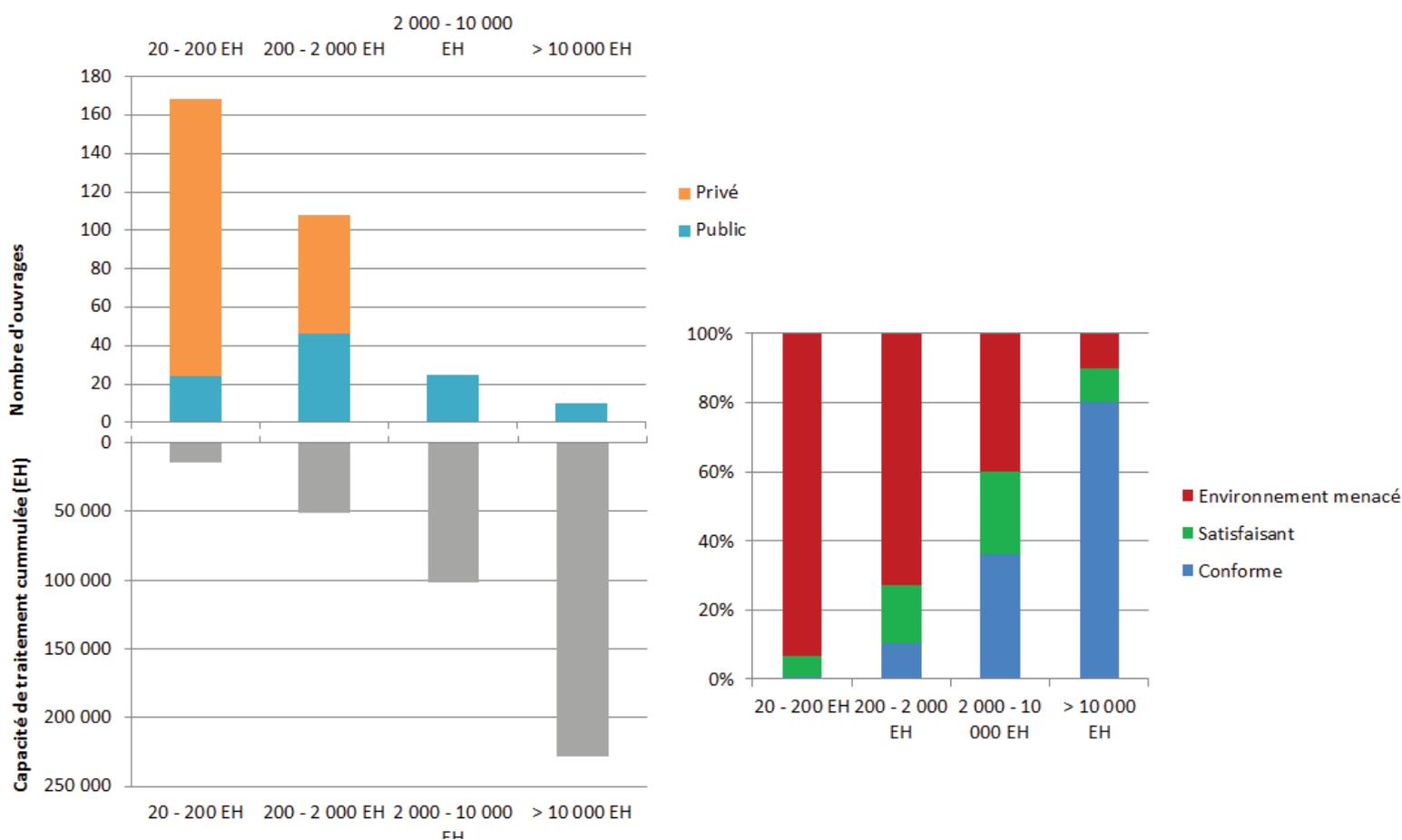


Figure 3: Composition (a) et conformité du parc de STEU martiniquais (b) en fonction de la capacité des ouvrages en 2011. Données DEAL Martinique (2012).

Dans son rapport de 2012, le SPE de la Martinique a défini 3 niveaux de conformité vis-à-vis de la réglementation :

- Conforme : les équipements, résultats et nombre d'analyses et de mesures sont conformes à la réglementation ;
- Satisfaisant : lorsque les résultats et le nombre d'analyses respectent la réglementation ;
- Environnement menacés : pour l'ensemble des autres cas.

La Figure 3b présente la conformité du parc de STEU martiniquais en fonction de la capacité des ouvrages. Il a été réalisé sur la base des données d'autosurveillance transmises par les exploitants, ainsi que sur les résultats des contrôles réalisés par le SPE (une cinquantaine d'ouvrages par an). Le taux de non-conformité issu des contrôles de terrain (43%) est plus élevé que le taux de non-conformité au vue des données d'auto-surveillance (31%). Le SPE l'explique par le fait que les contrôles sont orientés vers des ouvrages supposés moins performants, ainsi que par les règles de tolérances qui permettent aux exploitants, en répétant les campagnes de mesures d'éliminer quelques résultats dépassant les seuils réglementaires.

Les ouvrages de grandes capacités sont largement conformes aux exigences réglementaires, mais la proportion diminue rapidement selon la capacité (à peine 1/3 des STEU 2 000 – 10 000 EH). En dessous de 2 000 EH, la situation est très préoccupante : moins de 5% des ouvrages sont conformes à la réglementation.

- L'ANC en semi-collectif et maîtrise d'ouvrage privée, un futur poids supplémentaire pour les collectivités

Au cours des dernières décennies, la forte extension urbaine a vu les nouveaux lotissements bâtis être dotés de petits réseaux de collecte des eaux usées associés à des STEU de petites tailles. Construites par les promoteurs immobiliers en même temps que les logements avant que le réseau collectif soit mis en place, les critères qui conduisent aux choix technologiques sont bien souvent une moindre emprise au sol et un coût de construction minimum. Ces stations et leurs réseaux se retrouvent par la suite à la charge de la copropriété. Initialement, du point de vue juridique ces ouvrages relèvent de l'ANC puisqu'ils sont sur le domaine privé, même s'ils sont en zonage assainissement collectif. Ils sont par la suite fréquemment rétrocédés à la collectivité (souvent contre son gré) qui se retrouve à devoir gérer une multitude de petits ouvrages aux performances désastreuses, rarement compatibles avec les obligations réglementaires qui leur sont imposées. Cette situation est très répandue dans l'ensemble des DOM : la Réunion compte plus de 460 ouvrages de ce « type » (Office de l'Eau de la Réunion, 2015), la Guadeloupe au moins 309 (Office de l'eau Guadeloupe, 2011).

En 2014, l'Office de l'Eau de la Guadeloupe a effectué une étude du parc de stations 20 – 2000 EH sur son territoire. Sur 309 ouvrages, 80 ont été audités. Sur cet échantillon, l'âge moyen des stations est de 15 ans. Les boues activées représentent à elles seules 69% du parc composé au 2/3 de station de capacités inférieure à 500 EH. 78% des STEU présentaient des dégradations et 84% des pannes matérielles. 28% étaient à l'abandon et n'étaient pas exploitées. Des défauts de recirculation ou d'extraction des boues ont été constatés dans 78% des cas. 80% des stations présentaient une forte sensibilité aux eaux claires météoritiques et aux eaux claires parasites. Une seule station avait un plan de gestion des boues et des sous-produits d'épuration.

- L'ANC en traitement individuel à la parcelle, un chantier colossal qui peine à se mettre en place

L'ANC concerne la majorité de la population des DOM (de 81% de la population à Mayotte, à 48% à la Réunion, tableau 5). Une (petite) partie relève en réalité de traitement semi-collectif tel qu'il a été caractérisé au paragraphe précédent. L'assainissement individuel en tant que tel reste très largement répandu. Comme pour la métropole, la réglementation pour l'ANC impose la création des Services Publics d'Assainissement Non Collectif (SPANC) et un premier contrôle de l'ensemble du parc avant le 31/12/2012 (2019 pour Mayotte). Il n'existe pas en 2018 de documents de synthèse sur l'état du parc ANC dans aucun des DOM. Les retours du terrain indiquent que la phase de diagnostic initiale est en cours. Les SPANC ont du mal à se mettre en place, à recruter du personnel compétent. Le parc à expertiser est immense (estimé à 173 000 installations

à la Réunion), et la population est très réticente. L'application prochaine de la Loi NOTRe (Nouvelle Organisation du Territoire de la République) qui vise à ce que la compétence assainissement soit systématique déléguée à l'échelle des intercommunalités, incite les plus petites collectivités à attendre 2020. Le chantier est immense et les problématiques complexes : faibles revenus dont disposent les ménages (les offices envisagent de subventionner les visites des SPANC mais pas les travaux), problématiques foncières et emprise au sol des filières traditionnelles, filières agréées sur plateforme en métropole non adaptée à la zone tropicale (surcharge hydraulique notamment). Pour ces raisons, la tendance est au raccordement aux réseaux collectifs, même si cette question mériterait une analyse économique et environnementale.

2 Etat des lieux de l'assainissement au Sénégal

L'analyse de la situation du Sénégal vis-à-vis de l'assainissement est présentée de manière similaire au contexte des DOM. La présentation du contexte géographique et des réalités socio-économiques du pays permet de faire ressortir les principaux éléments impactant la gestion des eaux usées. Le cadre réglementaire national et ses déclinaisons en stratégie et principaux programmes définissent les objectifs auxquels doit répondre le secteur de l'assainissement. Une description des acteurs en présence précise la structuration du secteur, le rôle de chacun et les leviers mobilisables. Enfin, un état des lieux de la situation de l'assainissement est présenté sur la base d'une synthèse des documents recensés sur la zone.

2.1 Un territoire marqué par une disponibilité en eau inégale...

Le Sénégal a une superficie de près de 200 000 km² (soit 30% de celle de la France). Il est bordé à l'ouest par 560 km de côtes le long de l'océan Atlantique, au nord le fleuve Sénégal constitue une frontière naturelle avec la Mauritanie. De l'est au sud le pays partage des frontières avec le Mali, la Guinée et la Guinée-Bissau. La presqu'île du Cap Vert (où se situe la capitale Dakar) constitue la partie la plus occidentale de toute l'Afrique continentale (Figure 4).

La topographie est faible sur l'ensemble du territoire, composée de plaines et de bas plateaux dépassant rarement 100 mètres d'altitude, à l'exception du sud-est dans la région du Fouta-Djalou (Nepen Diakha, 971m). Deux fleuves principaux traversent le pays :

- le fleuve Sénégal, long de 1 750 kilomètres, prend sa source en Guinée et se jette dans l'Atlantique à Saint-Louis. Sa plaine alluviale est particulièrement favorable à l'agriculture puisque en période de crue (de mai à octobre, jusqu'à 5 000 m³/s au niveau du delta) 1 millions d'hectares de terre se retrouve inondés.
- le fleuve Gambie naît aussi dans le Fouta-Djalou et se termine par un estuaire dans l'Atlantique. Il s'écoule principalement en Gambie, petit pays d'une quinzaine de km de large de part et d'autre du fleuve, entièrement bordé par le Sénégal.

Le climat du Sénégal est caractérisé par une saison des pluies dont la durée diminue progressivement vers le nord (juin-octobre au sud, juillet-septembre au nord) et une saison sèche (novembre-juin). Sur la côte les températures oscillent entre 16 et 35°C mais peuvent atteindre 45°C dans les terres. La pluviométrie moyenne sur le territoire est de 687 mm/an. Cette moyenne masque de fortes variations, à la fois interannuelles et géographiques. Le nord du pays a un climat de type Sahélien avec des précipitations faibles (220 mm à Podor) alors qu'au sud le climat est de type tropical (1 300 mm à Zinguichor) (Ndong, 1995). Sur l'ensemble du territoire l'évapotranspiration est très importante, proche de 2 000 mm/an.

Le potentiel hydrique renouvelable est évalué par l'Etat à 4 750 m³/habitant/an (LPSD, 2016), largement au-dessus du seuil de pénurie relative (1 000 m³/hab/an). Cependant la ressource est très inégalement répartie, sa mobilisation nécessite le développement d'infrastructures importantes. A titre d'exemple, l'approvisionnement en eau de la région de Dakar provient à 30% du lac de Giers, situé à plus de 200 km au nord dans le delta du fleuve Sénégal. Les eaux souterraines présentent un réservoir important, à travers 4 systèmes aquifères différents. Là encore leur mobilisation nécessite des moyens : dans le Ferlo (zone sylvo-

pastorale située au nord-est du pays) les forages descendent jusqu'à plus de 300 m de profondeur (ADOS, 2017).



Figure 4 : Cartedu Sénégal. ONU, 2002.

Du point de vue de l'assainissement, et des réseaux en particulier, les contraintes physiques (topographie, sismicité) sont moins marquées que dans les DOM. Les fortes températures favorisent le développement d'H₂S et la faible topographie, les remontées de nappes en zone littorale pendant la saison des pluies en particulier.

L'important potentiel hydrique théoriquement mobilisable focalise les efforts du secteur de l'eau et de l'assainissement vers la production d'eau à partir des ressources naturelles. La réutilisation des eaux usées traitées pourrait, pour certains usages et dans certaines zones, présenter une alternative économiquement intéressante.

Les enjeux environnementaux sont moins prégnants que dans les DOM, d'une part, le patrimoine naturel est moins varié, la pression moindre, mais également par ce que les enjeux sanitaires passent au premier plan : on vit 15 à 20 ans de moins au Sénégal que dans les DOM.

2.2 ... tout comme son développement

Le Sénégal compte plus de 15,25 millions d'habitants d'après les dernières projections démographiques de l'Agence Nationale de la Démographie et de la Statistique (ANDS EDS-Continue 2017). La transition démographique n'est pas encore achevée comme le montre le taux de croissance démographique (2,8% en 2017) et l'évolution de l'indice de fécondité (de 6,4 en 1986 à 4,6 enfants par femme en 2017). L'espérance de vie est de 65 ans, et le taux de mortalité infantile reste très élevé : 51‰. Il y a en moyenne 8,7 personnes par ménage, un peu moins en zone urbaine (6,5) et plus en zone rurale (11).

En 2017, l'ANSD estime que 53,5% de la population vit en zone rurale pour 46,5% en ville. L'exode rural se poursuit, la région de Dakar accueillant chaque année 125 000 habitants supplémentaires. La population est fortement polarisée sur la façade maritime, en particulier autour de la presqu'île du Cap Vert. La région de Dakar abrite plus de 23% des Sénégalais. En prenant en compte les régions voisines de Thiès et Diourbel, c'est 48% de la population qui se retrouve sur moins de 15% du territoire. Sur les 10 villes de plus de 100 000 habitants que compte le pays, seules 3 sont en dehors de ces 3 régions.

Classé 162^{ème} sur 188 pays, le Sénégal a un des plus faibles indices de développement humain du monde (PNUD, 2017). Les revenus par ménages sont très inégaux. Le salaire moyen mensuel par membre du ménage est de 5 439 FCFA (Franc de la Communauté Financière Africaine, 100 FCFA = 1€) dans le département de Ranérou Ferlo (zone rurale) pour 32 715 FCFA à Rufisque dans la région de Dakar (ACTED, 2018). Il y a donc un facteur 6 entre les moyens disponibles en ville et à la campagne. A titre de comparaison, le seuil international de pauvreté qui est défini à 1,25 \$/j correspond à 20 000 FCFA par mois. 36% de la population vit en dessous de ce seuil de pauvreté.

D'après l'enquête continue démographie et santé de l'ANDS (EDS-Continue 2017), 46% des femmes et 36% des hommes n'ont aucun niveau d'instruction. En ce qui concerne spécifiquement le secteur de l'assainissement, si en 2009 il n'existait pas sur le sol Sénégalais de formation spécialisée dans le domaine (Bassan, 2009), l'offre s'est développée puisqu'il existe au moins 2 cursus (licence à Thiès, et licence et master à Dakar).

La forte croissance démographique conjuguée à l'exode rural entraîne une explosion de la population urbaine et la multiplication des quartiers d'habitats informels. La planification, la mobilisation du foncier et la réalisation des infrastructures collectives est de ce fait complexe.

En dehors des gros centres urbains, la densité de population est faible ce qui laisse plus de latitude pour l'installation des infrastructures d'assainissement.

En revanche, avec un coût de construction d'une latrine améliorée (196 500 FCFA, PA-SNAR, 2016) supérieur au revenu moyen annuel des ménages en zone rurale, la capacité financière de la population est un frein au développement de l'assainissement.

2.3 Organisation du secteur de l'eau et de l'assainissement au Sénégal

2.3.1 Textes fondateurs

- Code de l'assainissement

Adopté par la loi n° 2009/24, le code de l'assainissement définit le cadre juridique de l'assainissement au Sénégal. Il précise que l'Etat assure une fonction d'autorité déléguée des services collectifs d'assainissement (par la concession, l'affermage ou la régie), délimite le domaine de l'assainissement et énonce les dispositions relatives aux déversements des déchets liquides. Il fixe des dispositions particulières en matière de réutilisation, de gestion des boues de vidanges, et de l'assainissement autonome. Il expose également les sanctions prévues pour des infractions au code de l'assainissement.

La norme Sénégalaise NS 05-061 de juillet 2001 précise les normes de rejets des eaux usées qu'elles soient d'origine industrielle ou domestique et quel que soit le milieu récepteur (3 sont définis : eaux de surfaces, souterraines ou marines). Les niveaux de rejets maximum réglementaires au Sénégal et en France (arrêté du 21 Juillet 2015) sont généralement comparables (Tableau 6). Ce qui est ambitieux étant donné qu'en France la norme actuelle est le résultat de plusieurs évolutions, et que le parc de STEU et les services sont bien développés.

Les modalités d'échantillonnages peuvent différer entre les 2 réglementations. Mais la principale différence tient au fait que la norme Sénégalaise ne définit pas d'objectifs en termes de rendement épuratoire, ce qui

est logique puisqu'elle n'impose pas de traitement si les concentrations des rejets sont inférieures aux seuils définis.

Tableau 6 : Limite de rejet des stations de traitement fixé par le Norme NS 05-061 de l'état du Sénégal et de l'arrêté du 21 Juillet 2015 en France. * pour les zones sensibles à l'eutrophisation

Paramètres	Sénégal		France	
	Valeurs limites	Charge Brute	Valeur limites	Charge Brute
pH	5,5 à 9,5	-	6,5 à 8,5	-
Température	< 30°C	-	< 25 °C	-
DBO ₅	80 mgDBO ₅ /L	< 30 kg DBO ₅ /j	35 mgDBO ₅ /L	< 120 kg DBO ₅ /j
	40 mg DBO ₅ /L	> 30 kg DBO ₅ /j	25 mg DBO ₅ /L	> 120 kg DBO ₅ /j
DCO _{totale}	200 mgDCO /L	< 100 kgDCO /j	200 mgDCO /L	< 120 kg DBO ₅ /j
	100 mgDCO /L	> 100 kgDCO /j	125 mgDCO /L	> 120 kg DBO ₅ /j
MES (total)	50 mgMES /L	-	35 mgMES /L	-
Azote Total (NGL)	30 mgN /L	> 50 kgN /j	15 mgN/L*	> 600 et < 6000
	(moy. Mensuelle)		10 mgN/L*	> 6000 kgDBO ₅ /j
Phosphore total	10 mgP /L	> 15 kgP /j	2 mgP /L*	> 600 et < 6000
	(moy. mensuelle)		1 mgP /L*	> 6000 kgDBO ₅ /j

- La déclaration de Ngor :

Cette déclaration a été adoptée en mai 2015 lors de la 4^{ème} conférence régionale sur l'hygiène et l'assainissement en Afrique (AfricaSan4), qui se déroulait à Ngor, un quartier de Dakar. Même si elle n'a pas force de loi, cette déclaration fixe un cap et définit des objectifs. Elle est régulièrement citée dans les programmes et plans d'actions institutionnels du secteur. Elle a été adoptée sous l'égide du conseil des ministres africains de l'eau et de l'assainissement (AMCOW). Elle se résume par « Réaliser un accès universel aux services appropriés et durables d'hygiène et d'assainissement et mettre fin à la défécation à l'air libre d'ici 2030 ». Etablie avant le lancement des ODD (voir introduction), elle intègre les engagements de l'ODD 6 et l'assortit d'un engagement financier : augmenter les lignes budgétaires dédiées à l'hygiène et l'assainissement jusqu'à atteindre 0,5% du PIB d'ici 2020. Le montant effectivement décaissé en 2017 pour l'assainissement (MHA, 2018) correspond à 0,22% du PIB du Sénégal (Banque Mondiale, 2018) sur la même année.

2.3.2 Acteurs du secteur

- Au niveau institutionnel

L'assainissement est une compétence régaliennne, comme présenté dans le code de l'assainissement. Le décret n° 2014-877 assigne au **ministère de l'Hydraulique et de l'Assainissement** (MHA) ses missions, en particulier « la politique de l'assainissement ». Le MHA est divisé en 2 sous-secteurs : celui de l'hydraulique et celui de l'assainissement via la **direction de l'assainissement** (DA).

D'un point de vue opérationnel, le sous-secteur de l'assainissement est lui-même subdivisé en 2 volets :

- l'assainissement urbain, qui relève de l'**Office National de l'Assainissement du Sénégal** (ONAS). L'ONAS est un établissement public à caractère industriel et commercial (EPIC). Ce délégataire créé en 1996 est chargé de la planification des investissements, la maîtrise d'ouvrage, la conception et le contrôle des études et des travaux des infrastructures d'eaux usées et d'eau pluviale, l'exploitation et la maintenance

des installations, le développement de l'assainissement autonome et de la valorisation des sous-produits d'épuration (Loi n°96 – 02 du 22 février 1996). L'ONAS est placé sous la tutelle technique du Ministère de l'Hydraulique et de l'Assainissement et sous la tutelle financière du Ministère de l'Economie des Finances et du Plan. Malgré un plan de performance Etat-ONAS signé en 2008, l'ONAS n'a toujours pas atteint l'équilibre financier 10 ans après (MHA, 2018). Le taux de couverture de ses charges a même baissé de 2% en 2017 pour atteindre 81%. Ses recettes sont composées à 94% par la redevance assainissement, qui est prélevée sur l'ensemble des factures d'eau des citoyens, y compris dans les quartiers et les villes dans lesquels l'ONAS n'a pas d'infrastructures. 3,5% proviennent des raccordements, qui peuvent être facturés jusqu'à 1 000 000 de FCFA (30 mois de salaire moyen par habitant en zone urbaine), même si il existe des dispositifs d'aide pouvant aller jusqu'à la gratuité du raccordement.

- l'assainissement rural qui fait intervenir la DA via ses délégations régionales.

Le **Programme Eau Potable et Assainissement du Millénaire** (PEPAM) créé par arrêté du 20 octobre 2005 a joué, à travers sa cellule de coordination, une fonction de fédération des interventions des acteurs à travers un cadre unifié d'intervention. 3 ans après la fin des OMD il semble toujours actif sans que ses missions ne semblent avoir évolué.

Le contexte institutionnel est marqué par une volonté de décentralisation de la compétence assainissement vers les collectivités locales. L'ONAS gardant ses prérogatives au niveau des villes, le sujet est particulièrement sensible pour l'assainissement rural. A l'heure actuelle, le contour réel du transfert de la compétence et des moyens associés n'est pas connu, ce qui génère des tensions au niveau local.

- Organisations de la société civile (OSC)

Les moyens de la DA pour intervenir en zone rurale sont très limités (1 agent par région tout au plus). De ce fait, le développement de l'assainissement hors des villes repose principalement sur des acteurs non-étatiques. Ce sont bien souvent des organisations non gouvernementales, nationales ou internationales qui sont sur le terrain auprès des populations. Elles utilisent fréquemment comme relais des structures locales : associations de femmes, organisations paysannes ... Leurs actions sont financées sous la forme de projets par l'Etat ou des bailleurs internationaux. Il existe théoriquement des plateformes régionales pour structurer et coordonner les acteurs du secteur portées par les délégations régionales de la DA. Mal identifiées, elles ne semblent pas être généralisées ni disposer de fonds propres. Leur dynamisme fluctue au gré des sollicitations des OSC, qui organisent à leur charge les rencontres.

- Bailleurs-Coopération

Le secteur de l'eau au Sénégal est marqué par l'intervention d'un grand nombre de bailleurs de fonds internationaux. Ces derniers sont de plusieurs natures : agences internationales, coopération inter-états, coopération décentralisée, coopération confessionnelle, fondations privées ... Il n'existe pas de structure formelle d'échange et de coordination des actions des bailleurs au Sénégal. De ce fait, en dehors de la participation aux grands programmes nationaux, leurs actions sur le terrain manquent de cohérence.

- Planification de l'assainissement au Sénégal

L'assainissement urbain étant une compétence régaliennne déléguée à l'ONAS, c'est cette dernière qui prend en charge la planification du secteur en milieu urbain. (Pour plus de détails, voir partie 3, 1.2.2)

2.3.3 Les programmes nationaux

Les grandes lignes de la politique du secteur sont présentées dans la « **Lettre de Politique Sectorielle de Développement 2016-2025** » (LPSD, MHA, 2016). Après avoir dressé un bilan des avancées réalisées lors de la décennie précédente, elle donne des grandes orientations stratégiques pour le secteur reprenant les ODD/déclaration de Ngor : gouvernance, GIRE, accès et gestion eau et assainissement. 4 programmes sont ainsi présentés dont le Programme d'Assainissement et de Gestion des Eaux Pluviales (PAGEP). Le plan de financement prévu est de 1 800 milliards de FCFA pour l'ensemble du secteur, dont 53% seulement étaient financés en 2017.

Le PAGEP est décliné en 2 actions :

- améliorer l'accès à des systèmes d'assainissement durables (assainissement rural), 44 milliards prévu (30% trouvés) ;
- renforcer les capacités de traitement et valoriser les sous-produits de l'assainissement (assainissement urbain), pour 458 milliards (59% trouvés).

A titre de comparaison, le secteur de l'adduction d'eau potable (AEP, programme PAEP) prévoit un budget de 860 milliards de FCFA (73% urbain, 27% rural).

Les villes qui rassemblent 47% de la population concentrent 90% des efforts de financement de l'Etat sur l'assainissement. L'AEP bénéficie d'un financement supérieur de 40% à celui de l'assainissement.

Ces asymétries sont confirmées par le MHA dans sa revue annuelle sectorielle conjointe qui dresse un bilan des réalisations. Pour 2017 (MHA, 2018), l'assainissement en zone rurale a effectivement profité d'un financement correspondant à moins de 2% des montants investis sur l'AEP (soit 2,5 milliards FCFA sur les 5,3 prévus).

Il est à noter que pour 2017, en zone rurale les fonds provenaient à 80% de subventions (bailleurs étranger) et à 20% de prêts. En zone urbaine, les fonds provenaient à 94,4% de prêts, 5,3% de l'Etat directement et 0,3% des usagers via l'ONAS. La présence de subventions en zone rurale et leur absence en zone urbaine illustre les différences de stratégies, et d'actions des bailleurs. Les prêts peuvent être assimilés à des fonds de l'Etat Sénégalais, même s'ils proviennent en réalité de bailleurs internationaux.

De nombreuses stratégies ou sous-programmes gravitent autour du PAGEP. Trois d'entre eux vont être détaillés, permettant de présenter la manière dont la problématique de l'assainissement est appréhendée par l'Etat.

La **Stratégie Nationale pour l'Assainissement Rurale (SNAR)**. Validée en 2013 en réponse à un manque d'efficacité de « l'approche subvention » utilisée jusqu'alors, elle vise à généraliser « l'approche marché », ou marketing de l'assainissement. Cette dernière repose sur l'autoréalisation des ouvrages par les ménages et le secteur privé, qu'il soit formel ou informel (GRET, 2016). L'Etat focalise son action sur le renforcement des capacités du secteur privé, la sensibilisation des populations, la régulation et la gestion des subventions. Ces dernières sont allouées au secteur privé, et doivent permettre :

- de réduire le coût des ouvrages (-17%) par la mise en place de centrales d'achats baissant le coût des intrants et du transport ;
- l'adhésion des populations, qui à travers la réalisation d'un ouvrage, accède à un « pack inclusif » (couverture maladie universelle, assurance agricole, accès au crédit, accès au programme national biogaz, centre d'appel pour la baisse du coût de la vidange mécanique, bonus crédit téléphonique), dont les cotisations seraient prises en charge par l'Etat (subventions cachées).

La sensibilisation des populations et la porte d'entrée dans le dispositif reposent sur l'approche ATPC².

Le **Programme de Structuration du Marché des Boues de Vidange (PSMBV)**

Il vise à améliorer l'accès des foyers à faible revenus de la région de Dakar à une vidange mécanique, afin de réduire la pratique de la vidange manuelle (qu'elle soit familiale ou fasse intervenir un manœuvre), aux lourds

² Assainissement Total Piloté par les Communauté : démarche visant à l'éradication de la défécation à l'air libre en zone rurale. Elle utilise le dégoût et la honte comme leviers pour stimuler la demande des usagers. Voir Partie 3, 1.2.3.

impacts sanitaires et environnementaux. Il a consisté en la structuration du secteur de la vidange mécanique, la mise en place de certification de vidange, la création de centres d'appel, et l'instauration d'un fond de garantie. Il repose sur l'implication du secteur privé et la stimulation de la demande, de manière à rendre viable une activité autrefois économiquement déficitaire sur la zone (Sow et al., 2009), comme c'est encore le cas dans d'autres régions du Sénégal (BECES/ASRADEC, 2017).

Réalisé en partenariat avec l'ONAS, le projet a été financé par la fondation Bill et Melinda Gates, tout comme l'installation en première mondiale en 2015 d'un procédé innovant de traitement des matières de vidanges (MV), développé lui aussi par un projet de la fondation : l'Omniprocessor (production d'eau, d'énergie et d'engrais à partir des MV). L'élargissement du projet à l'ensemble du territoire du Sénégal est à l'étude (BECES/ASRADEC, 2017).

Le programme d'assainissement des 10 villes

Il consiste à construire dans 10 villes³ des systèmes de collecte et de traitement d'eaux usées comprenant : 7 STEU, 30 postes de relevage, 268 km de réseau d'égout, 16 000 branchements individuels, 8km de caniveaux, un bassin de stockage de 39 000 m³ et 503 édicules scolaires à plusieurs cabines. Prévus sur 18 mois les travaux devaient être réalisés avant décembre 2018. En mai 2018 ils n'avaient pas encore démarré, les arrangements pour boucler le budget de 60 milliards FCFA n'étaient pas encore finalisés (MHA, 2018).

2.4 Panorama de l'assainissement au Sénégal

Cet aperçu de l'état de l'assainissement au Sénégal fait la synthèse de données provenant de sources différentes. Généralement les valeurs se contredisent d'un rapport à l'autre. Ces derniers peuvent provenir d'ONG, de bureaux d'études, d'acteurs institutionnels, de travaux de recherche (thèses)... Les sources d'erreurs sont multiples : taille et méthodes d'échantillonnages, zones d'intervention etc. Il faut donc s'en tenir aux tendances générales et accepter que plusieurs réalités cohabitent au Sénégal.

En guise d'introduction, une rapide présentation de l'état du secteur de l'AEP au Sénégal sera faite étant donné ses liens étroits avec celui de l'assainissement.

Par la suite la situation de l'assainissement en zone urbaine puis en zone rurale sera détaillée. D'une manière générale, les ménages dissocient les eaux vannes des eaux ménagères (Moretti, 2018). De ce fait, tant qu'un réseau collecteur n'est pas construit, les effluents domestiques à traiter sont les eaux vannes généralement transformées en matière de vidange d'une part et des eaux ménagères d'autre part.

- Accès à l'eau au Sénégal

En ville, 98,8% de la population a un accès à une source d'eau potable améliorée⁴ (MHA, 2018). Cette eau a une qualité bactériologique et physico-chimique conforme dans 98,5% des prélèvements. Le réseau a un bon taux de rendement à 80%. 90,3% de la population a accès à l'eau par un branchement privé, 8,5% par une borne fontaine.

En zone rurale, le taux d'accès à une source d'eau potable améliorée est de 91,3% (MHA, 2018). Pour 79% de la population il s'agit d'un accès AEP, en proportion équivalente entre les branchements privés ou collectifs. Pour 12,3% de la population, l'accès se fait par un puit couvert, qui est un accès amélioré par rapport au puit non couvert (7,7% de la population). Enfin 1% s'approvisionnerait directement à des eaux de surface (WHO/UNICEF, JMP, 2015). Le moindre accès à l'eau en zone rurale a des conséquences sur l'hygiène des populations : moins de 30% des ménages disposent d'un équipement permettant de se laver les mains après avoir fait leurs besoins (dont moins de la moitié comporte du savon, EDS, 2014).

³ Les 10 villes : Kaolack, Touba, Tivaouane, Louga, Saint-Louis, Matam, Tambacounda, Pikine Rufisque et Dakar.

⁴ Source d'eau potable améliorée : source d'approvisionnement, qui par la nature de sa construction, protège l'eau de façon satisfaisante de toute contamination extérieure, en particulier des matières fécales. Exemples : eau sous canalisation alimentant le domicile; borne-fontaine/fontaine publique; puits tubé/ foré; puits creusé protégé; source protégée; citerne d'eau de pluie. Les bouteilles d'eaux ne sont pas considérées comme une source d'eau potable améliorée. Source OMS, 2012.

Ces chiffres cachent un problème de disponibilité en volume. Les consommations sont faibles : de quelques litres en zone rurale à une vingtaine de litres par jour et par habitant dans les ménages des villes secondaires disposant d'un branchement particulier au réseau (Artelia, 2016). Les principales améliorations souhaitées par les ménages ayant un accès par branchement privé concernent la réduction du nombre de coupures, devant les problèmes de goûts, de couleurs ou même de coûts. Les ouvrages de production fonctionnent 22 à 23h par jour (MHA, 2018). La demande des usagers n'est pas satisfaite à l'heure actuelle, ce qui explique les efforts de financement consentis au détriment de l'assainissement. La consommation, et de ce fait la production d'eaux usées vont continuer à augmenter au fur et à mesure de l'augmentation des capacités de production et de l'extension des réseaux.

- L'assainissement en zone urbaine

Les statistiques disponibles sur l'accès à l'assainissement sont présentées dans la Figure 5 (MHA, 2018). Les urbains ont largement accès à un assainissement amélioré : les 2/3 ont un équipement privatif (+1% en 1 an), 25% via un équipement partagé. Seul 4% de la population n'a accès qu'à des installations non améliorées, à égalité avec la DAL. La question de l'accès à l'assainissement en ville semble être un problème pour une minorité de la population.

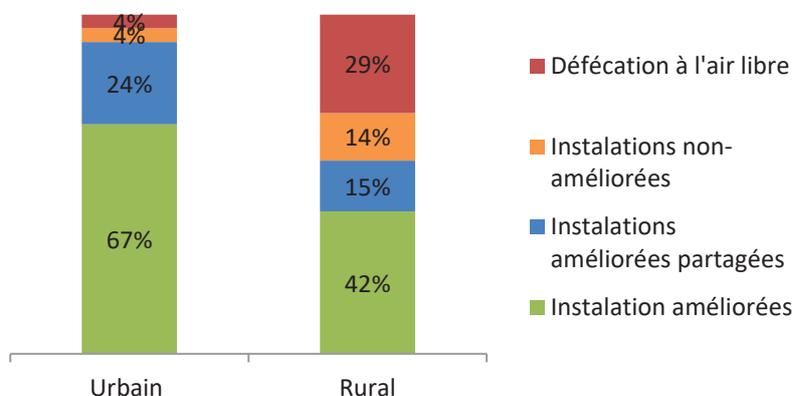


Figure 5 : Comparaison de l'accès à l'assainissement entre les zones urbaines et rurales au Sénégal en 2017. Données MHA, 2018.

En revanche, lorsqu'il s'agit d'appréhender le système d'assainissement dans son ensemble, très peu de données existent. Ceci illustre une des limites de l'approche des ODD : focaliser l'attention sur la question de l'accès au détriment de l'ensemble de la chaîne. Il est compliqué de faire la part entre l'assainissement collectif et l'assainissement individuel. Généralement, les 2 systèmes cohabitent au sein d'une même ville.

A titre d'exemple, le cas de Rufisque qui a été étudié dans le cadre du projet Planissim va être détaillé (Moretti, ACTED, 2018).

Située sur la cote, en périphérie de Dakar, Rufisque est une ville de 221 000 habitants (EDS, 2014). Les quartiers Est et Ouest (120 000 habitants) sont desservis par 5 363 branchements, 5 postes de relevage le long d'un réseau de 45 km d'égouts simplifiés de DN 100 (canalisation de Diamètre Nominal 100 mm). A raison de 8,5 membres par ménage en moyenne à Rufisque, le réseau ne peut pas collecter l'ensemble des effluents produits par la zone. Par ailleurs, le coût du raccordement au réseau varie de 130 000 à 1 000 000 de FCFA et est donc hors de portée d'une majorité d'habitants (salaire mensuel 32 715 FCFA/habitants). Une décantation primaire est nécessaire chez les particuliers avant que les effluents ne rejoignent le réseau. L'ONAS constate régulièrement que les usagers by-passent leur fosse pour envoyer directement des effluents bruts dans le réseau. Sur le mois de février 2018, 29 bouchons ont été déclarés à l'ONAS sur le réseau. Le camion hydrocureur étant basé à Dakar, le temps d'intervention moyen pour déboucher le réseau a été de 9h. A raison de plus d'1 bouchon par jour sur le réseau, et au vu du temps d'intervention, il semble que ce dernier n'ait jamais été vraiment en état de fonctionnement durant le mois. Du point de vue des techniciens, le problème est imputable à un manque de civisme et d'information des usagers. Il est probable que le coût des vidanges (entre 10 000 et 25 000 FCFA) entre également en jeu.

A l'aval du réseau, le traitement se fait par lagunage (2 bassins anaérobies en parallèle, 1 facultatif et 2 de maturation), dimensionnée pour 45 000 EH. La station recevrait 86% de sa charge hydraulique nominale. En complément, elle est également alimentée avec les MV provenant des vidanges des fosses de la zone. Les lagunes anaérobies fonctionnent en alternance, l'une recevant les effluents le temps que la seconde soit curée. Elles sont généralement curées 2 fois par an, alors que pour ce type d'ouvrage, on préconise 1 curage tous les 2 ans.

Dans les quartiers qui sont exclus du réseau, les ménages sont équipés de fosses qui collectent les eaux vannes et parfois les eaux de lessive. Elles sont appelées fosses septiques, bien souvent à tort puisque la majorité ne sont pas imperméables et ont uniquement un rôle de stockage. 57% de la population de ces quartiers déclarent faire 2 vidanges par an, la zone étant particulièrement sensible aux remontées de nappes. Le coût de la vidange varie entre 10 000 et 25 000 FCFA en fonction du prestataire, ce qui représente un poids pour les ménages. 90% des vidanges seraient effectuées par des prestataires, entrepreneurs privés équipés de camions hydrocureurs, ou manœuvres embauchés pour l'occasion. Dans ce dernier cas, ou lorsque la vidange est effectuée par un membre de la famille, les MV sont dépotées dans la rue ou dans un canal de drainage des eaux pluviales. Ces canaux sont fréquemment rencontrés en ville. En plus du pluvial, ils drainent généralement les eaux usées ainsi que des déchets solides (Figure 7a). Lorsque la vidange est mécanisée, les MV sont théoriquement dépotées dans la station de traitement des MV par lit de séchage (non plantés) de la ville. Cette dernière est chargée à 650%. Le surplus est envoyé dans les bassins anaérobies du lagunage voisin.

En ce qui concerne les eaux ménagères, 74% des ménages les déversent dans la rue. Le reste rejoint pour partie les eaux vannes ou est infiltré directement via un puisard dans la concession.

A l'échelle de l'ensemble du Sénégal, il existait en 2014, 9 STEU (Tableau 7). Lorsque l'on met en regard les capacités affichées avec la taille des agglomérations, on conçoit aisément que les STEU sont surchargées. L'ONAS ne communique pas les suivis réalisés sur ces ouvrages.

Il nous a tout de même été possible de récupérer quelques données que l'ONAS avait fournies au bureau d'étude en charge de réaliser le Schéma Directeur d'Assainissement de la ville de Guediawaye (SDE, 2017). Elles concernent la STEU de SHS/Guediawaye. La station aurait été mise en service en 2007. Les données d'autosurveillance mises à la disposition du BE couvrent la période 2010-2015. A partir de 2013 il n'y a plus d'informations sur les débits entrants et sortants de l'ouvrage. Les dernières valeurs montraient que la station recevait 80% de sa charge hydraulique nominale. Il semblerait que depuis la station soit très largement surchargée. Des bilans sur les concentrations entrées sortie STEU sont réalisés une fois par semaine. Des échantillons ponctuels sont prélevés toutes les 2h sur l'ensemble de la journée (8h). Les données disponibles sont présentées dans le Tableau 8. Elles montrent que les eaux usées brutes sont concentrées, mais font partie de la gamme habituellement rencontrée dans les DOM (Partie 2, 2.2) ou les petites collectivités rurales métropolitaines (Mercoiret, 2010). En revanche au-delà de la première année de données, la station ne tient plus les objectifs réglementaires, alors qu'elle n'était pas encore en surcharge.

Tableau 7 : Liste des stations de traitement collectives des eaux usées au Sénégal (JICA,2014)

Nom de STEP	Type de Procédé	Population ciblée (Habitants)	Capacité (m ³ /j)
Cambérène	Boue Activée	200 000	19 200
SHS (Guédiawaye)	Boue Activée	6 000	595
Pikine	Boue Activée	9 000	875
Rufisque	Lagunage	45 000	2 300
Keur saib ndoye (Thiès)	BA + Lagunage	70 000	3 000
Saint-Louis	Lagunage	20 000	600
Saly	Lagunage	600	1 020
Luga	Lagunage Aéré	12 000	720
Kaolack	Lagunage	20 000	390

Tableau 8 : Concentrations moyennes en entrée et en sortie de la station de Guediawaye (SDE, 2017).

Paramètres (mg/L)	Eaux brutes (2010-2015)	Eaux usées traitées						Objectifs réglementaires
		2010	2011	2012	2013	2014	2015	
MES	410	39	80	58	121	143	116	50
DBO5	718	52	88	97	204	216	280	80
DCO	1339	114	238	233	340	403	615	200

Une synthèse de la situation à Dakar a été réalisée par Peal et al., (2014) sous la forme d'un diagramme SFD (Shit Flow Diagram). Il confirme la prédominance des solutions individuelles en ville et le principal problème qui y est associé : la vidange des fosses. Il fait également clairement ressortir les limites du système centralisé actuel : seules 12% des eaux usées collectées sont effectivement traitées par les stations de la ville (Peal et al., 2012).

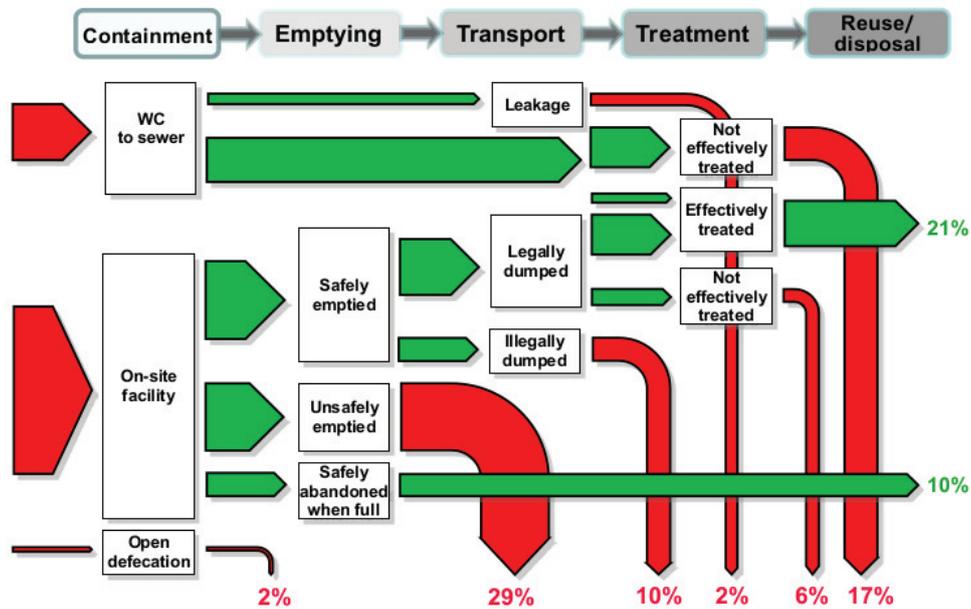


Figure 6 : Diagramme SFD de Dakar (source Peal et al., 2014)

Ces différents exemples montrent bien qu'il est peu probable que les STEU du Sénégal délivrent à l'heure actuelle des effluents conformes à la réglementation nationale.

Par ailleurs, les images satellites des villes sur la côte confirment qu'une part importante des effluents collectés via des canalisations ou les collecteurs d'eaux pluviales, sont directement rejetés en mer (Figure 7a et b).



Figure 7 : a) Canal de drainage du pluvial débouchant sur la baie de Hann à Dakar, b) Photo satellite de la baie de Hann, Novembre 2018, GoogleEarth.

L'étude sur le marché des MV, dans le cadre de l'étude de l'élargissement du PSMBV, donne des informations sur les fréquences de vidange sur plusieurs zones du territoire (BECES/ASRADEC, 2017). Elles confirment ce qui est observé à Rufisque : généralement 60% des fosses sont vidangées au moins une fois par an, une importante proportion plusieurs fois par an. Le problème étant généralisé sur l'ensemble du territoire, outre les remontées de nappe il soulève la question de la qualité de la vidange ainsi que du dimensionnement des fosses.

Il n'existe pas beaucoup d'information sur le devenir des MV. Le parc de station de traitement des MV n'est pas décrit. Il arrive que ces dernières soient revendues en bord de route à des maraichers (Pradalis, à paraître).

La question des eaux ménagères est ignorée. Elles sont prises en charge par les réseaux lorsqu'ils sont mis en place, mais lorsque le système repose sur des solutions individuelles elles semblent être largement rejetées dans l'espace collectif.

- L'assainissement en zone rurale

Selon la revue sectorielle conjointe du MHA (2018), en zone rurale, 40 % de la population disposerait d'un système d'assainissement amélioré, 15% d'installation améliorée mais partagée et 14% d'installation non améliorée (Figure 5). La défécation à l'air libre (DAL) est pratiquée en zone rurale par 29% de la population. Entre 2016 et 2017 les chiffres ont évolué de la manière suivante : le nombre de personnes ayant accès à des installations non améliorées a été réduit de 17%. 3% sont passés à des installations améliorées, 9% à des installations améliorées mais partagées et 5% sont retournées à la DAL. Ce retour à la DAL est généralement dû à la faible qualité des ouvrages réalisés, bien souvent dans l'urgence, en auto-construction sans moyens ni formation. Cette limite de l'ATPC a été largement décrite à travers le monde et a même été conceptualisé sous le terme de *slippage* (Tyndale-Biscoe, 2013).

En zone rurale, il n'existe pas de réseau d'égout : les systèmes d'assainissement sont exclusivement autonomes. Les latrines sont très largement majoritaires, même si quelques toilettes à chasse manuelle peuvent exister. La situation est très différente d'une localité à l'autre : dans certains villages, 75% de la population pratique la DAL (ACTED, 2018).

Les fosses des latrines ne sont pas étanches et quasiment jamais vidangées. Au cours de la saison des pluies, il peut arriver que les latrines débordent.

Dans le département de Ranérou Ferlo, les eaux ménagères sont déversées sur le sol en dehors de la concession par 97% des ménages (ACTED, 2018). Même s'il n'existe pas de données chiffrées à l'échelle nationale, c'est également ce qui est rapporté par une enquête sur les comportements en zone rurale (WSP-WB, 2015).

3 Analyse croisée des contextes des DOM et du Sénégal en matière d'assainissement

En guise de synthèse, cette partie propose de reprendre les différents éléments de contexte pour produire une analyse des contraintes qui pèsent sur les services d'assainissement, au travers de 3 dimensions : politique, social et technique.

3.1 Des politiques publiques sous influences qui peinent à financer le secteur

- Des politiques publiques sous influences internationales

Que ce soit dans les DOM (comme dans la métropole d'ailleurs) ou au Sénégal, les objectifs généraux du secteur de l'assainissement sont définis en référence à des engagements nationaux pris par rapport à des orientations politiques définies à l'échelle de communautés internationales (l'Europe via la DCE pour les DOM, et l'ONU et les ODD pour le Sénégal). La contrepartie de ces engagements est la possibilité d'accéder

à des mécanismes d'aides au financement des infrastructures permettant de remplir les objectifs définis à l'échelle supranationale. Au Sénégal comme dans les DOM, le développement des infrastructures collectives (réseau et STEU) dépend de la solidarité internationale. Une différence, de taille, est que ces financements correspondent à des subventions dans le cas des DOM alors que ce sont des prêts dans le cas du Sénégal. Le pays fait ainsi le pari que demain il aura la possibilité de supporter les coûts d'aujourd'hui.

A la solidarité internationale s'ajoute dans les DOM une solidarité nationale (« interbassin »), qui permet à ces territoires de s'équiper comme ont pu le faire les zones rurales métropolitaines à la fin du XXème siècle (Barraqué, 2003 ; Guerrin-Schneider, 2011). La solidarité interbassin correspond à la redistribution, via l'AFB, des fonds provenant de la redevance assainissement, capté par les agences de l'eau métropolitaine. Une forte inconnue subsiste dans les DOM, comme en métropole, quant à savoir comment cette solidarité nationale pourra s'exprimer dans le cadre de l'ANC (au sens d'assainissement individuel).

Au Sénégal comme dans les DOM, les bailleurs n'assortissent pas leurs aides au financement d'une analyse technico-financière du projet financé. Il arrive fréquemment que les infrastructures retenues ne soient pas adaptées et soient hors service après quelques années. En effet, l'assainissement est un secteur qui comporte de nombreux coûts cachés (exploitation, maintenance, consommables, formation du personnel...). Ces derniers explosent si la technologie sélectionnée n'est pas adaptée au contexte. La capacité à supporter ces coûts sur le long terme est un facteur clé de viabilité des projets. L'implication des bailleurs sur les choix techniques des infrastructures et sur la vérification de la prise en compte des conséquences budgétaires de l'entretien des ouvrages financés sur le long terme devrait être généralisée. C'est dans ce sens que va le plan Eau DOM (cf § 1.3).

- Un mode de financement pérenne à trouver

On l'a vu au point précédent, les frais d'investissement dans les infrastructures sont largement financés par la solidarité nationale ou internationale. En revanche cette dernière n'a pas vocation à prendre en charge les coûts d'exploitation. Sur la durée de vie d'un ouvrage ils peuvent représenter plusieurs fois son coût d'investissement. Un des enjeux du service d'assainissement est de mettre en place un mécanisme de financement qui assure sa pérennité. Dans le cas contraire, c'est l'investissement qui est consommé, jusqu'à sa dégradation et son abandon.

Dans les DOM le service se finance selon le principe de « l'eau paye l'eau », à travers d'une part le raccordement au réseau, puis la redevance assainissement qui vient enchérir le prix du m³ d'eau potable sur la facture d'eau. Il est fréquent que le raccordement au réseau soit facturé à prix coûtant voire subventionné, pour inciter les usagers au raccordement. La redevance assainissement est trop faible à l'heure actuelle dans les DOM. Elle ne permet pas de couvrir les frais des services (gestion patrimoniale ...). Lefebvre et Roche (2015) ont fréquemment constatés des transferts de fonds entre les départements eau et assainissement quand ceux-ci sont rassemblés au sein du même du service.

Au Sénégal, le financement de l'assainissement est pour le moment partagé entre les usagers et l'Etat. Les usagers paient une taxe au moment de leur raccordement. Cette dernière est tellement élevée qu'elle conduit à l'exclusion des ménages les plus pauvres du service, et donc à la nécessité de proposer un service pour les ménages les moins riches (cf PSMBV, § 2.3.3). En revanche, l'ensemble de la population en zone urbaine paye la redevance assainissement sur la base des volumes d'eau consommés, qu'elle ait accès ou pas au service. Cette forme de solidarité un peu dévoyée (tout le monde paye pour un service auquel seuls les plus riches ont accès) était probablement justifiée à l'origine par l'objectif pour l'opérateur national d'étendre le service. Elle ne permet malheureusement pas aujourd'hui de couvrir les frais d'exploitation du parc actuel, et encore moins son extension. C'est le mécanisme inverse qui a permis l'extension des services à l'ensemble du territoire en France comme le montre le cas des DOM. C'est-à-dire que le surplus financier généré là où les services sont rentables, en zone urbaine, est mobilisé à travers notamment les Agences de Bassins pour être redistribué vers les collectivités où les capacités d'autofinancement sont réduites pour qu'elles puissent réaliser leurs investissements. Ces mécanismes ne couvrent pas les charges des services, uniquement l'investissement.

L'Etat supporte les coûts d'investissement, et une partie des coûts d'entretien puisque chaque année il comble le déficit budgétaire de l'ONAS.

La redevance assainissement est donc au Sénégal aussi à redéfinir.

- Compétence nationale ou décentralisée

En France, la compétence assainissement a été décentralisée et est une compétence communale. Ces dernières sont donc les seules compétentes pour constituer leur service d'assainissement et définir les modalités de son fonctionnement, dans les limites prévues par la réglementation (cf §1.3). Cependant, avec la disparition de l'ingénierie publique, les services techniques des communes d'outre-mer n'ont pas d'interlocuteurs publics vers qui se tourner pour avoir un appui lors de la structuration de leur service d'assainissement (Schémas directeurs, montage des projets ...). En métropole, les communes rurales peuvent s'appuyer sur les SATESE. Dans les DOM, les Offices de l'Eau sont censées jouer ce rôle. Elles n'en n'ont bien souvent pas les moyens. De ce fait les projets d'assainissement sont généralement définis principalement par la maîtrise d'œuvre privée (bureau d'études), qui sont des acteurs économiques pour lesquelles la notion de bien public n'est pas forcément prioritaire.

Au Sénégal, l'assainissement est une compétence nationale. Les moyens sont très inégaux entre les différentes branches du secteur. L'eau potable capte la majorité des fonds. 90% du budget assainissement part vers les zones urbaines. Il reste pour l'assainissement en zone rurale un montant qui correspond à 2% du budget eau potable. Par ailleurs, les projets étant fortement dépendants de financements extérieurs, leurs budgets ont du mal à être bouclés et ils accusent de ce fait d'importants retards.

En ville l'ONAS, l'opérateur national en charge de l'assainissement, fait face à des problèmes de moyens financiers, matériels et humains. De plus, dans la mesure où les services déjà existants reposent sur des infrastructures techniques correspondant au modèle conventionnel d'assainissement (tout à l'égout, STEU centralisée), ses marges de manœuvres pour proposer des projets reposant sur d'autres modèles, sont limitées.

En zone rurale, l'état a fixé un cadre mais s'en remet aux organisations de la société civile et au secteur privé pour le développement du secteur.

3.2 Dimension sociale

- Quel prix pour quel service ?

La question du financement pérenne des services d'assainissement a déjà été soulevée dans sa dimension politique à travers les moyens alloués au secteur ainsi que les leviers de financements que l'Etat est prêt à activer. Au Sénégal comme dans les DOM le choix a été fait de faire reposer les coûts d'entretien des services par les populations, à travers la taxe sur le raccordement et la redevance assainissement pour l'assainissement collectif, ou à travers l'investissement et l'entretien des dispositifs de traitement individuels en zone rurale.

La proportion de factures impayées (Tableau 5) montre que les usagers n'ont pas les moyens de payer le service, ou qu'ils considèrent que le coût qui leur est demandé ne correspond pas au service qui leur est rendu. On voit bien que la question du recouvrement du coût du service d'assainissement en renferme plusieurs : quels montants les foyers sont-ils prêts à payer pour le service ? Mais aussi quel service construire (ou comment le faire évoluer) ? Quels acteurs impliquer, comment répartir les rôles et ventiler les coûts entre eux pour que le service soit adapté aux besoins des usagers et son coût soutenable ?

Il n'existe probablement pas d'instances à l'heure actuelle pour discuter de ces questions. Elles pourraient être en cours de création dans les DOM à travers le plan Eau DOM (cf § 1.3).

- Un manque de personnel qualifié

Dans les DOM comme au Sénégal, il existe peu de formations dans le domaine de l'assainissement, et de ce fait le secteur souffre d'un manque de personnel qualifié, et ce à tous les niveaux : public/privés, experts/ingénieurs/techniciens. La programmation, la conception, la réalisation et l'entretien des ouvrages sont de ce fait largement impactés.

- Incertitudes démographiques

Au Sénégal comme dans certains DOM, la population connaît une forte croissance, associée à des phénomènes d'exode rural ou de migration. Les projections démographiques sont vertigineuses et l'incertitude actuelle se traduit par des problèmes de dimensionnement des projets.

Par ailleurs, dans les zones à forte croissance démographique (les villes), la pression se transmet sur le foncier. Souvent mal maîtrisé, il provoque lenteur et complexité dans l'instruction des dossiers. Les surfaces mobilisables sont souvent réduites pour l'installation des ouvrages.

3.3 Contraintes techniques de l'assainissement en zone tropicale

L'analyse du contexte fait ressortir 3 contraintes principales sur les infrastructures d'assainissement, strictement liées au caractère géographique.

- Des contraintes topographiques limitent le déploiement et accélèrent la dégradation des réseaux. Elles sont liées au relief et à leur nature volcanique dans les DOM. Alors qu'au Sénégal c'est à l'inverse l'absence de relief qui peut poser des problèmes et nécessite la mise en place de nombreux postes de relevages pour transférer les eaux usées. Dans les 2 cas, sur les côtes, les remontées de nappes sont également une limite pour les réseaux.
- Des contraintes climatiques, fortes températures et pluies intenses affectent les infrastructures. Du point de vue des réseaux, les fortes températures entraînent la formation d' H_2S au niveau des stations. Ce dernier accélère la dégradation des ouvrages et entraîne des risques pour les exploitants. Du point de vue des stations, les fortes températures accélèrent l'activité bactérienne et améliorent potentiellement les performances des ouvrages.
Les fortes précipitations nécessitent que le réseau soit dimensionné de manière à accepter ces surcharges. Au niveau des ouvrages de traitement, en fonction des procédés, les surcharges hydrauliques peuvent avoir des conséquences importantes (lessivage de la biomasse en particulier).
- La contrainte d'éloignement et les surcoûts qu'elle implique : importation du matériel électromécanique, des pièces de rechanges, disponibilités de matériaux alternatifs locaux ...

Au-delà de ces conséquences liées aux caractéristiques physiques de la zone tropicale, les contraintes sociales identifiées précédemment se traduisent par d'autres contraintes pour les infrastructures :

- Les moyens financiers et humains limités pour l'exploitation des ouvrages, qui doivent donc être économes et simples à exploiter.
- La pression foncière en ville qui se traduit par la nécessité de faire appel à des technologies compactes.

4 Comment innover pour les services d'assainissement en zone tropicale ?

La perspective sociotechnique esquissée dans l'introduction amène à redéfinir la construction d'un service d'assainissement comme d'une part le partage des tâches entre les humains et l'infrastructure technique et, d'autre part, la distribution des responsabilités entre les acteurs. Cette approche a conduit à structurer les travaux réalisés dans le cadre de cette thèse en 2 axes, tels que présentés dans l'introduction. Ces deux axes apportent également des éléments complémentaires pour une meilleure compréhension des contraintes qui pèsent sur les questions d'assainissement en milieu tropical.

- Perspective technique : des procédés adaptés au contexte dans toutes ses dimensions

D'un point de vue technologique, l'analyse des choix réalisés dans les DOM montre que les systèmes mis en œuvre pour les petites collectivités posent de sérieux problèmes de fonctionnement, en raison d'une

inadéquation de la technologie au climat, ou du fait de carences d'entretien. On peut supposer que leur utilisation dans des contextes où la structuration des services et leurs moyens sont moindres, comme au Sénégal, pauserait à minima des problèmes similaires. Sur la base de ces contraintes il apparaît nécessaire d'adapter des procédés pertinents au vu des contextes spécifiques à la zone tropicale. En effet, on peut raisonnablement penser que la sélection d'une technologie adaptée au contexte comme support du service d'assainissement faciliterait sa construction et sa gestion. La famille des filtres plantés de végétaux, procédés extensifs à culture fixées sur support fin, paraît répondre à ces enjeux. Leur adaptation au contexte tropical pose des questions techniques auxquelles il est nécessaire de répondre. Quelles plantes autochtones mettre en place sur ces systèmes, quel impact de la température sur les performances, comment accepter les temps de pluie, dans quelle mesure les déficiences de gestion peuvent affecter les ouvrages de traitement ? Ce sont autant d'éléments à prendre en compte dans la précision des dimensionnements.

En parallèle, nous chercherons à voir comment la dimension sociale du service d'assainissement influence sa dimension technique, et comment elle doit être prise en compte. Cela se traduira par une comparaison des performances des différents procédés de traitement en conditions réelles.

- Rendre concertables les choix techniques lors de la planification de l'assainissement

Selon notre postulat de départ, la construction d'un service d'assainissement est le fruit d'un partage des tâches entre les humains et l'infrastructure technique, ainsi que la distribution des responsabilités entre les acteurs. Force est de constater que bien souvent l'utilisateur du service ne remplit pas les rôles qui lui sont assignés, à savoir utiliser correctement l'infrastructure et contribuer aux frais du service.

Sur la question de l'utilisation des infrastructures, en effet, il n'est pas rare en zone rurale au Sénégal de voir les latrines réalisées par des projets de développement inutilisées, ou détournées de leur usage premier (bibliothèque, placard). On l'a vu dans la présentation du contexte, les réseaux simplifiés de Rufisque sont quotidiennement bouchés du fait d'un by-pass des fosses de décantation par les usagers. Enfin dans les DOM, le raccordement des usagers au réseau est un problème récurrent. Il semble donc que les infrastructures proposées ne répondent pas correctement aux besoins des usagers des services.

En ce qui concerne la contribution aux frais du service, le recouvrement des factures est d'ores et déjà problématique dans les DOM. De plus comme on l'a montré précédemment, les autorités Sénégalaises comme Françaises sont confrontées à la nécessité d'augmenter le prix de l'eau pour leur permettre de couvrir les charges du service d'assainissement. L'analyse des différents points de vue va nous permettre de proposer des pistes d'action pour esquisser des solutions.

Du point de vue de l'utilisateur, s'il ne paie pas sa facture d'eau ou qu'il ne souhaite pas qu'elle augmente c'est soit qu'il n'en a pas les moyens, ou bien qu'il considère que ce n'est pas à lui de payer, ou encore que le montant ne correspond pas, selon lui, à la qualité du service qu'il reçoit. Ces derniers cas reviennent à dire qu'il ne comprend pas pourquoi il devrait contribuer. Il y a donc une nécessité lors de la construction d'un service d'assainissement à bien prendre en compte le point de vue des usagers : quels sont leurs besoins, leurs moyens, leurs contraintes, ainsi que de discuter avec eux du fonctionnement financier du service pour qu'ils prennent leur place dans le mécanisme de contribution.

Du point de vue de l'autorité en charge du service, la détermination du montant de la contribution des usagers est définie par la différence entre les charges du service d'assainissement et les moyens qu'elle peut mobiliser. Les moyens disponibles sont généralement limités : les bailleurs refusent de financer l'entretien des services. Même si Lefebvre et Roche (2015) ont montré qu'il peut exister des transferts entre les services eau et assainissement au sein des collectivités organisatrices, ces derniers restent à la marge. Au Sénégal, l'Etat continue pour le moment d'équilibrer les comptes de l'ONAS avec les impôts, mais le déficit se creuse. Par ailleurs, le système de contribution est aujourd'hui profondément inégalitaire. L'ensemble de la population raccordée au réseau d'eau potable paie la redevance assainissement, qu'elle ait ou pas accès au service. Les ménages en dehors du service, leur agglomération n'étant pas desservie, et plus encore ceux qui en sont exclus pour des raisons financières (coût du raccordement), ou topographiques (impossibilité de raccorder leur quartier au réseau collectif) se retrouvent donc à payer à la fois la redevance collective et leur

système individuel. La redéfinition du prix de l'eau paraît être au Sénégal comme dans les DOM le seul levier pour améliorer l'équilibre financier des services d'assainissement.

Du côté des charges qui pèsent sur le service, l'assainissement comporte de nombreux coûts cachés : les frais d'entretien et de maintenance sont par définition difficiles à définir précisément avant que les ouvrages ne soient en fonctionnement. Sur la partie intrinsèquement liée à la nature du procédé (énergie, besoins en personnel) il est possible de trouver des références pour établir une base. Mais cette base, qui correspond au coût d'entretien prévisible, va être accompagnée de coûts de maintenance dont le montant va fortement évoluer en fonction de l'adéquation de l'infrastructure à son milieu (taux de charge, qualité de l'entretien et compétences des opérateurs, robustesse des matériaux, qualité de la réalisation, disponibilité des pièces de rechanges ...). D'où l'intérêt d'étudier la fiabilité des procédés de traitement en conditions réelles pour caractériser leur adaptation. On voit donc que les choix techniques constitutifs du système d'assainissement se doublent d'un enjeu financier majeur pour le service, celui de la définition d'une large partie de ses charges.

La question de la gestion (organisation interne, prestataires, modalité d'exploitation des ouvrages : en régie, en délégation de service public) est bien évidemment fondamentale dans la définition des charges du service, et elle pèsera sur la contribution des usagers. Malgré son intérêt, nous faisons le choix de ne pas l'aborder au cours de cette thèse pour nous focaliser sur le choix technique. Si un des objectifs de la perspective technique de nos travaux présentée précédemment était de voir comment la dimension sociale du service influençait son infrastructure technique, nous cherchons dans ce deuxième axe à voir comment à son tour, la dimension technique influence la construction sociale du service, et comment la prendre en compte.

Notre analyse montre donc que lors de la construction d'un service d'assainissement, la phase de choix des solutions techniques est très sensible. Elle doit permettre de répondre aux besoins des usagers tout en garantissant un niveau de charges d'exploitation qui soit soutenable par le futur service. Enfin, ces choix doivent être explicités de manière à ce que les usagers puissent comprendre et accepter de prendre en charge leur contribution au service.

Nous proposons donc dans notre 3^{ème} partie d'utiliser une démarche de modélisation d'accompagnement qui permettrait de rendre concertables les choix techniques et créer les conditions de cette concertation, en particulier en explicitant les données technologiques expertes.

Partie 2 : Evolution technologique pour le traitement – quel apport potentiel des filtres plantés de végétaux ?

Cette partie se consacre à la problématique technologique de traitement des eaux usées. On expliquera en premier lieu pourquoi nous nous sommes focalisés sur la famille des filtres plantés de végétaux et en particulier celle alimentée en eaux usées brutes, puis, avant de présenter les questions opérationnelles et scientifiques de recherche, une description succincte des filtres plantés sera abordée. Par la suite, la méthodologie générale d'étude sera présentée et, enfin, sous forme d'articles scientifiques, les différents apports permis par ces actions de recherche. Chacun de ces articles précisera les méthodologies spécifiques propres à chaque étude.

1 Adaptation des filtres plantés de roseaux à la zone tropicale

1.1 Pourquoi les filtres plantés de roseaux ?

- Pour une gestion des eaux usées à l'échelle des petits collectifs

Le panorama de l'assainissement dans les DOM (Partie 1, § 1.4) et au Sénégal (Partie 1, § 2.4) a montré qu'en termes d'assainissement, les besoins sont multiples dans la zone tropicale. Nous avons focalisé cette partie sur le traitement des eaux usées domestiques, à l'échelle du petit collectif de 20 à 5 000 EH. Ce sont les stations de cette gamme de capacité qui posent le plus de problème dans les DOM.

Par ailleurs, au Sénégal à l'heure actuelle les rejets domestiques sont principalement sous la forme de matières de vidanges. Mais l'urbanisation croissante, la dynamique d'évolution des consommations d'eau potable ainsi que les attentes des usagers montrent qu'il y a un besoin croissant pour le traitement des eaux usées (eaux vannes et eaux ménagères). Le modèle centralisé de tout-à-l'égout est de plus en plus largement remis en cause, pour son coût (Sow et al., 2009 ; Mara, 2018) et celui de la gestion patrimoniale des réseaux qui doit lui être associé (Wittner & Wery, 2013). Ce qui amène à questionner, tout comme dans les pays européens, le degré de centralisation actuel des systèmes d'assainissement (Eggimann et al., 2015). Les réseaux d'égouts simplifiés présentent une solution alternative qui a fait ses preuves, au Brésil notamment, où les foyers de plus de 5 millions d'habitants, y compris dans des favelas, sont desservis par ce type de réseau (Melo, 2005). Ils sont composés de canalisation de diamètre 100mm, faiblement enterrés, pouvant desservir jusqu'à 2 500 d'habitants en fonction de leur consommation en eau (Mara et al., 2001). Moins chers que les réseaux conventionnels, les égouts simplifiés sont économiquement plus intéressants que les traitements individuels pour des densités relativement faibles : 160 habitants/ha au Brésil (Sinnatamby et al., 1986) ou 200 habitants/ha en Afrique du Sud (Manga, 2011). Cette échelle est pertinente car elle pourrait permettre, sous la forme de systèmes décentralisés ou semi-collectif avec des égouts simplifiés, de proposer dans les zones urbaines une alternative au coûteux modèle centralisé de tout-à-l'égout.

Le développement des filtres plantés de roseaux (FPR), en France métropolitaine, a montré sa parfaite adaptation aux petits systèmes collectifs (Alexandre et al., 1997) : ils sont donc une option de choix pour la gamme de capacité qui nous intéresse. Plusieurs caractéristiques peuvent être mises en avant pour justifier l'intérêt de les mettre en œuvre en contexte tropical :

- Pour une gestion simplifiée des sous-produits de l'assainissement

Les FPR sont alimentés avec des eaux usées brutes et permettent un traitement conjoint des eaux et des boues sur le même ouvrage. Tous les 10-15 ans les filtres doivent être curés et les boues produites sont stables, à une siccité > à 30% et valorisable aux champs.

Les FPR permettent donc une formidable simplification des tâches d'exploitation sur la gestion des sous-produits (sables, graisses, boues primaires, boues secondaires) par rapport aux procédés de traitement conventionnels pour lesquels une extraction régulière doit être organisée, accompagnée bien souvent de traitement complémentaire.

- Pour des raisons économiques

La comparaison des coûts des différents procédés de traitement en France métropolitaine montre que les FPR présentent des coûts de construction inférieurs à ceux des procédés intensifs jusqu'à 2 500 EH. Au-delà le coût du foncier est pénalisant. Si l'analyse des coûts prend aussi en compte les frais d'exploitation, les FPR restent économiquement plus intéressants jusqu'à 5 000 EH.

Cette comparaison des prix a été faite en métropole. Au Sénégal ou dans les DOM, d'autres facteurs liés au coût de la main d'œuvre, à l'éloignement géographique sont à prendre en compte : coûts de transport du matériel électromécanique, disponibilité des pièces de rechanges ... alors que les FPR sont largement composés de matériaux locaux (graviers).

- Pour leur simplicité d'exploitation

Les FPR sont des procédés de traitement extensifs, c'est-à-dire qu'ils maximisent des processus naturels sans apport d'énergie. Il y a peu, voire pas de besoins en électricité (fonctionnement entièrement gravitaire possible) ni en réactifs chimiques. Les tâches d'exploitation sont simples (Epnac, 2014), consistant principalement à actionner des jeux de vannes et entretenir les végétaux. De ce fait, l'exploitation des FPR peut être réalisée par du personnel peu qualifié.

- Pour leur fiabilité de traitement

Les filtres plantés de roseaux alimentés en eaux usées brutes ont montré leur robustesse en France métropolitaine face à des variations de charges hydrauliques (Molle et al., 2006, Arias et al., 2014) ou de charges organiques (Boutin & Prost-Boucle, 2015). Cela constitue par conséquent un atout non négligeable pour faire face à des pluies tropicales ou des variations de charges saisonnières (tourisme).

Les raisons citées précédemment font qu'il existe aujourd'hui plus de 4 000 FPR en France métropolitaine (Figure 8). 80% des nouvelles STEU construites en zone rurale sont des FPR.

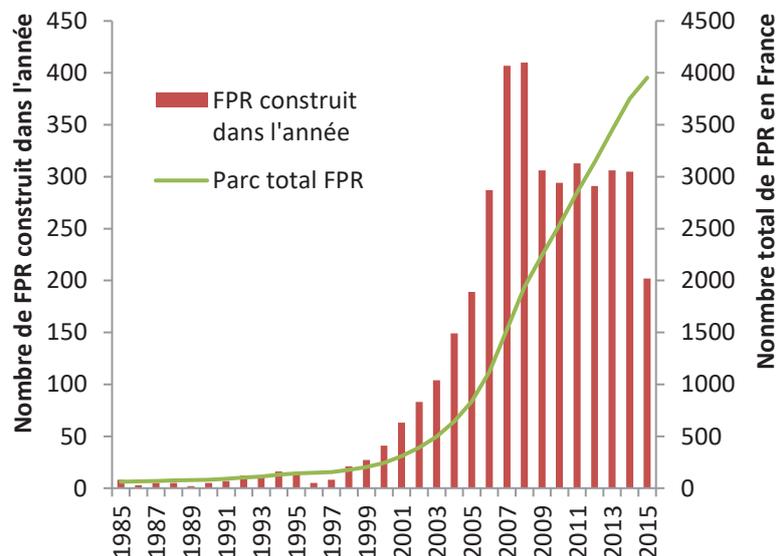


Figure 8 : Evolution du nombre de FPR en France métropolitaine de 1985 à 2015. Données : base de données ERU, MTES.

Par rapport aux contraintes identifiées pour l'assainissement en zone tropicale, des incertitudes demeurent (températures, pluies tropicales, disponibilité des matériaux, choix des végétaux). Elles se traduisent principalement par des questions sur le dimensionnement et la conception des filtres. La principale concerne évidemment l'emprise au sol des ouvrages, qui va être le facteur limitant pour son déploiement au vue des contraintes liées à la pression foncière.

En complément, l'approche socio-technique que nous avons retenue nous amène à étudier comment les contraintes sociales influencent l'infrastructure technique. Pour ce faire, nous comparerons les performances des FPR avec celles des procédés conventionnels en conditions réelles.

1.2 Qu'est-ce qu'un filtre planté de roseaux ?

1.2.1 Principes généraux des filtres à écoulement vertical non saturé

Les FPR sont des procédés de traitement des eaux usées par culture fixée sur support fin, la biomasse épuratrice se développe sur des graviers. Ils font partie de la famille des *Treatment Wetlands* (Dotro et al. 2017) qui s'inspirent des capacités épuratoires naturelles des écosystèmes des zones humides. Initiées en Allemagne dans les années 60-80, la recherche sur ces procédés de traitement en France a démarrée dans les années 80 par des expérimentations pour établir les règles de dimensionnement de ce qui deviendra le système français (Boutin, 1987). Son originalité est d'être alimenté directement avec les eaux usées brutes, ce qui permet une gestion conjointe des eaux et des boues sur un même ouvrage (Molle et al., 2005).

Un FPR est un massif de gravier composé de 3 couches distinctes de granulométries croissantes (Figure 9) et sur lequel des végétaux sont plantés. Le massif filtrant est isolé du sol artificiellement (géomembranes ou casiers béton) et est traversé par un réseau d'aération-drainage. Les eaux usées brutes sont déversées à la surface du filtre, de manière séquencée, par gros volumes appelés bâchées. Elles vont percoler verticalement à travers le massif filtrant et être épurées par la biomasse épuratrice fixée avant d'être collectées par le système de drainage.

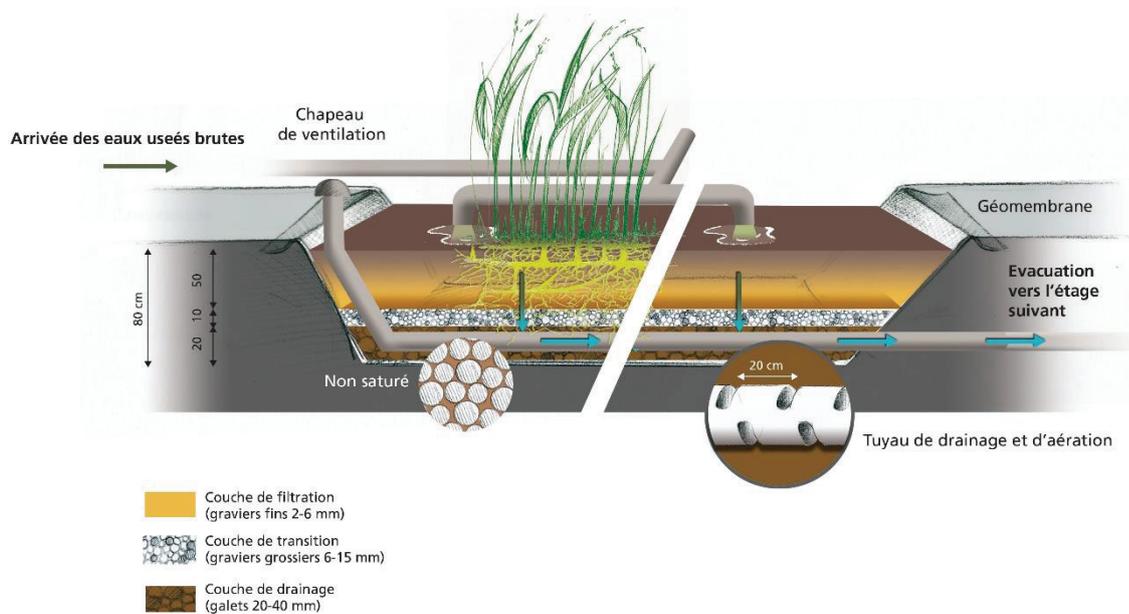


Figure 9 : Coupe transversale schématique d'un FPR à écoulement vertical. Schéma AFB.

- Dimensionnement

Les filtres sont dimensionnés sur la base d'une charge appliquée quotidiennement à la surface du filtre en fonctionnement (voir Tableau 9). En l'absence de mesures caractérisant les effluents à traiter, elles correspondent à la mise en œuvre de filtres d'une surface unitaire proches $0,4 \text{ m}^2/\text{EH}$ pour des eaux usées domestiques classiques.

Tableau 9 : Charges de dimensionnement appliquées sur le lit en fonctionnement d'un FPR (Dotro et al., 2017). NK : Azote Kjeldahl.

Paramètres	DCO	DBO ₅	MES	NK	Hydraulique
$\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$	350	150	150	30	$< 0,75\text{m}/\text{j}$

1.2.2 Processus et mécanismes mis en jeu

- Traitement des matières en suspension

Les MES contenues dans l'effluent sont filtrées et retenues principalement à la surface des filtres (Molle et al., 2005). Elles s'accumulent, à charge nominale, à raison de 20-25 mm/an, formant une couche de dépôt renforçant la capacité de rétention physique du filtre. C'est une couche biologiquement très active qui se minéralise rapidement. Quand la couche de dépôt a atteint une épaisseur supérieure à 20 cm, soit au bout de 10 à 15 ans, les freins à l'écoulement et aux échanges gazeux sont trop importants et elle doit être curée. Après stabilisation les boues peuvent être valorisées en agriculture.

L'abattement en MES d'un filtre est très stable y compris en cas de surcharges organique ou hydrauliques, et en moyenne supérieur à 80% pour des concentrations de sorties en moyenne inférieures à 40 mg/L (Molle et al., 2005 ; Morvannou et al. 2015).

- Traitement du carbone

La fraction dissoute de la pollution carbonée va être utilisée par la biomasse hétérotrophe comme substrat de son métabolisme. Morvannou et al. (2014) ont montré que cette population bactérienne est principalement active dans les 25 premiers centimètres des filtres, couche de boue incluse.

Les rendements observés sur la DCO sont en moyenne supérieurs à 75% pour des concentrations de sortie en moyenne inférieures à 130 mg/L (Molle et al., 2005 ; Morvannou et al. 2015). Les performances sur le carbone sont influencées par l'hydraulique du système : une mauvaise répartition des eaux à la surface des filtres, les vitesses d'infiltration ainsi que des court-circuits hydrauliques impactent le traitement de la DCO (Molle, 2003).

- Traitement de l'azote

L'oxydation de l'azote réduit (ammonium NH_4 et azote organique, formant l'azote Kjeldahl noté NK) en nitrates (NO_3) est la source d'énergie de la biomasse autotrophe pour son métabolisme. Cette dernière se retrouve dans les 50 premiers centimètres des filtres, couche de boue incluse (Morvannou et al., 2014). En effet quand le temps de duplication des hétérotrophes à 20°C est estimé à 20 min, il est de 0,7 à 1 jour pour les autotrophes (Deronzier et al., 2001). Ces derniers sont donc moins compétitifs que les hétérotrophes vis-à-vis de l'oxygène, et se trouvent donc répartis sur une plus grande profondeur. Dans le réacteur biologique qu'est le filtre planté, cette nitrification est un processus lent qui va s'étaler dans le temps. Morvannou et al. (2014) ont montré que de l'ordre d'un tiers de l'ammonium apporté par les eaux usées est adsorbé sur la matière organique. Il sera nitrifié tout au long de la période de repos. Les nitrates produits seront lessivés par les premières bâchées du cycle d'alimentation suivant.

Le filtre étant un milieu aérobie, la dénitrification est très limitée (10% d'après Morvannou et al., 2014) et l'abattement sur l'azote total (NT) est de ce fait réduit.

Les performances sur le NK sont en moyenne supérieures à 55%, pour des concentrations de sortie en moyenne inférieures à 30 mg/L (Molle et al., 2005 ; Morvannou et al. 2015). L'abattement en NK diminue avec l'augmentation des charges appliquées, ce qui en fait le paramètre limitant pour le dimensionnement des ouvrages. La nitrification est sensible aux surcharges hydrauliques qui vont avoir pour effets de réduire le temps de séjour dans le massif et accélérer la saturation des sites d'adsorption sur la matière organique. En revanche, des suivis réalisés en hiver (Molle et al., 2008), y compris en montagne (Prost-Boucle et al., 2015) n'ont pas permis de mettre en évidence d'impact des faibles températures sur la nitrification dans les filtres.

- Traitement du phosphore

Dans leur configuration classique décrite ici, les filtres plantés ont un pouvoir de traitement réduit vis-à-vis du phosphore. Il repose sur l'assimilation biologique par la biomasse. Les prélèvements par les végétaux pour leur métabolisme sont négligeables (voir plus bas). Dans les premiers mois de vie du filtre, en revanche, des phénomènes d'adsorption sur les matériaux (graviers) peuvent être importants et produisent un abattement pouvant aller jusqu'à 60% de la charge appliquée. Une fois les sites d'adsorption saturés, les performances diminuent et se stabilisent autour de 30 %.

- Maintien des conditions aérobies et gestion de la biomasse

Comme tous les procédés de traitement biologique, les performances des FPR dépendent de l'activité de la biomasse épuratoire. Les communautés bactériennes impliquées, que ce soit les hétérotrophes ou les autotrophes, utilisent l'oxygène comme accepteur final d'électrons. Maintenir les conditions aérobies à l'intérieur du massif est donc fondamental. Il est donc fondamental de gérer la minéralisation de la matière organique accumulée au sein du système (filtration des MES, croissance de biomasse) pour assurer des écoulements permettant des transferts d'oxygène suffisants à l'activité bactérienne aérobie. Pour ce faire plusieurs actions sont menées :

- Afin de répartir uniformément les eaux usées et induire des phénomènes d'aération convectif et diffusifs, les eaux usées sont apportées selon une alimentation par bâchées, c'est-à-dire un volume important correspondant à une lame d'eau de 2,5 cm sur l'ensemble du filtre. Cet apport par gros volume et à fort débit va permettre une répartition des eaux sur toute la surface du filtre. L'infiltration de cette nappe d'eau va chasser une partie de l'air appauvri en oxygène contenu dans le massif et le renouveler par convection. Des phénomènes de diffusion depuis la surface, ou le fond du filtre via le réseau de drainage connecté à l'atmosphère, viennent compléter l'aération du massif (Petitjean, 2011).
- Les plantes présentes à la surface du filtre participent à cette oxygénation à travers leur rôle mécanique sur le dépôt de surface. Sous l'action du vent, leurs tiges vont former des anneaux dans la couche de boues (Figure 10). Ces anneaux vont permettre d'éviter le colmatage de surface du système en facilitant l'infiltration des eaux usées et les échanges de gaz.



Figure 10 : Illustration du rôle mécanique des végétaux sur les lits de séchage de boues plantés de roseaux. Photo : Irstea.

- A l'inverse des procédés de traitement à culture libre, il n'est pas possible dans les cultures fixées d'extraire la biomasse produite en excès dans le réacteur. Pour garantir la pérennité de l'ouvrage, tout l'enjeu de la gestion des filtres est de contrôler cette croissance bactérienne qui va tendre naturellement à occuper tout l'espace disponible entre les graviers, conduisant au colmatage du système. Pour minéraliser cette biomasse, les filtres sont composés de plusieurs lits en parallèle, 3 dans le cas de la filière métropolitaine. Chacun est alimentés alternativement durant 3,5j, et observe donc une période de « repos » de 7j avant un nouveau cycle d'alimentation. Durant cette phase de repos la biomasse en excès dans le lit va se minéraliser (auto-oxydation), permettant le contrôle du colmatage de l'ouvrage.

- Le rôle des végétaux

Le rôle fondamental des végétaux dans les différents *treatment wetlands* a été largement décrit que ce soit pour le rôle d'aération, de support de croissance pour les bactéries ou leur rôle d'exportation de nutriments et d'eau (Brix, 1997 ; Brisson & Chazarenc, 2008 ; Gagnon et al., 2013). Cependant, du fait de son alimentation en eaux usées brutes, les priorités dans ce qui est attendu des plantes diffèrent dans le FPR français par rapport aux autres filières de traitement végétalisées. Comme vu au point précédent, c'est principalement

une action mécanique sur la couche de dépôt de surface qui est recherchée (Molle et al., 2005). C'est le *Phragmites australis*, ou roseau commun qui est utilisé et donne son nom aux filtres plantés de roseaux. Le prélèvement métabolique par les plantes est anecdotique étant donnée les charges appliquées. Les quantités d'azote et de phosphore retrouvées par Tanner (1995) dans les parties aériennes des *Phragmites australis* qu'il étudiait correspondent respectivement à 0,52% et 0,25% des charges appliquées annuellement sur le filtre en fonctionnement.

En revanche les plantes isolent la surface du filtre de l'atmosphère, limitant la pénétration des rayonnements solaires, maintenant localement une forte humidité dans l'air et lissant les variations de températures ce qui favorise la minéralisation du dépôt de surface.

- Surcharges hydrauliques, temps de pluie et réseau unitaire

Lorsque les filtres sont dimensionnés sur la base du nombre d'équivalents habitants, la charge hydraulique correspondante de temps sec représente une lame d'eau quotidienne de l'ordre 37 cm sur le filtre en fonctionnement. Les temps de pluie attendus en climat tropical nécessitent d'appréhender l'incidence de lames d'eau plus importantes sur le fonctionnement de l'ouvrage, aussi bien d'un point de vue physique (colmatage) que sur les performances en elles même. A ce titre, Prost-Boucle et Molle (2012) ont montré que si la lame d'eau dépasse en permanence 70 cm (recirculation, eaux claires parasites), les performances sur la nitrification sont impactées, en période hivernale. Une des contraintes étant l'entrée d'oxygène dans le milieu lorsque le filtre stocke plus d'eau en son sein. La porosité libre à l'air étant réduite par une plus forte humidité, les transferts d'oxygène sont réduits alors que la charge en azote augmente et les temps de séjour diminuent. Une limite de nitrification est donc possible en milieu tropical, et cela malgré des températures favorables.

En revanche, en temps de pluie, donc pour des charges ponctuelles, Molle et al. (2006) ont montré qu'une charge hydraulique de 4m pouvait être appliquée sur le filtre en fonctionnement sans compromettre son intégrité. Arias-Lopez (2013) a mesuré une charge hydraulique appliquée de 5,3 m et montré que jusqu'à 2,26 m/j au moins, les performances du filtre sont maintenues. La sensibilité des filtres aux surcharges hydrauliques de temps de pluie dépend de plusieurs facteurs comme leur intensité, durée, fréquence et l'âge des filtres (elle diminue avec l'augmentation de la couche de dépôt en surface) ou les paramètres de dimensionnement (surface, hauteur de revanche) ou de gestion (fréquence d'alternance). En ce qui concerne la hauteur de revanche (hauteur entre la surface du filtre et le haut du talus entourant ce dernier) Arias-Lopez (2013) préconise des hauteurs de 50 à 70 cm pour stocker sur le filtre le temps de pluie dans le cas de réseaux unitaires.

1.2.3 Les variantes de FPR

Sur la base des principes qui viennent d'être décrits, plusieurs variantes de FPR existent afin de pouvoir répondre à différents objectifs de traitement.

- Un second étage de filtre : la filière classique métropolitaine

La filière classique métropolitaine est composée d'un premier étage de 3 lits en parallèle, suivi d'un second étage ne comportant que 2 lits (Figure 11). La charge organique reçue au 2^{ème} étage étant plus faible, la période de repos entre 2 phases d'alimentation est réduite. La surface de chacun des lits est identique à celle d'un lit du premier étage. En revanche les matériaux utilisés ont une granulométrie plus fine, intégrant une couche de sable en surface (> 30 cm de 0,25/0,4 mm), puis une couche de transition adaptée (10-20 cm de 3/10 mm). La couche de drainage est inchangée. L'alimentation se fait également par bâchée, mais les faibles charges en MES permettent l'utilisation d'un système de répartition plus fin composé d'un réseau de canalisation percées.

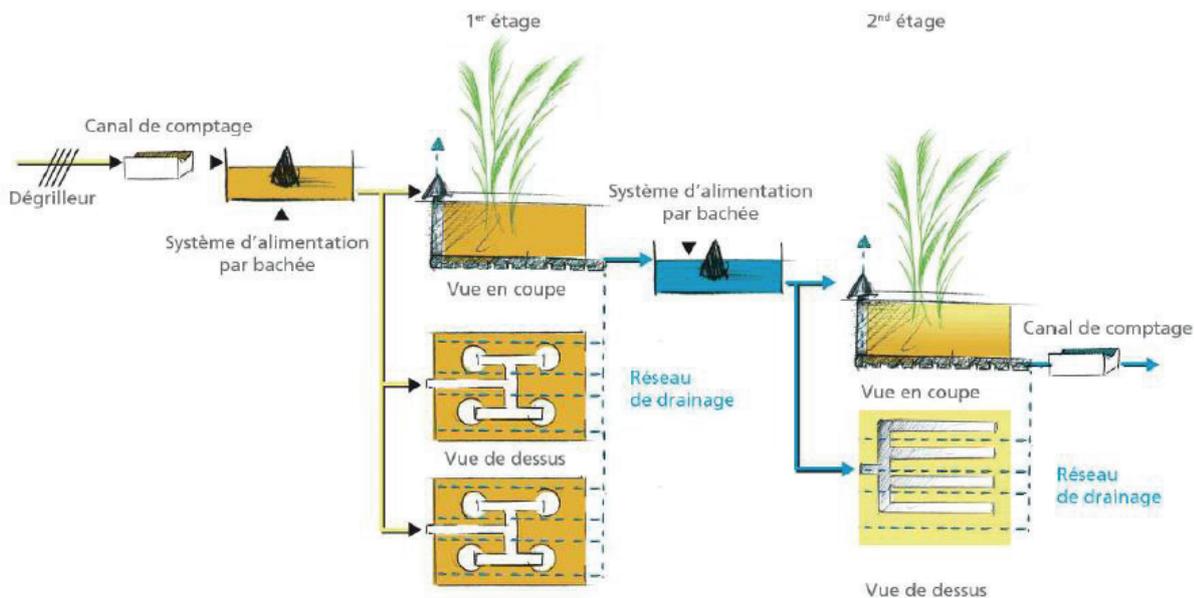


Figure 11 : Schéma de la filière classique de FPR en climat tempéré. Schéma : AFB.

Ce second étage permet d'atteindre des rendements en moyenne supérieurs à 85% et 90% en DCO et MES pour des concentrations en moyenne inférieures à 75 et 20 mg/L respectivement (Molle et al., 2005 ; Morvannou et al., 2015). Outre cet affinage sur le carbone et les MES, le second étage permet d'atteindre une nitrification complète : 85% d'abattement en moyenne sur le NK, pour des concentrations de sortie inférieures à 12 mg/L (Morvannou et al., 2015).

En fonction des niveaux de rejets à atteindre, en particulier s'il n'y a pas d'objectifs sur l'azote, l'ajout d'un second étage de traitement peut s'apparenter à un surcoût pas forcément nécessaire. En effet, les performances du premier étage permettent, comme présenté précédemment, de tenir le minimum réglementaire. Cependant, suivant les niveaux de rejet demandés sur la pollution carbonée il peut être limité et nécessiter une étape de finition. Ceci d'autant plus que lors de l'alternance des filtres un léger décrochage de biomasse peut avoir lieu et affecter les niveaux de rejet. De même, si les concentrations en eaux usées brutes sont élevées (Mercoiret et al., 2010), le rejet peut dépasser des niveaux visés malgré des performances de traitement stables. En conséquence, plusieurs adaptations ont été développées pour maintenir des rejets bas tout en évitant la mise en œuvre d'un second étage de traitement utilisant un sable de qualité parfois difficile à trouver localement.

- Hauteur de la couche filtrante

L'augmentation de l'épaisseur de la couche de filtration est un paramètre de conception permettant d'améliorer les performances des ouvrages. Millot et al., (2016) ont montré que l'augmentation de l'épaisseur de la couche de filtration jusqu'à 100 cm, permet de fiabiliser le niveau de rejet (60 cm suffisent pour la DCO, 100 cm sont nécessaires pour la nitrification). Au-delà d'une profondeur de couche filtrante supérieure à 60 cm, un réseau d'aération intermédiaire est mis en place au milieu de la couche pour maximiser l'aération.

- Ajout d'une boucle de recirculation

La recirculation des eaux traitées en entrée d'un filtre à écoulement vertical a été étudiée par de nombreux auteurs (Platzer, 1999 ; Sun et al., 2003 ; He et al., 2006). Sur un filtre à écoulement vertical alimenté en eaux usées brutes, Prost-Boucle et Molle (2012) ont montré, au détriment d'une consommation électrique, que la recirculation permet une amélioration des performances d'un premier étage de traitement. La recirculation permet de diluer les eaux d'entrée par les eaux traitées. Le filtre gardant des performances stables jusqu'à un certain degré de dilution (incluant une augmentation de la charge hydraulique également) l'accroissement des performances globales du système réside principalement dans le facteur dilution des eaux d'entrée. Au-delà d'une charge hydraulique quotidienne de 75 cm (soit 2 fois le débit de temps sec), les performances sur

la nitrification commencent à diminuer en conditions hivernales. En conséquence de quoi Prost-Boucle et Molle ont proposé de limiter le taux de recirculation à 100 % (ce qui correspond à un ratio volume sortie / volume recirculé égal à 1) pour ne pas nuire aux performances épuratoires. La recirculation permet également un lissage des performances dans le temps (effet tampon). Par ce biais, des niveaux de rejet de 125, 25, 35 en DCO, DBO, MES peuvent être visés alors que la nitrification ne peut être complète.

- Filtre à écoulement vertical non-saturé/saturé

Améliorer les performances d'un premier étage classique sans utilisation de source électrique a été étudié par l'ajout d'une zone saturée en fond de filtre (Figure 12). On parle alors d'un filtre à écoulement vertical non saturé/saturé. L'objectif est de mettre en œuvre une zone saturée où les écoulements seront plus lents permettant de piéger des MES ainsi que dégrader une quantité supplémentaire de carbone par des conditions anoxiques permettant la dénitrification. En sus, la dénitrification permettra d'éliminer les nitrates formés dans la partie non saturée. L'enjeu du dimensionnement réside, en plus des questions de charges surfaciques, de mettre en œuvre des épaisseurs de couches saturée et non saturée permettant une optimisation du traitement. Une épaisseur non saturée trop importante ne permettra pas d'avoir suffisamment de carbone pour la dénitrification. Une épaisseur de couche saturée trop faible va nuire à la rétention des MES et à la dénitrification alors qu'une épaisseur trop importante va créer des conditions anaérobies générant des odeurs. L'objectif est donc bien d'atteindre des conditions anoxiques sans engendrer de conditions anaérobies.

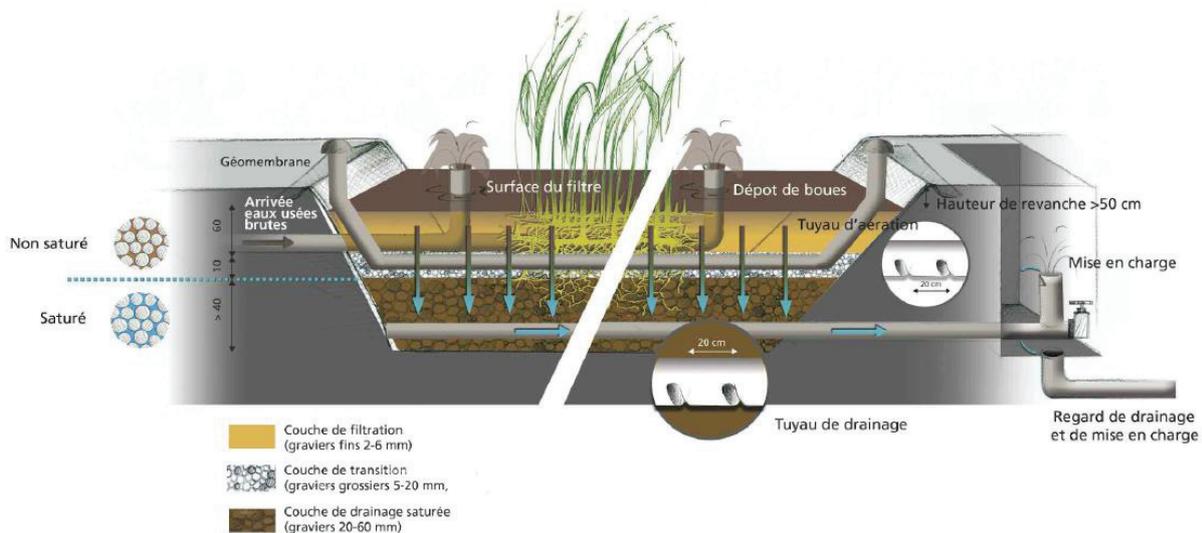


Figure 12 : Coupe transversale schématique d'un FPR à écoulement vertical non-saturé/saturé. Schéma : AFB.

Ce système, alimenté en eaux usées brutes a été étudié par différents auteurs. Molle et al (2008) ont montré qu'un tuyau d'aération au-dessus de la couche saturée était nécessaire pour assurer une nitrification suffisante dans la partie supérieure du filtre. Plusieurs auteurs (Prigent et al., 2013 ; Silveira et al., 2015, Morvannou et al., 2017, Dubois et Molle, 2018) ont étudié l'optimisation des différentes couches de filtration, voire d'une recirculation, pour optimiser le traitement. Il ressort qu'une hauteur de saturation de 40 cm est nécessaire pour fiabiliser la rétention des MES. En ce qui concerne le traitement de l'azote un compromis doit être réalisé entre une limitation par la nitrification (faible épaisseur de la première couche) et une limitation par la dénitrification. Il semble qu'il ne soit pas possible, y compris avec une recirculation à 100%, de garantir des niveaux de traitement supérieurs à 70 % sur l'azote global. En revanche, des niveaux de rejet de 70/15/25 mg/L pour DCO/MES/NK peuvent être garantis (Morvannou et al. 2017). De même, Dubois et Molle (2018) montrent, sur une application en assainissement individuel, que le système est stable face à des variations de charge. L'ensemble de ces expérimentations, provenant d'un climat tempéré requière une étude supplémentaire pour une transposition des recommandations de dimensionnement en climat tropical.

Il est à noter, une accumulation de MES étant opérante dans la partie saturée du filtre, qu'une vidange d'une partie de cette zone est conseillée pour éviter un colmatage du fond. Les eaux de vidanges sont alors

renvoyées en tête de station pour stocker la pollution particulaire en surface du filtre. Les recommandations actuelles conseillent de réaliser cela une fois par an (Morvannou et al., 2017).

1.3 Adaptation des filtres plantés de roseaux à la zone tropicale

Les *Treatment Wetlands* ont été identifiés depuis longtemps comme étant des filières de traitement potentiellement bien adaptées à la zone tropicale (Denny, 1997; Haberl, 1999; Kivaisi, 2001; Kantawanichkul et al. 2009, Zhang et al., 2014). Les données issues des publications sont cependant très hétérogènes, et la qualité des mesures, autant dans les méthodes de prélèvements que d'analyses, sont variables. Si les observations réalisées sont cohérentes avec le retour d'expérience en milieu tempéré (rôle des végétaux, des bâchées, des périodes de repos – Eme, 2012) il est parfois difficile d'en tirer des règles claires de dimensionnement et de gestion. Parmi les études réalisées en climat tropical, l'intérêt croissant du système français (alimentation en eaux usées brutes) est observable mais reste sporadique. Des études pilotes au Brésil (Lana et al. 2013 ; Manjate et al. 2015, Trein et al. 2018), aux Canaries (Melian, 2010), en Inde (Yadav et al. 2018) et au Pérou (Höllman et al. 2018) montrent des résultats en deçà des performances en zone tempérée. Le dimensionnement, les charges appliquées, les matériaux ou la gestion de l'alimentation présentent des différences avec les règles de l'art, telles qu'elles ont été présentées précédemment, qui pourraient expliquer ces moindres performances.

Le premier objectif de cette thèse est de proposer une adaptation des FPR à la zone tropicale. Pour cela différentes questions scientifiques et opérationnelles de recherche sont détaillées ci-dessous. Elles peuvent être réparties en trois grandes thématiques que sont le choix des plantes, la conception des ouvrages (choix des matériaux, dimensionnement...) et leur fiabilité (résilience face aux aléas climatique, à une gestion déficiente ...).

1.3.1 Questions de recherches

L'adaptation des FPR à la zone tropicale soulève plusieurs questions qui ont été synthétisées en 3 problématiques.

- Quelles plantes pour les FPR en zone tropicale ?

Phragmites australis étant absent ou considéré comme invasif en zone tropicale, une réflexion sur les espèces à utiliser a été nécessaire. De ce fait en zone tropicale les FPR changent de nom pour devenir Filtre Planté de Végétaux (FPV). Des retours d'expériences existent sur l'utilisation de différentes espèces végétales en contextes tropicaux. Pour des filtres à écoulement vertical elles sont présentées ci-dessous (Tableau 10).

Ces expériences ne concernent que très rarement des filtres alimentés en eaux usées brutes où le rôle mécanique (à l'instar des filtres réalisés pour le traitement des boues), est primordial. Liénard et al., 2010 sur un filtre alimenté en eaux usées brutes montrent que le *Typha augustifolia* n'est pas adapté car se développant en touffes. Le choix des végétaux est donc de première importance pour la pérennité des ouvrages. Il doit faire intervenir des espèces autochtones non invasives, c'est donc un choix propre à chaque région géographique qui doit garantir à la fois le rôle mécanique recherché, l'adaptation au milieu particulier que sont les FPV et la validation par les services phytosanitaires de l'état.

Brix et al (2007) mentionnent également que l'esthétique du végétal favorise l'implication des agents dans la maintenance et l'entretien mais aussi l'acceptation et le respect de l'installation par la population environnante. Ce critère, entre différents choix techniques possibles, peut donc également être d'importance, tout comme une possible valorisation de la biomasse végétale (énergétique, agricole, fourragère, industrielle...).

D'un point de vue scientifique la question est de savoir comment sélectionner des plantes sur des critères morphologiques et de résistance aux conditions d'utilisation dans les filtres (périodes de fortes charges, périodes de repos, exposition au soleil, milieu granulaire artificiel ...). Ne pouvant pas tester chaque espèce

dans des ouvrages en conditions réelles une méthodologie simple à mettre en œuvre, réalisée par des non spécialistes en conditions tropicales est nécessaire.

Tableau 10 : Espèces végétales utilisées sur des filtres plantés à écoulement vertical traitant des eaux usées prétraitées présentes dans la littérature scientifique. (Eme, 2012)

Végétaux	Observations	Références
<i>Acorus calamus</i>		Ge et al., 2011
<i>Agapanthus africanus</i>	mauvaise adaptation au FPh	Zurita et al., 2009 Zurita et al., 2011
<i>Anthurium andreaeanum</i>	sensible aux variations de température	Zurita et al., 2009 Zurita et al., 2011
<i>Arundo donax</i> et <i>Phragmites australis</i>	nd	Zhu et al., 2010 Ge et al., 2011
<i>Campylotropis macrocarpa</i>	-	Zhang et al., 2010
<i>Campylotropis macrocarpa</i> , <i>Cassia tora</i> , <i>Lespedeza bicolor</i> et <i>Indigofera pseudotinctoria</i>	nd	Zhu et al., 2010
<i>Canna indica</i>	-	Zhang et al., 2010 Cui et al., 2010 Ge et al., 2011
<i>Canna indica</i> , <i>Cyperus alternifolius</i> , <i>Lythrum salicaria</i> et <i>Thalia dealbata</i>	nd	Zhu et al., 2010
<i>Canna indica</i> , <i>Cyperus flabelliformis</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Pennisetum purpureum</i> et <i>Hymenocallis littoralis</i>	compétition interspécifique	Liang et al., 2011
<i>Cassia tora</i> Linn.	mauvaise adaptation	Zhang et al., 2010
<i>Coix lacrymajobi</i>	nd	Ge et al., 2011
<i>Coix lacryma-jobi</i> , <i>Imperata cylindrical</i> , <i>Miscanthus sinensis</i> , <i>Neyraudia montana</i> , <i>Saccharum arundinaceum</i> et <i>Triarrhena sacchariflora</i>	nd	Zhu et al., 2010
<i>Cynodon ssp</i>	nd	Cota et al., 2011
<i>Cyperus alternifolius</i>	-	Zhang et al., 2010
<i>Cyperus flabelliformis</i>	-	Kantawanichkul et al., 1999
<i>Cyperus involucreatus</i>	-	Kantawanichkul et al., 2009
<i>Imperata cylindrical</i>	-	Zhang et al., 2010
<i>Indigofera pseudotinctoria</i>	-	Zhang et al., 2010
<i>Lolium perenne</i>		Ge et al., 2011
<i>Lythrum salicaria</i>	-	Zhang et al., 2010
<i>Miscanthus floridulus</i>	nd	Ge et al., 2011
<i>Neyraudia montana</i> Ken	mauvaise adaptation	Zhang et al., 2010
<i>Phragmites australis</i>	-	Melián et al., 2010 Zhang et al., 2010 Jia et al., 2010
<i>Phragmites karka</i>	-	Laber et al., 1999 Kurniadie, 2011
<i>Phragmites karka</i> et <i>Canna sp</i>	-	Shestha et al., 2001
<i>Reineckia carnea</i>	nd	Ge et al., 2011
<i>Saccharum arundinaceum</i> Retz.	mauvaise adaptation	Zhang et al., 2010
<i>Sapindus mukorossi</i> Gaertn.	mauvaise adaptation	Zhang et al., 2010
<i>Sesbania seban</i>	conditions saturées	Dan et al., 2010
<i>Strelitzia reginae</i>	meilleure adaptation au FPv	Zurita et al., 2009 Zurita et al., 2011
<i>Thalia dealbata</i>	mauvaise adaptation	Zhang et al., 2010
<i>Thysanolonea maxima</i>	-	Liénard et al., 2010
<i>Tradescantia reflexa</i>	nd	Ge et al., 2011
<i>Triarrhena sacchariflora</i>	-	Zhang et al., 2010
<i>Typha angustifolia</i> L	mauvaise adaptation nd	Kantawanichkul et al., 2009 Liénard et al., 2010
<i>Typha latifolia</i>	stress hydrique	Cota et al., 2011
<i>Vetiveria zizanioides</i> Nash	-	Kantawanichkul et al., 1999
<i>Zantedeschia aethiopica</i>	meilleure adaptation au FPh	Zurita et al., 2009 Zurita et al., 2011

- Comment dimensionner et concevoir les FPR en zone tropicale ?

Comment tirer parti de l'activité microbiologique plus importante en zone tropicale du fait des températures plus élevées, pour proposer un dimensionnement plus compact afin de prendre en compte les enjeux fonciers identifiés dans la partie 1 ?

Un équilibre est à trouver, cette recherche de compacité ne devant pas se faire au détriment de la robustesse du système. En effet les fortes pluies tropicales et l'intégrité limitée des réseaux entraînent des variations de charges importantes. Comment les prendre en compte dans le dimensionnement des ouvrages ?

Les réponses à ces questions doivent permettre de préciser quelles sont les charges applicables sur le lit en fonctionnement, le nombre de lits et d'étages pour les FPR en zone tropicale.

Les capacités limitées des ressources humaines disponibles à tous les niveaux tel qu'identifié dans la partie 1 doivent être prises en compte. Cela se traduit pour le dimensionnement par la nécessité de proposer des règles génériques pour une filière robuste qui saura s'adapter à des environnements variés, plutôt que multiplier les critères pour pousser l'optimisation à chaque cas, ce qui compliquerait le dimensionnement. Du point de vue de la conception, cela implique d'être attentif à maintenir la simplicité d'entretien et de maintenance, un des points forts des FPR, qui doit être conservé et amplifié si possible, par exemple en limitant au maximum le recours aux équipements électromécaniques.

De même, la qualité des matériaux et le respect des granulométries préconisées sont fondamentales pour les performances des ouvrages. Le sable, nécessaire pour le second étage des FPR, est difficile à trouver dans les DOM. Comment adapter les FPV aux matériaux disponibles localement ?

- Les FPV sont-ils performants ?

Classiquement les performances des ouvrages de traitement sont mesurées sur l'abattement et les concentrations de sortie des paramètres caractéristiques de la pollution des eaux. Le calcul des performances est intéressant car il permet des comparaisons. Les FPV permettent-ils de tenir les niveaux de rejets réglementaires ? Comment se comportent les FPV par rapport aux FPR ? Et par rapport aux filières de traitements conventionnels en zone tropicale ?

La performance d'un procédé peut aussi être appréhendée à travers sa fiabilité, c'est-à-dire sa capacité à maintenir un niveau de traitement lorsque les conditions changent. Plusieurs sources potentielles de changement de conditions ont été identifiées dans la première partie, en particulier les contraintes d'organisation sociale des services. Les FPV sont-ils fiables vis-à-vis des variations de charges, hydrauliques ou organiques, des problèmes d'exploitation ou de maintenance ?

Il existe plusieurs variantes de FPR, et de la même manière plusieurs variantes possibles de FPV. Quelles variantes de FPV choisir en fonction des objectifs de traitement ?

1.3.2 Démarches mises en place

Cette partie reprend la démarche générale employée dans le cadre de ce travail, dans la mesure où chaque article présentant les résultats reprend la méthodologie spécifique pour répondre à une question précise.

Pour répondre aux questions scientifiques et opérationnelles, il a été choisi de réaliser des expérimentations sur des stations de démonstration en taille réelle dans les DOM.

La principale contrainte résultante de ce choix a été l'éloignement de plusieurs milliers de km entre le laboratoire et les terrains d'expérimentations. De ce fait, il n'a pas été possible de pousser l'étude des mécanismes microbiologiques de la biomasse épuratrice ou physiologiques des végétaux aussi loin que ce qui aurait pu être fait en laboratoire.

En revanche, les bénéfices ont été multiples.

La nécessité de former les acteurs locaux, qu'ils soient publics (offices de l'eau, maîtres d'ouvrages) ou privés (maîtres d'œuvre, constructeurs), a permis de renforcer leur capacité d'action (suivi des ouvrages pour les offices de l'eau par exemple), de vérifier l'appropriation de la filière et d'autonomiser les territoires vis-à-vis des FPV. A titre d'exemple, il existe à l'heure actuelle à Mayotte plus d'une quinzaine de FPV en fonctionnement alors que seulement 4 d'entre eux ont été réalisés dans le cadre de projets scientifiques.

En s'appuyant sur ces partenaires locaux, il a été possible de multiplier les suivis scientifiques : une dizaine d'ouvrages différents, à travers chacun des 5 DOM ont ainsi été étudiés. Plus d'une centaine de bilans journaliers ont ainsi pu être réalisés dans le cadre de cette thèse.

Cette thèse s'est appuyée sur des programmes de recherche concomitants ou antérieurs. Les actions du Cemagref⁵ dans les DOM ont démarré en 2006 à Mayotte, avec la construction de 2 premières stations, puis

⁵ Le Cemagref, Centre national du machinisme agricole, du génie rural et des eaux et forêts, qui est devenu Irstea (Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture) en 2011.

une 3^{ème} en 2009. Ces stations sont le fruit d'un partenariat avec le SIEAM et la Société d'Ingénierie Nature & Technique (SINT). A partir de 2010, un partenariat a été noué avec l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) devenue AFB en 2017, qui a permis d'étendre les actions à l'ensemble des DOM. Deux stations ont vu le jour en Guyane en 2010 et 2012. Le projet Attentive (2014-2017) qui se focalisait sur les Antilles a permis la construction de 2 FPV en Martinique (2014) et un en Guadeloupe (2015). Une nouvelle station pilote a été construite à Mayotte en 2015. Enfin, en 2017, un FPV a été mis en service à la Réunion. A mon arrivée en 2013, une partie des stations pilotes étaient construites, certaines allaient être mises en service prochainement et d'autres étaient en projet. Quelques bilans avaient été réalisés à Mayotte et en Guyane (Esser, 2010 ; Eme et al., 2012, 2013).

- Hypothèse de dimensionnement des FPV

Les premiers bilans réalisés avant mon arrivée ont permis d'écarter 2 configurations de filtres. La station de Totorossa à Mayotte était composée d'un décanteur primaire suivi d'un filtre à écoulement horizontal. Très rapidement la station a été colmatée suite à des problèmes d'évacuation des boues primaires (Lombard-Latune, 2014). La station de Trévani à Mayotte également, se composait d'un réacteur anaérobie compartimenté suivi d'un FPV. Là encore, les problèmes d'exploitation et de curage du réacteur anaérobie ont montré les limites de ce système (Lombard-Latune, 2014).

En revanche, bien que les ouvrages soient largement sous-chargés, les premiers suivis sur les filtres à écoulement vertical type FPR ont donné des résultats intéressants (Eme et al., 2012, 2013). Sur cette base, une hypothèse de dimensionnement pour les FPV a été formulée.

Le choix a été fait pour le dimensionnement d'appliquer sur le filtre en fonctionnement des charges identiques à celles utilisées en climat tempéré. Cela permet de conserver les capacités hydrauliques éprouvées des FPR. En revanche, le surcroît d'activité bactérienne provoqué par les températures moyennes plus élevées en zone tropicale devrait se traduire par une minéralisation plus rapide de la matière organique dans le dépôt organique de surface comme à l'intérieur du massif. Il a donc été choisi de réduire la période de repos à 3,5 jours en supprimant un des lits du premier étage, et d'éliminer totalement le second étage lorsque les objectifs de traitement ne sont pas trop exigeants sur l'azote réduit. L'absence de 2^{ème} étage permet également de s'affranchir du problème d'approvisionnement en sable dans les DOM. Les suivis expérimentaux mis en place sur les stations pilotes devaient donc permettre de valider les choix ayant conduit à cette hypothèses de dimensionnement.

- Parc d'ouvrages suivis et variations de charges

Sur les ouvrages déjà réalisés, l'hypothèse de dimensionnement retenue a amené à redéfinir les capacités et les modes d'exploitation (nombres de lits) des stations suivies. La validation du dimensionnement passe par l'étude du comportement des FPV à leur charge nominale de dimensionnement. En fonction des charges entrantes dans les stations et des objectifs de recherche, les surfaces mobilisées pour le traitement ont été réduites pour se rapprocher des charges appliquées souhaitées. En effet, il est possible de partitionner les filtres à l'aide de cloisons amovibles enfoncées sur toute la hauteur de la couche de filtration et de boucher les points d'alimentation correspondant aux parties du filtre non utilisées. De cette manière, les charges appliquées sont artificiellement augmentées. Il a ainsi été possible d'étudier les comportements des FPV en conditions réelles, en sous-charge, surcharges, organiques comme hydrauliques. Des problèmes d'exploitation ont également été simulés en laissant près d'un an un filtre en service sans alternance.

Les différentes variantes de FPV présentées dans l'état de l'art (1.2.3) ont été testées : recirculation, mise en place d'un fond saturé, variation de hauteur de la couche filtrante, second étage. Les caractéristiques des ouvrages sont présentées dans le Tableau 11.

Tableau 11 : Présentation des différentes stations pilotes dans la zone tropicale. Les taux de charge sont calculés pour des charges appliquées de 350 gDCO/m²/j et une lame d'eau de 0,37 m/j, ce qui correspond à un ratio de dimensionnement de 0,8 m²/EH. NS/S : non saturé/saturé. LB : lit bactérien.

Nom	Département	Capacité	Filière	Mise en service	Nombre de bilans	Taux de charge moyen (% charge nominale)	
						Organique	Hydraulique
Hachenoua	Mayotte	110 EH	2 FPV, couche filtrante 80 cm	Avril 2006	16	53 %	65 %
Bois d'Opale 1	Guyane	300 EH	2 FPV, recirculation couche filtrante 30 cm	Mai 2010	9	33 %	139 %
Bois d'Opale 2	Guyane	480 EH	2 FPV, recirculation couche filtrante 30 cm	Mars 2012	13	29 %	169 %
Mansarde Rancée	Martinique	1 000 EH	1er étage : 2x3 FPV NS/S, 2nd étage : 2x2 FPV	Janv. 2014	3	10 %	16 %
Taupinière	Martinique	900 EH	1er étage : 2x2 FPV NS/S, 2nd étage : LB	Nov. 2014	31	84 %	98 %
Les Mangles	Guadeloupe	120 EH	2 FPV NS/S couche filtrante 40 cm	Oct. 2015	17	4 %	15 %
Champ d'Ylang 2	Mayotte	190 EH	2 FPV, couche filtrante 30 cm	Nov. 2015	7	81 %	105 %

- Suivis des ouvrages

Un suivi scientifique a été mis en place sur chacune des stations.

Les débits entrant et sortant ont été suivis en continu au pas de temps de 5 minutes pendant plusieurs années pour les stations de Mansarde Rancée, Taupinière, les Mangles. Sur les autres stations, les mesures étaient disponibles lors des bilans mais n'ont pas été enregistrées en continu. Les débits étaient mesurés à l'aide de débitmètres électromagnétiques, canaux venturi, ou sondes pressions placées dans les postes de bâchées.

Des centrales météo ont été installées sur les stations de Mansarde Rancée, Taupinière, les Mangles. Pour les autres, des pluviomètres mobiles étaient mis en place au moment des campagnes de mesures.

Les campagnes de mesures consistaient en bilans 24H. Des échantillons composites représentatifs des eaux entrant et sortant de la station (ou des différents étages de traitement le cas échéant) étaient obtenus en utilisant des préleveurs automatiques réfrigérés, asservis aux mesures de débits mises en place sur les ouvrages.

Les échantillons ainsi constitués étaient envoyés dans des laboratoires locaux, accrédités COFRAC pour l'analyse des paramètres de pollution suivants : DBO₅, DCO, DCO filtrée, MES, NK, NH₄, NO₃, NT, phosphore total (PT).

Les bilans étaient réalisés par les partenaires des DOM, conjointement avec Irstea au départ, puis de manière autonome. Une formation au suivi des FPR a été réalisée sur une semaine en juin 2014 avec l'ensemble des partenaires publics et privés réalisant les bilans. En Guadeloupe et en Guyane, les partenaires ont fait le choix de sous-traiter la réalisation des bilans à des prestataires privés (Etiage Guyane, bureau d'étude spécialisé et l'Institut Pasteur de Guadeloupe). A Mayotte, une formation dédiée aux analyses chimiques a été réalisée au sein du laboratoire du SIEAM.

- Choix des végétaux

Phragmites australis étant invasif en zone tropicale, une liste de critères que doivent remplir les végétaux de substitution a été établie pour garantir à la fois le rôle mécanique recherché, l'adaptation au milieu particulier que sont les FPV et la validation par les services phytosanitaires de l'état.

Une liste d'une centaine de végétaux a été constituée sur la base de références bibliographiques, échanges avec des botanistes locaux, glanage dans le milieu naturel et identification. Chaque espèce a été évaluée sur la base d'informations disponibles dans la bibliographie pour chacun des critères établis précédemment (Tableau 12).

Les plus intéressants ont été testés à l'échelle pilote dans des seaux selon un protocole spécifique (Figure 13). Leurs résistances aux 2 principaux stress induits par les FPV (stress hydrique et anoxique) ont été évaluées. Les espèces les plus prometteuses ont enfin été étudiées in situ sur des filtres en taille réelle dans 3 DOM (Guyane, Martinique et Mayotte) pendant plus d'une année afin de confirmer ou non leur potentiel en incluant leur résistance de croissance face à une compétition végétale externe au filtre.

- Comparaison des performances et de la fiabilité

Les résultats des bilans 24h sont utilisés pour caractériser les performances des FPV. Ils sont par la suite comparés avec les niveaux réglementaires (1.3), et avec les données sur les FPR présentes dans la littérature mobilisée dans l'état de l'art (1.2.2).

Pour la comparaison avec les performances des filières conventionnelles dans la zone tropicale, 2 approches complémentaires ont été développées.

Une base de données rassemblant l'ensemble des données d'auto-surveillance produites dans les DOM a été constituée. Son exploitation a permis de comparer les FPV avec les filières de traitement conventionnelles les plus utilisées pour les petites collectivités.

Le *coefficient de fiabilité* (Coefficient of reliability : COR) développé par Niku et al (1979), permet en fonction de la distribution des données observées de définir une concentration cible à atteindre pour garantir un niveau de rejet fixé. La comparaison des performances observées avec la concentration cible donnée par le COR illustre la capacité d'un procédé de traitement à tenir le niveau de rejet fixé. L'utilisation du COR a permis de comparer les données produites dans les DOM avec celles du Brésil présentées par Oliveira & Von Sperling (2008).

Une autre utilisation du COR a permis d'illustrer la fiabilité des FPV sur la base des résultats observés en conditions normales d'utilisation, en sous-charge avec panne d'alternance, surcharges hydrauliques et organiques (160%).

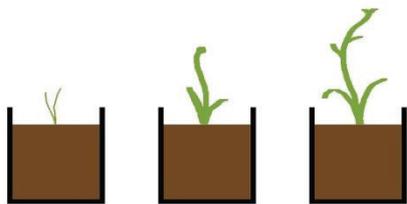
Tableau 12: Synthèse des propositions de plantes de substitution et passage au crible des propriétés attendues. (Lombard-Latune et Molle, 2016).

	Anoxie (MO peu évoluée, en quantité importante)	Stress hydrique (alternance phases alimentation / repos)	Substrat sablo-graveleux non saturé drainant	Lumière directe	Pérenne non ligneuse	Développement rapide	Développement homogène	Rhizomateuse	Fertilité faible	Hauteur > 1m, diam. tiges 0,5 à 2 cm	Pas de rétention d'eau par parties aériennes	Toxicité (sève, feuilles...)	Espèce non protégée	Espèce non invasive
<i>Phragmites australis</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	X
<i>Phragmites mauritanus</i>	?	?	?	?	✓	?	✓	✓	?	?	✓	✓	✓	✓
<i>Canna indica</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Heliconia Caribea</i>	?	?	?	?	✓	?	?	✓	✓	✓	?	✓	✓	✓
<i>Heliconia psitacorum</i>	✓	✓	✓	✓	✓	?	?	✓	✓	✓	?	✓	✓	✓
<i>Heliconia rostrata</i>	?	?	?	?	✓	?	?	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Alipinia purpurata</i>	?	?	?	?	✓	?	?	✓	?	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Cyperus papyrus L.</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	✓	?	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Cyperus alopecuroides</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	✓	?	?	✓	✓	✓	✓
<i>Cyperus alternifolius</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	✓	?	?	✓	✓	✓	✓
<i>Cyperus luzulae</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	✓	?	X	✓	✓	✓	✓
<i>Schoenoplectus littoralis</i>	✓	?	?	✓	✓	?	?	✓	?	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Thysanolea maxima</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Tripsacum laxum</i>	?	?	✓	✓	✓	?	X	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Pennisetum purpureum</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	✓	X	✓	✓	✓	✓	X
<i>Arundo donax</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	X
<i>Echinochloa polystachia</i>	?	?	?	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Echinochloa guadaloupensis</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	✓	?	?	✓	✓	✓	✓
<i>Panicum maximum</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	✓	X	?	✓	✓	✓	X
<i>Brachiaria brizantha</i>	?	?	?	✓	✓	✓	?	✓	?	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Brachiaria mutica</i>	?	?	?	✓	✓	✓	?	✓	X	✓	✓	✓	✓	X
<i>Brachiaria decumbens</i>	?	?	?	✓	✓	✓	?	✓	?	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Typha augustifolia</i>	?	X	X	✓	✓	✓	?	✓	?	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Diffenbachia seguine</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	?	✓	✓	X	✓	✓
<i>Saccharum sp.</i>	?	✓	?	✓	X	✓	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓
<i>Eleocharis mutata</i>	?	?	?	✓	✓	?	X	✓	?	X	✓	✓	✓	✓
<i>Eleocharis interstincta</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	✓	?	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Costus speciosus</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	?	?	✓	✓	?	✓	✓
<i>Cladium jamaicense</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	?	?	?	?	?	✓	✓
<i>Fuirena umbellata</i>	?	?	?	?	✓	?	?	?	?	?	?	?	✓	✓
<i>Maranta Humilis Aubl</i>	?	?	?	✓	✓	?	X	?	?	X	?	?	✓	✓
<i>Ludwigia octovalvis</i>	?	?	?	✓	X	✓	?	✓	X	✓	✓	✓	✓	X
<i>Polygonum punctatum</i>	?	?	?	?	✓	?	?	✓	?	X	✓	✓	✓	X
<i>Polygonum densiflorum</i>	?	?	?	?	✓	?	?	✓	?	X	✓	✓	✓	X
<i>Clinogyne comorensis</i>	?	?	?	✓	✓	?	?	✓	?	?	✓	✓	✓	✓
<i>Curculigo angustifolia</i>	?	?	?	?	✓	?	?	✓	?	✓	✓	✓	✓	✓

Test batch

Adaptation des plantes au stress hydrique et anoxique

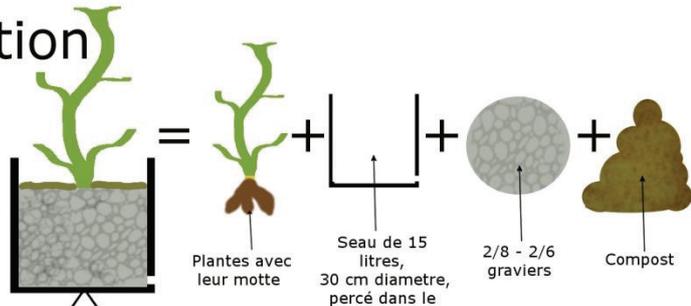
1- Croissance



3 mois en pépinière

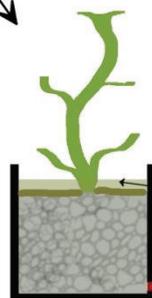
2- Période d'adaptation

- 1 mois
- Lit de gravier
- Arrosage avec un engrais de croissance commercial



3- Stress hydrique

4- Stress anoxique



suivi redox
+150 à 0 mV EH2

3 cm d'eaux brutes en permanence

bouchon

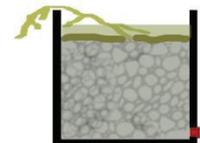
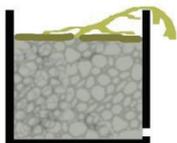
suivi

- Photos

- **Flétrissement**
(matin et après midi devraient être différent)

- **Abcission** (chute des feuilles)

- **Chloroses**
(% de la surface des feuilles, et % des feuilles touchées)



- 2 fois par jours pendant 15 jours (tôt le matin, et l'après midi)
- 1 fois par jour pendant 75 jours

Figure 13 : Schéma du protocole de réalisation des tests batch.

2 Résultats

Les résultats sont présentés sous la forme d'articles scientifiques tels qu'ils ont été ou pourraient être publiés. Ils sont structurés selon les 3 problématiques définies précédemment (1.3.1).

2.1 Choix des plantes pour l'adaptation des filtres plantés de végétaux alimentés en eaux usées brutes en climat tropical

La question du choix des espèces végétales, primordiale, a été abordée dès le démarrage de l'étude pour l'adaptation de la filière en milieu tropical. Les premières approches de type essais-erreur n'étant pas concluantes et gourmande en énergie, une étude spécifique a été mise en œuvre et a nécessité une méthodologie spécifique. Plusieurs contraintes ont été prises en compte :

- La nécessité de travailler en milieu tropical
- Un nombre très important d'espèces végétales aquatiques
- Aboutir à une validation en conditions réelles de fonctionnement sur une temporalité supérieure à une saison végétative
- Mise en œuvre par des techniciens non spécialistes

Une présentation détaillée de l'ensemble de cette étude a été réalisée (Lombard-Latune et Molle, 2016). L'article présenté ci-dessous, publié dans Water Science and Technology en 2017 est la synthèse.

Which plants are needed for a French vertical-flow constructed wetland under a tropical climate?

R. Lombard Latune*, O. Laporte-Daube **, N. Fina***, S. Peyrat ****, L. Pelus***** and P. Molle*

* Irstea, Freshwater Systems, Ecology and Pollutions Research Unit, 5 rue de la Doua, BP 32108, 69616 Villeurbanne, France.

(Corresponding author: remi.lombard-latune@irstea.fr)

** Etiage Guyane, 4 rue des Coulicous "Le Clos de Montjoly", 97354 Remire-Montjoly, French Guyana.

*** Cotram Assainissement, Z.I. Pelletier, 97232 Lamentin, Martinique.

**** SEV, 11 champs des Ylangs, 97680 Combani, Mayotte.

***** Office de l'Eau de la Martinique, 7 avenue Condorcet, BP32-97201 Fort-de-France, Martinique.

INTRODUCTION

Macrophytes are essential components of CWs. Among their different roles (Brix, 1997), the main one in VFCWs fed with raw wastewater is their mechanical action, which helps prevent clogging of the deposited organic matter (Molle, 2006). To play this mechanical role, specific physical criteria have to be met, such as a high, even plant density, and sufficient height to enable wind to move the stems. To ensure rapid growth, plants also have to tolerate the vertical filter conditions (high organic feeding, drought during rest periods, etc.). *Phragmites australis* is mainly used in northern latitudes, but is not always suitable for tropical climates because of its invasive or potentially invasive behaviour, or because it is not native. Only few studies have focused on species choice (Brisson, 2008), and more often on removal efficiency due to nutrient uptake (Tanner, 1995, Stottmeister, 2003). The adaptation of French vertical-flow CWs thus required a specific study on plant choice. The method developed addresses two main issues: (i) the broad variety of plants in the tropics, and (ii) the distance of the territories from the research centre. A specific method allowing the screening of many alternative species from the literature at full-scale evaluation was needed. It had to be simple enough to be within the capabilities of non-specialists (local technicians), and accurate enough to differentiate plants.

The study was conducted from plant criteria analysis, comparison of batch tests for specific environmental conditions, and full-scale monitoring. The objective was to select plants robust to anoxic or water stress conditions and able to compete successfully with weeds.

METHODS

Criteria selection

Our first step was to define selection criteria and decide on potential plants to be used. This was done based on a literature review of CW experience in tropical climates (Kantawanichkul, 2008, Zhang, 2010, Calheiros, 2015, Molle, 2015, Zhang, 2015, etc.), observations in natural local wetlands, and knowledge of local botanists from four French institutes (Conservatoire Botanique National des Mascariens of Mayotte, Herbarium of Guyana, Martinique Environmental Office, and Conservatoire botanique of French Antilles).

Fourteen criteria were defined. Species had to be:

- native or already present in the territory (1), based on flora index (Fournet, 2002, Funk, 2007, CBNM, 2011, 2012), with no invasive risk (2),

- resistant to both anoxic stress (3) resulting from high organic loads, and water stress (4) between successive feeding periods,
- display fast (5) and even (6) growth (to avoid clumps) to over 1 m height, and have stem diameters in the range 0.5–3 cm (7) to maximize mechanical action and facilitate harvesting,
- perennial, non-woody (8) and with no thorns in aerial parts or sap toxicity (9),
- rhizome-bearing (10) to ensure good recovery after extracting sludge,
- tolerant to the particular growing conditions imposed by CW, such as direct light (11) or draining substratum made of sand or gravel (12),
- free of water retention on aerial parts (13) that could enhance mosquito propagation, and
- of low fertility, to limit seed propagation (14).

Among the hundred species studied, 25 plants were shortlisted. Some were awaiting validation for particular criteria (stress conditions, edaphic needs etc.). As full-scale comparison of all 25 species was not possible, intermediate batch test experiments were carried out.

Batch tests

The objective was to assess the anoxic and water stress of the plants in substratum conditions close to those in a VFCW. Twenty species were compared in Mayotte (Indian Ocean) and Martinique (Caribbean Sea). To link results obtained in the different locations, two species were tested in both experimental sites.

Each 3-month-old plant was placed with its clod in a 12-litre pot. The pots were filled with 2/6 gravel (20 cm) and a 3–5 cm layer of compost on the top. A 1-month adaptation period with daily watering was allowed before the tests began.

For each test (control, anoxic stress, permanent water stress, and periodic water stress), five plants of each species were used as replicates. After one month adaptation to daily irrigation with treated wastewater, the tests consisted of:

- Control: pots were irrigated daily as in the adaptation phase,
- Anoxic stress: pots were sealed and regularly filled with raw wastewater to maintain 3 cm ponding and ensure redox conditions below 150 mV(Standard Hydrogen Electrode),
- Permanent water stress: pots were not irrigated,
- Periodic water stress: pots were irrigated daily with treated wastewater for one week and rested for the same period.

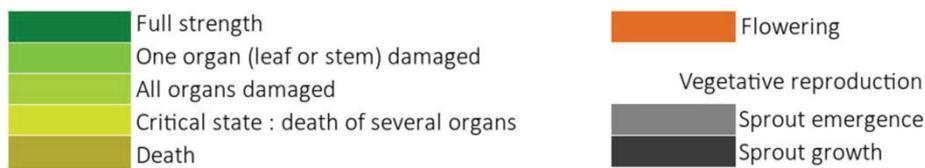
For 3 months two observations a week were made to determine four categories for plant health and behaviour:

- Osmotic potential based on plant establishment, leaf withering and death,
- Photosynthetic potential based on chlorosis, leaf marbling, and necrosis,
- Vegetative reproduction (sprout emergence and growth),
- Sexual reproduction (flowering).

Results are presented in a chronological table for each plant and condition (Tableau 13). Time of appearance of behaviour is used here for further discussion.

Tableau 13. Example of a table of test batch observations (water stress in Martinique island).

Stress exposure time (d)		5	8	13	16	20	23	28	30	33	35	40	42	47	49	54	
<i>Cyperus alopecuroides</i>	Osmotic pot.	[Color gradient from green to yellow]															
	Photosynthetic pot.	[Color gradient from green to yellow]															
	Vegetative reproduction	[Color gradient from white to black]															
	Sexual reproduction	[Color gradient from white to orange]															
<i>Costus spiralis</i>	Osmotic pot.	[Color gradient from green to yellow]															
	Photosynthetic pot.	[Color gradient from green to yellow]															
	Vegetative reproduction	[Color gradient from white to black]															
	Sexual reproduction	[Color gradient from white to black]															
<i>Eleocharis interstricta</i>	Osmotic pot.	[Color gradient from green to yellow]															
	Photosynthetic pot.	[Color gradient from green to yellow]															
	Vegetative reproduction	[Color gradient from white to black]															
	Sexual reproduction	[Color gradient from white to black]															



Full-scale experimentation

Full-scale tests were designed to observe plant growth and dynamics in real conditions including competition with weeds. The impact of initial plant density and applied load were also studied. The test was done on a 480 population equivalent (PE) French VFCW of 0.8 m²/PE with a 30 cm 3/6 mm gravel filtration layer in French Guyana. Plants initially present on the VFCW in operation since 2012 were removed before the experiment. Loads and performances of these treatments system were studied and are presented in Molle *et al.* (2015). A replica experimentation was set up in Martinique island on a young filter. There was no difference except for *Heliconia psittacorum*.

Five of the most promising species were monitored over 1 year. Figure 14 shows the experimental set-up.

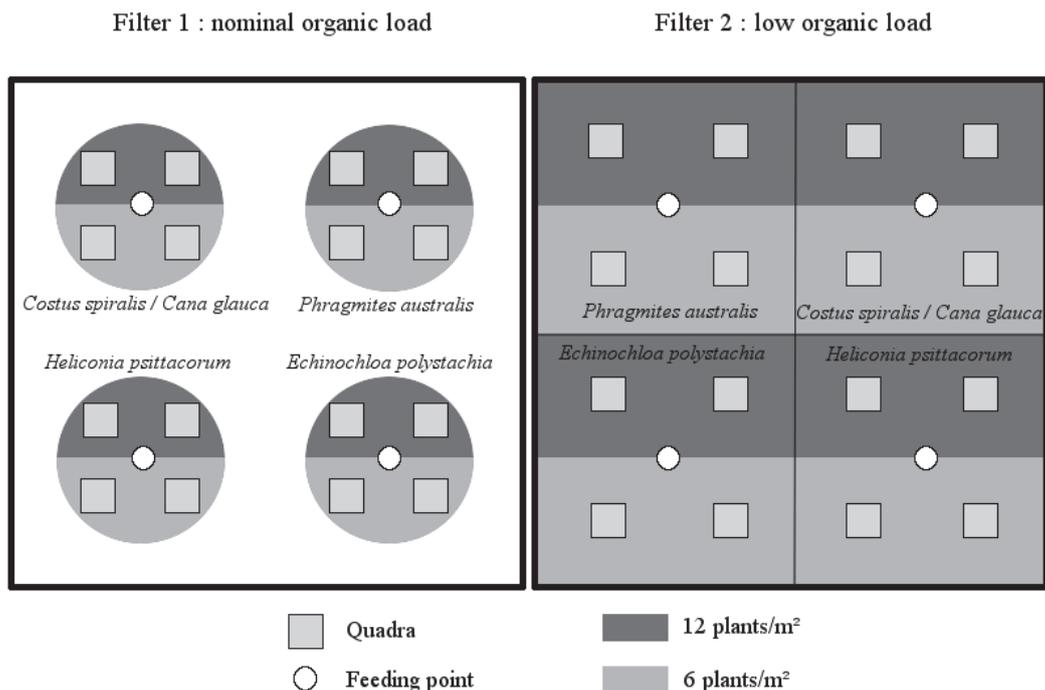


Figure 14. Experimental configuration.

At each of the four feeding points, two zones of different plant density (6 and 12 plants per m²) were set up. Four plants were initially planted (see Figure 14, *Phragmites australis* as reference). After 3 months, owing to the poor development of *Costus spiralis*, *Cana glauca* was planted. On one filter, a Plexiglas separation was fitted (Filter 1) to reduce the infiltration zone to 16 m², instead of 48 m², in order to reach the nominal COD load (300 g.m⁻².d⁻¹). Four 24 h flow composite sampling monitoring runs were performed during experimentation. Hydraulic loads applied were respectively 84 cm.d⁻¹ and 28 cm.d⁻¹ (225% and 75% of nominal load) and COD loads 231 g.m⁻².d⁻¹ and 78 g.m⁻².d⁻¹ (78% and 26% of nominal load) for filters 1 and 2, respectively.

32 quadrats (50 cm × 50 cm) were set up with duplicates for each condition. Monthly observations were monitored according to Pérez-Harguindeguy (2013) for stem density and maximum heights. In parallel, used surface distribution ratio of weeds to plants was analysed. In order to describe vegetative cycles of species, all the physiological modifications (start and end of flowering period, senescence) were observed throughout the experimentation as in the batch tests. Lastly, the root systems of the different plants were described.

RESULTS AND DISCUSSION

Batch tests

Values extracted from the 51 observation tables (see example in Tableau 13) are shown in Tableau 14. They represent the time when plants reached a critical state, death (bold font), and the duration of active vegetative multiplication (sprout emergence and growth). Critical states correspond to overall manifestation of symptoms, on whole plant, that might affect mechanical action and growth capability.

Thysanolæna maxima and *Cyperus alternifolius* were used for site comparison. Responses to anoxic stresses in Mayotte and Martinique showed marked differences due to leaks in the Martinique test, which could not ensure permanent ponding. Conversely, water stress showed similar trends for both species. The small differences observed illustrate the uncertainties such tests and data processing may produce. The results were accordingly used to make some comparisons by group representing the main trends observed during the tests.

For their adaptation to stress, the plants were classified into three groups:

- Group 1 (*Clinogyne comorensis*, *Heliconia psittacorum*, *Cana indica*, *Costus speciosus* and *Costus spiralis*) did not reach a critical state over the experimentation for either stress, except for *Costus spiralis*, which started to show withering and chlorosis under water stress after 38 days,
- Group 2 (species from the *Cyperus* genus (*C. alternifolius*, *C. alopecuroides*, *C. articulatus*, *C. involucratus*, and *C. papyrus*), *Schoenoplectus litoralis*, *Eleocharis interstincta*, *Fuirena umbellata* *Thysanolæna maxima* and *Brachiaria decumbens*) reached a critical state in 2 to 3 weeks under water stress, and died before the end of the experimentation. Under anoxic conditions, in most cases original stems died and plants stayed alive because of sprout growth. Within this group, *Thysanolæna maxima* was tested in a French system VFCW in a tropical climate (Molle *et al.*, 2015), and was removed not because of stress sensitivity but owing to clumpy growth,
- Group 3 (*Alpinia purpurata*, *Curculigo angustifolia* and *Hyptis capitata*) did not cope with the growing conditions or the stresses, and died in 1 to 3 weeks. Even controls could often not grow, and died.

Tableau 14. Batch test results. Values are extracted from the observations tables (see Tableau 13). Lean font corresponds to appearance of critical state. Bold represents plant death. Brackets mean that critical state was followed by recovery to a previous state. Periodic water stress was not applied in Mayotte. Control plants remained strong over the tests, except for some species in the third group.

Species	Anoxic stress				Permanent water stress				Periodic water stress			
	Osmotic regulation	Photosynthetic potential	Days of active vegetative multiplication		Osmotic regulation	Photosynthetic potential	Days of active vegetative multiplication		Osmotic regulation	Photosynthetic potential	Days of active vegetative multiplication	
<i>Thysanolaëna maxima</i>	3-15	6-15	-		(3) 18-26	24-26	-					
<i>Cyperus alternifolius</i>	(3)	5	36		18-26	18-26	-					
<i>Cyperus papyrus</i>	(3)	-	33		24-28	24-28	-					
<i>Clinogyne comorensis</i>	(3)	-	14		(3)	-	-					
<i>Curculigo angustifolia</i>	3-7	5-7	-		3-13	9-13	-					
<i>Thysanolaëna latifolia</i>	3-15	6-15	-		(3) 18-26	24-26	-					
<i>Heliconia psittacorum</i>	(3)	-	36		(3)	-	20					
<i>Alpinia purpurata</i>	3-7	5-7	2		(3) 24-26	24-26	5					
<i>Costus speciosus</i>	(3)	-	14		-	-	-					
<i>Cana indica</i>	(3)	-	36		-	-	-					
<i>Schoenoplectus litoralis</i>	(3)	-	28		(3) 28-32	28-32	13					
<i>Cyperus articulatus</i>	(3)	-	38		(3) 21-28	24-28	15					
<i>Thysanolaëna maxima</i>	47	47	34		10-17	13-17	10		47-54	-	10	
<i>Cyperus alternifolius</i>	-	-	46		20-25	16-25	18		-	-	48	
<i>Cyperus involucratus</i>	-	-	48		16-22	16-22	18		40-54	-	50	
<i>Cyperus alopecuroides</i>	47	-	38		18-22	18-22	18		-	-	39	
<i>Hyptis capitata</i>	45	49	36		6-9	6-9	4		(6-9) 36-54	8-54	36	
<i>Fuirena umbellata</i>	-	40	39		13-25	11-25	15		40-54	40-54	15	
<i>Eleocharis interstincta</i>	(5-10)	-	44		23-36	16-36	18		(13-18) (36-42)	-	35	
<i>Brachiaria decumbens</i>	42	45	24		11-18	13-18	-		(38-42)	-	18	
<i>Costus spiralis</i>	-	-	41		38-42	38-42	21		-	-	44	

The batch tests allow the observation of plant responses to different stresses. The strategy used by plants to cope with stress combines tolerance (immediate physiological and biochemical responses, such as osmotic adjustment and stomatal closure) with stress avoidance mechanisms (long-term development and morphological trait modifications, such as decreased leafing) (Pagter, 2005). Our experimentations did not enable us to study plant tolerance, but showed adaptation to the stresses. After 3 days under anoxic stress, all the species had withered. Plants in the third group could not modify their morphology, and died. Species in the second group limited their leaf area by reducing the number of leaves: initial stems died, and plants kept alive through sprout growth. The first group holds the most interest, because plants did not suffer excessively from the stresses. They displayed strong tolerance and/or adaptation mechanisms that did not interfere with their regular growth. These plants are of the tropical botanic order Zingiberales.

Outside stress adaptation, several species did not meet the criteria defined at the outset of the study, and so were discarded. *Cyperus articulatus*, *Schoenoplectus littoralis* and *Eleocharis interstincta* have a simple aerial part without leaves. *Fuirena umbellata*, is a small (60 cm) delicate plant. *Brachiaria decumbens* is a tropical grass-like forage plant. These characteristics limit their mechanical action on the deposit layer.

After batch tests, *Cyperus* genus and Zingiberales remained alternatives to *Phragmites australis*.

Full-scale experimentation

To observe their behaviour in a real environment, by full-scale monitoring, three Zingiberales were studied (*Heliconia psittacorum*, *Cana glauca* and *Costus spiralis*) and two Poaceae: *Echinochloa polystachia* (not available for batch test, but identified as an alternative of interest in French Guyana) and *Phragmites australis* used as reference (native to Guyana coastal area). Observations of main physical growth characteristics are presented in Figure 15 and Figure 16.

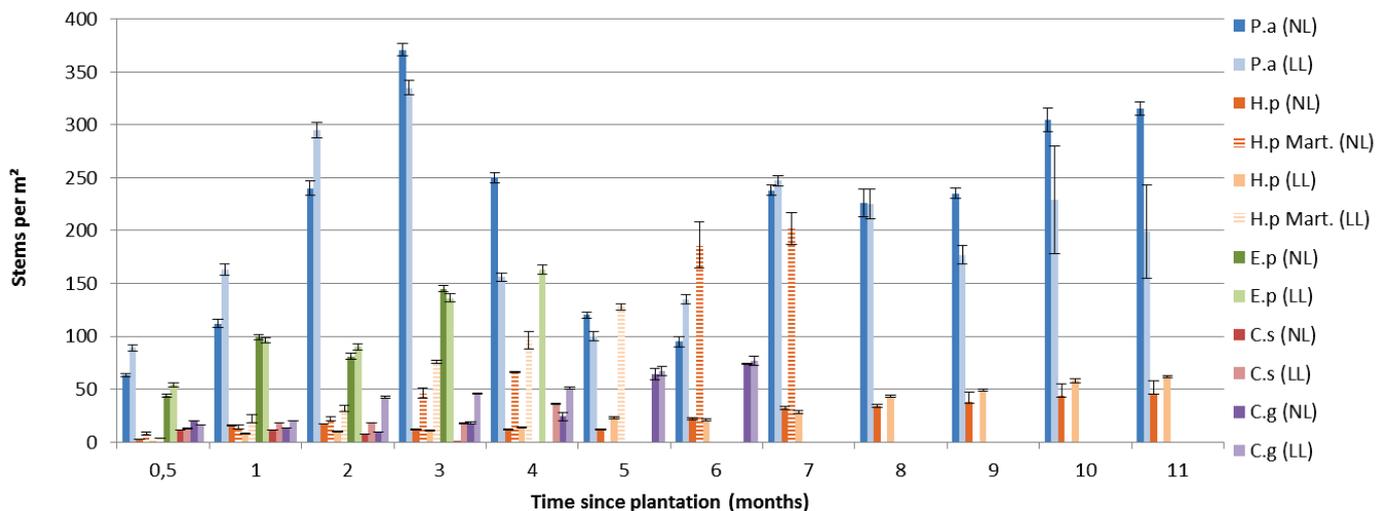


Figure 15. Plant density in number of stems per square metre for nominal (NL) and low (LL) load. P.a: *Phragmites australis*, H.p: *Heliconia psittacorum*, E.p: *Echinochloa polystachia*, C.s: *Costus spiralis*, C.g: *Cana glauca*, Mart.: Martinique Island.

Poaceae species showed fast growth. They reached their maximum height in 2–3 months (Figure 3). *Phragmites australis* had the highest density, over 350 stems/m² after 3 months (Figure 2). *Echinochloa polystachia* reached a hundred stems/m² after 1 month; counting then became more and more difficult owing to layering, and was stopped at the fourth month. *Phragmites australis* density

decreased, and harvesting was carried out in the sixth month. *Echinochloa polystachia* was harvested at the seventh month. Plants recovered their maximal height within one month. Stem diameters stabilized after 1 month: 0.5 cm for *Phragmites australis* and 1 cm for *Echinochloa polystachia*. We did not observe any load or planting density impacts on Poaceae growth.

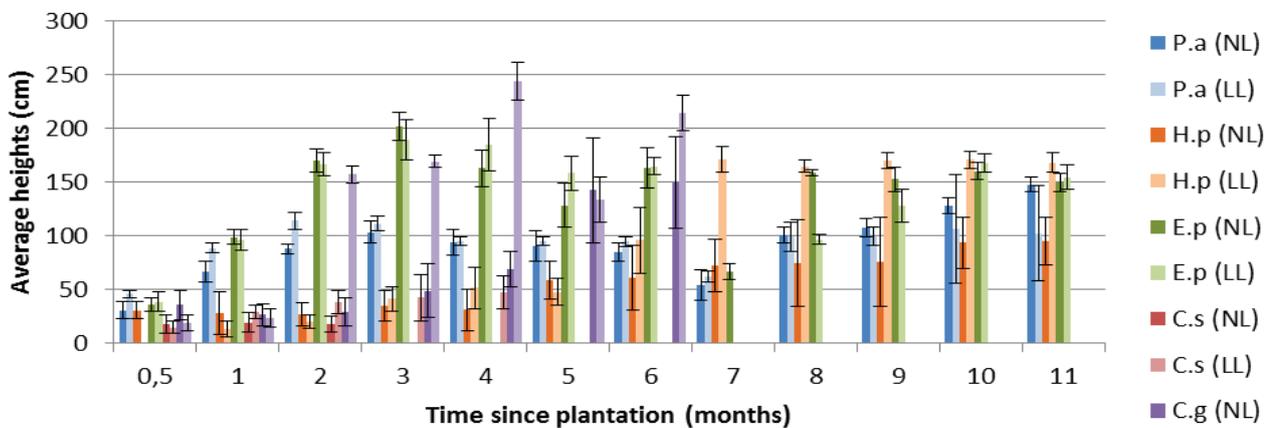


Figure 16. Average maximum height for each species for nominal (NL) and low load (LL). P.a: *Phragmites australis*, H.p: *Heliconia psittacorum*, E.p: *Echinochloa polystachia*, C.s: *Costus spiralis*, C.g: *Cana glauca*. P.a, E.p and C.g (LL) were harvested respectively at 6, 7 and 5 months.

Zingiberales species grew slowly. After 1 year of monitoring, density and average heights of *Heliconia psittacorum* were still increasing. Density reached 50 stems/m² after 10 months, while *Cana glauca* took 6 months to reach this value. The filter was 5 years old, and had long remained unplanted because of species experimentation. In contrast, *Heliconia psittacorum* growth on the young filter in Martinique reached 50 stems/m² after 3 months (Figure 2), and 200 stems/m² after 7 months. The competition with weeds on French Guyana filter was stronger as the filter was already mature. The applied load affected Zingiberales growth. Under nominal organic load and high hydraulic load, *Costus spiralis* totally disappeared because of rhizome rotting. *Heliconia psittacorum* died on half of their quadrats. After 4 months *Cana glauca* was 3 times smaller than under low loads. The high hydraulic load applied (225% of nominal load) led to permanent ponding, far removed from normal starting conditions.

Zingiberales stems were composed of leaf petioles, producing diameter increases as plants grew. At the end of monitoring, diameters were 2.5–3 cm.

There is no clear influence of plantation density (6 or 12 plants/m²) on growth.

Comparison of growth observation with appearance of the different vegetative stages (Tableau 15) confirms that Poaceae had a short vegetative cycle, lasting 4 months for *Phragmites australis* to flowering. The flowering period corresponded to the highest density observed, and senescence started with the decrease in density. Harvesting at the beginning of the sixth month started a new cycle. The density increased even though no flowering was observed. By contrast, a second flowering period was observed for *Echinochloa polystachia* six weeks after harvesting. As density monitoring was interrupted and senescence was not observed, its vegetative cycle could not be precisely defined.

The vegetative cycle of Zingiberales was longer than one year, and could not be determined as the plants were still flowering at the end of the monitoring period.

Tableau 15. Appearance of the different vegetative stages. Light grey represents flowering periods, dark grey senescence. H means harvesting. *Cana glauca* under low load was harvested owing to proliferation of mice. Close cells refer to periods without data.

time (months)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Phragmites australis</i>						H					
<i>Heliconia psittacorum</i>											
<i>Echinochloa polystachia</i>							H				
<i>Costus spiralis</i>											
<i>Cana glauca</i>						H					

Regarding competition with weeds for soil occupation, Figure 17 shows that fast-growing Poaceae prevailed in 2–3 months. Nevertheless, *Phragmites australis* seems unable to occupy the filters definitively.

Competition seemed initially harder for the Zingiberales. During the first 3 months of the monitoring, especially under low load conditions, maintenance took time to remove weeds from the filters for *Heliconia psittacorum* and *Costus spiralis*. Figure 5 shows no clear impact of this work, as finally after 6 months *Heliconia psittacorum* dominated without help. *Cana glauca* seemed more competitive.

Harvesting Poaceae took longer than weed control under the low load condition. Concerning maintenance, it seems advantageous to have plants with long vegetative cycles, even though some weed control is required after plantation, rather than plants with short cycles that need harvesting twice a year.

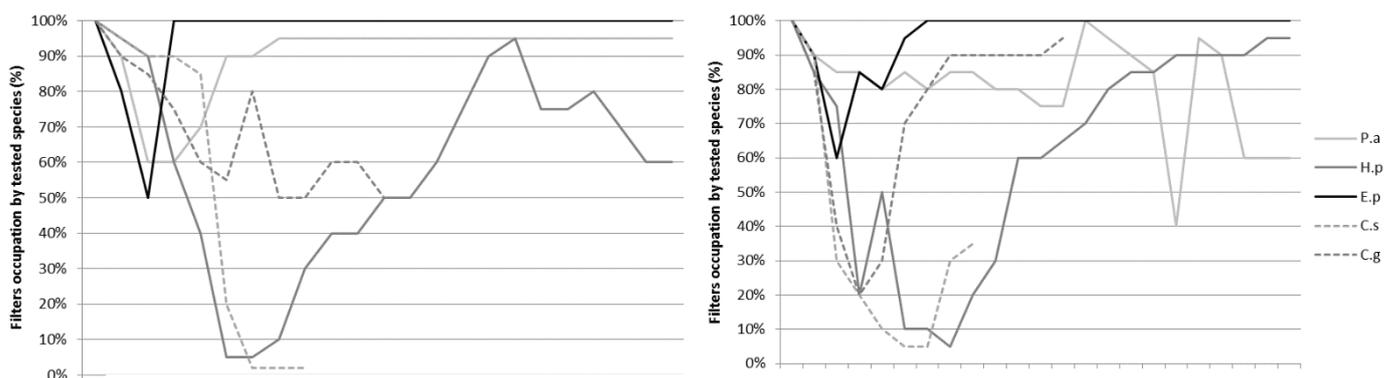
Root system observations gave information on the spreading strategy of species. *Phragmites australis* has an extensive rhizome system. Vegetative multiplication is based on both stolons and sprout emission by rhizomes that guarantee fast colonization and avoid clumpy growth.

Heliconia psittacorum has a deep root system, with a few long rhizomes. Vegetative multiplication is long and sparse, but even.

Costus spiralis has short thick bulbous rhizomes. They are sensitive to submersion, which favours rot. Plants grow in clumps and spread slowly.

The root system of *Echinochloa polystachia* is fasciculated with small rhizomes. It spreads mainly by layering. Stems and roots rapidly interlaced, preventing weed growth, but also hindering the required mechanical action.

Cana glauca shows a mixed root system with short rhizomes and fasciculated roots. It spreads by rhizomes and grows densely locally, but did not seem to form clumps.



o **Figure 17.** Time course of filter occupation under high (left) and low (right) hydraulic loads. P.a: *Phragmites australis*, H.p: *Heliconia psittacorum*, E.p: *Echinochloa polystachia*, C.s: *Costus spiralis*, C.g: *Cana glauca*.

CONCLUSION

To find substitution species to replace *Phragmites australis* for raw wastewater VFCWs under tropical climates, a broad review of tropical plants was undertaken. Among Zingiberales, Heliconiaceae and Cannaceae showed good adaptation to the main stresses generated by VFCWs. They have long vegetative cycles that may require weed growth control after plantation, but low harvesting frequency. Stem density and maximum height were still increasing at the end of the monitoring period, and would need to be evaluated. Root systems with long rhizomes like *Heliconia psittacorum* should take priority to ensure even growth and avoid clumps. Musaceae (banana tree) are also Zingiberales: using *Heliconia psittacorum* close to banana tree plantations could increase phytosanitary risk (hosts for parasites propagation). According to the Martinique phytosanitary observatory, the risk is real for Heliconiaceae but slight for Cannaceae. In this case *Canna indica* or *Canna glauca* are preferable.

Zingiberales nevertheless showed low stem density, which might hinder the mechanical action. Consequently, it could be problematic to use them with systems with higher sludge deposit accumulation, such as sludge treatment wetlands. Species of the *Cyperus* genus demonstrated good adaptation to water and anoxic stresses and could be of interest. Their behaviour on full-scale systems has still to be studied for weed competition and even growth.

Other solutions may be found in the large Poaceae order. The species studied here showed a short vegetative cycle, requiring high harvesting frequency to maximize density and control proliferation (even invasive behaviour). This may limit their interest unless they can be improved by breeding. Layering as a multiplication mechanism reduces mechanical action, and so species with this ability are to be avoided.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques for its financial support, César Delnatte (DEAL Martinique), Véronique Guiot (CNBM), Sophie Gonzalez (Herbier de Guyane) and Teddy Ovarbury (FREDON Martinique) for their contributions and help provided.

Ces premiers résultats ont permis de valider des espèces de substitutions intéressantes au *Phragmites australis*. Aucune ne s'impose comme étant idéale, mais la multiplication des alternatives permet de proposer des solutions de secours en cas d'absence de certaines espèces dans les différents territoires.

2.2 Comment dimensionner et concevoir les FPV ?

Ce second article, publié en 2015 dans *Waster Science & Technology*, présente le dimensionnement des FPV (filtres à écoulement vertical mono étage librement drainés) et les premiers résultats des suivis réalisés en Guyane et à Mayotte. Ils permettent d'initier une comparaison des performances avec ce qui est observé en climat tempéré, ainsi qu'une discussion sur l'acceptation des surcharges hydrauliques. Les objectifs étaient de :

- Valider l'hypothèse de travailler uniquement sur deux filtres en parallèle,
- Mette en évidence l'effet climat sur les performances biologiques,
- Etudier l'impact de différentes profondeurs de couches de filtration et de la recirculation sur les performances épuratoires.

French vertical-flow constructed wetland design: adaptations to tropical climates.

Molle P.^a, Lombard Latune R.^a, Riegel C.^b, Lacombe G.^c, Esser D.^d, Mangeot L.^e

^aIrstea, Freshwater systems, Ecology and Pollutions Research unit, 5 rue de la Doua - CS70077, 69626

Villeurbanne, FRANCE (pascal.molle@irstea.fr)

^bSIEAM, BP289, Mamoudzou, 97600, FRANCE

^cETIAGE, 4 avenue des Plages, Rémire-Montjoly, 97354, FRANCE

^dSINT, Chef Lieu, la Chapelle du Mont du Chat, 73370, FRANCE

^eODE Martinique, 7 avenue Condorcet- BP 32-97201 Fort de France Cedex, FRANCE

INTRODUCTION

The French Outermost Regions (Guadeloupe, Martinique, French Guiana, Mayotte and Reunion Island; FOR) are all under tropical climate and all experience big sanitation problems. Subject to the same regulatory framework as European countries, they are lagging well behind on wastewater treatment plant implementation yet environmental (high biodiversity), health, economic, land-use (very high land pressure) and social issues (water is at the heart of their business) pressure require rapid development of good sanitation. The FOR also, they differ from the French main land in many other ways that could affect the development of sanitation in these territories. In addition to natural factors (insular territories, tropical climate, seismic zone), high population growth has resulted in rapid yet uncontrolled urban development which complicates the technical choices and infrastructuring of sanitation. In parallel, the adaptation of sanitation techniques for both the collecting sewer (H₂S formation, corrosion, clear water intrusion...) and the treatment plant (performances, aging facilities, maintenance, sludge management) is rarely considered, and feedback is not pooled. There is also a serious deficiency in the implementation of self-monitoring facilities.

Consequently, the French National water authority (Onema) and the Ministry of Ecology decided to start a research program on the adaptation of French vertical-flow constructed wetlands to tropical conditions. Two projects are now under way (DOM and ATTENTIVE). The French vertical-flow constructed wetland (VFCW) system was chosen as it looks a good solution for small communities in France (Molle et al., 2005) and offers a combination of easy sludge management and system robustness to organic and hydraulic overloads (Molle et al., 2006, Arias et al., 2014) that appear valuable assets for tropical-climate settings. Indeed, compact intensive treatment techniques require energy, cost and technical expertise from operators, whereas constructed wetlands look a much more promising option in tropical climates. Nevertheless, there are still issue over how the design should be adapted to local climate, local materials (gravel, sand, plants) and acceptability to local communities (social aspects). More and more tropical countries have been trialling constructed wetlands for wastewater treatment (Kantawanichkul et al., 2009; Konnerup et al., 2009; Caselles-Osorio et al., 2011; Kelvin and Tole, 2011; Kurniadie, 2011) but the diversity of scales (laboratory, pilots, full scale), influents (domestic, industrial, sludge) and systems (surface-flow, horizontal-flow, vertical-flow, type of materials) makes it difficult to use transposable rules of design adaptation to tropical climates. Feedback from tropical experience with the French system (no primary treatment) is increasingly poor (Esser et al., 2006, 2010; Cota et al., 2011, Lana et al., 2013) and increasing hampered by disparity in operational parameters—Mélian et al. (2010) for example did not use filter alternation on their pilots in the Canary Islands.

To embed the development of VFCW in the FOR, different real-scale treatment plants have been implemented under specific monitoring schemes. This paper summarizes the monitoring done on VFCW receiving raw wastewater at three plants located in Mayotte Island and French Guiana. The objective is to discuss the possible design adaptation options for warmer-temperature settings. One of

the main challenges is to reduce system footprint by using only one filter stage. As warmer temperatures allow a higher mineralization deposits, it was decided to use only two filters in parallel, based on the rationale that it was more appropriate to reduce number of filters rather than surface area of each filter unit in order to maintain good acceptance of hydraulic loads. The other key design parameters are depth of the first filtration layer and whether or not the system features a recirculation loop. Consequently, design is discussed according to load applied, recirculation loop (yes/no), and depth of material in comparison to similar systems in France.

MATERIAL & METHODS

The main design parameters of the three French VFCW treatment plants (treating raw wastewater) are presented in Tableau 16. Wastewater for each treatment plant comes from domestic use. Only one filter stage is implemented, and a recirculation loop is possible.

Tableau 16. Main treatment plant characteristics.

Name	Capacity (p.e.)	Starting year	VFCW design	first material layer	Plants
Hachenoua (Mayotte)	160	2006	0.8 m ² /p.e split across two parallel filters	80 cm of 4/6-mm grain size	<i>Thysanolaena maxima</i> <i>Typha augustifolia</i>
Bois d'Opale 1 (French Guiana)	300	2010	0.8 m ² /p.e split across two parallel filters	30 cm of 3/8-mm grain size	<i>Heliconia psittacorum</i> <i>Phragmites australis</i>
Bois d'Opale 2 (French Guiana)	480	2012	0.8 m ² /p.e split across two parallel filters	30 cm of 3/6-mm grain size	<i>Phragmites australis</i> <i>Phalaris arundinacea</i>

As *Phragmites australis* is unusable in almost all FOR, different kinds of plants were tested. *Typha augustifolia* and *Arundo donax* were initially tested but appeared ill-adapted to the system (difficult to maintain and not growing evenly). Consequently, new species were used in this study (Table 1).

Monitoring

The VFCW have been monitored for over 6 years for Hachenoua (done by the SIEAM, Mayotte communities water and sanitation federation) and two years for Bois d'Opale 1 and 2 (done by Etiage Guyane, a design/engineering office). Monitoring consisted in 24 h flow composite sampling with refrigerated samplers and flow measurements by time-course-measuring water level in batch feeding systems. In French Guiana, sampling was split evenly across the rainy season and dry season while in Mayotte Island no difference was noted as the sewer was effectively separative.

Chemical analyses were done in local laboratories using standard methods (APHA, 2012) for COD (dissolved and total), BOD₅, TSS, TKN, NH₄-N, N-NO₃ and TP. As analytical quality can prove problematic in tropical climates due to the warm temperatures and a lack of local skills, the data validation procedure led us to rule out 30% of the monitoring campaign data for Mayotte Island. The validation procedure consisted in verifying analytical consistency with the scheme TKN > NH₄-N; 1 < COD/BOD₅ < 4; 0.5 < (COD-CODd)/TSS < 1.9. A total of 28 monitoring campaigns were ultimately used for the discussion that follows.

Statistical analysis

Statistical comparisons were done by first checking the data distribution and variance comparison (Fisher's F test). When data were normally distributed and variance no significantly different, Student

test was used if not Wilcoxon test was used. As sample sizes were not large enough and include some uncertainties, the p-value threshold (the least significant difference) was set to 0,001.

Since COD and TSS removal efficiencies remain stable with increasing applied loads, design and climatic effect on performances were analysed on mean removal rate. For TKN, removal efficiencies usually decrease with the TKN load applied. Therefore we choose a different approach. First we retrieve to observed yield values those corresponding to the fitted curve presented in brackets and coresponding performances observed in mainland France. Then we tested if the mean of the residue distribution significantly differs from the one obtained from Irstea database.

RESULTS & DISCUSSION

Inlet wastewater characteristics

While inlet concentrations generally fit the range found in mainland France for small communities (Mercoiret, 2010), there was potentially broad variation depending on type of location (risk or not of clear water intrusion). In Guiana, the Bois d’Opale treatment plants, although equipped with new sanitary sewers, are located in a plain with near-surface groundwater and consequently experience infiltration of clear water during the rainy season. In this context, there is substantial dilution (Tableau 17) and hydraulic overload throughout the wet season. Hydraulic load on Guiana-based filters in the rainy season is about 250% of dry-season levels.

Tableau 17. Average pollutant concentrations (Standard deviation) of inlet raw wastewaters.

	Possible intrusion of groundwater (Bois d’Opale 1 & 2)		Strictly separated sewer (Hachenoua)
	Dry season	Rainy season	
BOD₅ (mg/L)	230 (114)	74 (29)	410 (113)
TSS (mg/L)	230 (143)	102 (35)	414 (145)
COD (mg/L)	531 (228)	217 (70)	793 (245)
CODd (mg/L)	179 (50)	102 (67)	335 (133)
TKN (mg/L)	59.7 (17.3)	21.6 (10.6)	89.3 (14.9)
NH₄-N (mg/L)	43.3 (13.6)	16.4 (9.0)	68.2 (15.3)
TP (mg/L)	12.9 (5.0)	4.1 (1.6)	12.8 (3.9)
COD/BOD₅	2.47 (0.56)	3.14 (0.75)	2.00 (0.23)
Hydraulic load on the operating filter (m/d)	0.31 (0.05)	0.88 (0.35)	0.24 (0.05)
Number of valid monitoring campaigns	9	9	10
Climatic conditions			
Mean monthly temperature (°C)	25.8 to 27.5		23.3 to 26.9
Mean monthly precipitation (mm)	51 (September) to 508 (June)		13 (August) to 298 (January)

In contrast, the Hachenoua case shows concentrations consistent with those measured in small communities in Europe. Note that the subdivision connected to the study station is predominantly occupied by expats whose uses do not necessarily reflect those of Mayotte’s local communities.

Global performances

Overall treatment plant performances and outlet levels are reported in Tableau 18 according to depth of the first filtration layer and recirculation rate tested. As Bois d’Opale 1 & 2 share the same design, we have made no distinction in terms of pollutant removal. Only season (dry vs rainy season) is separated for these plants as the inlet concentrations were different. Different recirculation rates were

tested for periods over one year, and so are also reported separately in the table. As inlet and outlet flows were similar, it is easy to recalculate average inlet concentration for each dataset.

Globally, these treatment levels enable the systems to comfortably meet the minimal levels set under French regulations (60% for COD and BOD₅ and 50% for TSS). This finding is not surprising given feedback from trials in mainland France on the first VFCW stage with (Prost-Boucle and Molle, 2012) or without (Molle et al., 2005, 2008) recirculation.

A closer look at this table suggests that a filter with 30 cm of filter material (2-6 mm) and without effluent recirculation may perform less well and show low nitrification. Indeed, while the treatment of carbon pollution (COD, BOD₅ and TSS) is satisfactory, recirculation and the thickness of the first gravel layer seem to impact nitrification performances, as it is more sensitive to oxygenation conditions and hydraulic retention time. Nevertheless, this observation hides two factors impacting yields: i) level of inlet wastewater dilution during the rainy season and ii) clogging issues encountered on this filter (Bois d'Opale 1 – all the data of Tableau 18 corresponding to 30 cm without recirculation). The clogging was due to misuse of the sewers through repeat inputs of laterite. People on the private housing estate did some earth-moving work without any forethought as to the what problems laterite could cause if it went into the sewers. Consequently, huge amounts of laterites get filtered by the top surface of the filters, thus inducing chronic clogging that could only be solved by removing this clogging layer. This point highlights the necessity to educate both workers and inhabitants on responsible use of sensitive wastewater treatment systems.

Tableau 18. Concentrations and percent removal of the two filtration layer depths

	Filters with 30 cm of filtration layer (Bois d'Opale 1&2)										Filter with 80 cm of filtration layer (Hachanoua)														
	Without recirculation (clogged by laterite)					Recirculation < 125 %					Without recirculation					Recirculation < 125 %									
	min	mean	Max	SD		min	mean	max	SD		min	mean	max	SD	Min	mean	max	SD	min	mean	max	SD			
Hydraulic load (m/d)	0.28	0.3	0.33	0.04	0.27	0.29	0.31	0.02	0.15	0.16	0.18	0.02	0.02	0.2	0.43	1.06	0.32	0.39	0.49	0.69	0.14	0.5	0.58	0.63	0.05
Number of data	2					4					3					4					3				
COD	93	100	107	9.9	75	92	126	23.13	70	82	91	10.8	36	71	163	53	42	61	71	13	23	44	59	16	
Removal efficiency (%)	65%	71%	77%	8.2%	63%	82%	91.9%	12.6%	78.5%	80.7%	84.9%	3.6%	77%	91%	96%	8%	92%	93%	94%	1%	90%	91%	93%	1%	
BOD5	22	27	33	8	7	12	16	3.7	18	23	29	5.6	8	33	90	33	23	23	23	-	8.6	8.6	8.6	-	
Removal efficiency (%)	73.3%	74.3%	75%	1%	91.2%	95.2%	97.5%	2.8%	85.1%	87.2%	89.7%	2.3%	79%	91%	98%	9%	94%	94%	94%	-	-	-	-	-	
TSS	74	77	81	5	17	20	25	4	15	27	36	11	9	26	63	22	10	38	80	32	9	16	30	12	
Removal efficiency (%)	34.7%	55.1%	75.5%	28.8%	86.4%	90.9%	95.7%	3.8%	67.4%	78.4%	89.9%	11.2%	77%	91%	98%	9%	88%	93%	95%	4%	94%	95%	97%	2%	
TKN	29.3	34.3	39.3	7.1	18.3	21.8	23.7	2.5	6	11.8	17.5	5.7	2	10	27	12	3	4.9	6	1.3	3	4	5	1	
Removal efficiency (%)	-19.1%	2.8%	24.9%	31%	61.8%	70.3%	73.9%	5.77%	65.1%	77%	88.5%	11.7%	70%	90%	98%	13%	89%	93%	96%	4%	94%	95%	96%	1%	
Hydraulic load (m/d)	0.87	0.99	1.2	0.19	0.23	0.44	0.58	0.16	0.56	0.63	0.69	0.09													
Number of data	3					4					2														
COD	47	50	55	4.2	43	62	84	16.8	48	66	85	26													
Removal efficiency (%)	49.5%	64.1%	73.3%	12.7%	78.4%	82.5%	87.3%	4.7%	61.2%	68.3%	75.4%	10%													
BOD5	5	5.3	6	0.58	8	12	18	4.9	7	9	11	2.8													
Removal efficiency (%)	83.3%	86.6%	88.9%	2.9%	80.3%	89.7%	94.6%	6.42%	89.2%	90.8%	92.3%	2.2%													
TSS	25	32	35	4.36	8	20.8	26	8.54	6	7	8	1.4													
Removal efficiency (%)	67.5%	69.3%	72.9%	3.1%	82%	86.4%	90.5%	4.27%	87.8%	88.6%	89.5%	1.2%													
TKN	5.8	9.5	13.4	3.8	11.9	15.3	20.9	4	5.8	7	8.2	1.7													
Removal efficiency (%)	11.8%	22.9%	36.3%	12.4%	59.1%	61.2%	66.7%	3.67%	59.8%	60.8%	61.8%	1.4%													

Dry season

Rainy season

Phosphorus (not a treatment target) and N-NH4 (can be estimated by TKN minus 6% of TSS concentration) are not presented.

Treatment performances

To better highlight the impact of climate on filter behaviour, it is useful to analyze removal rates of the filter itself, i.e. the loads applied and removed by the filter (Figure 18).

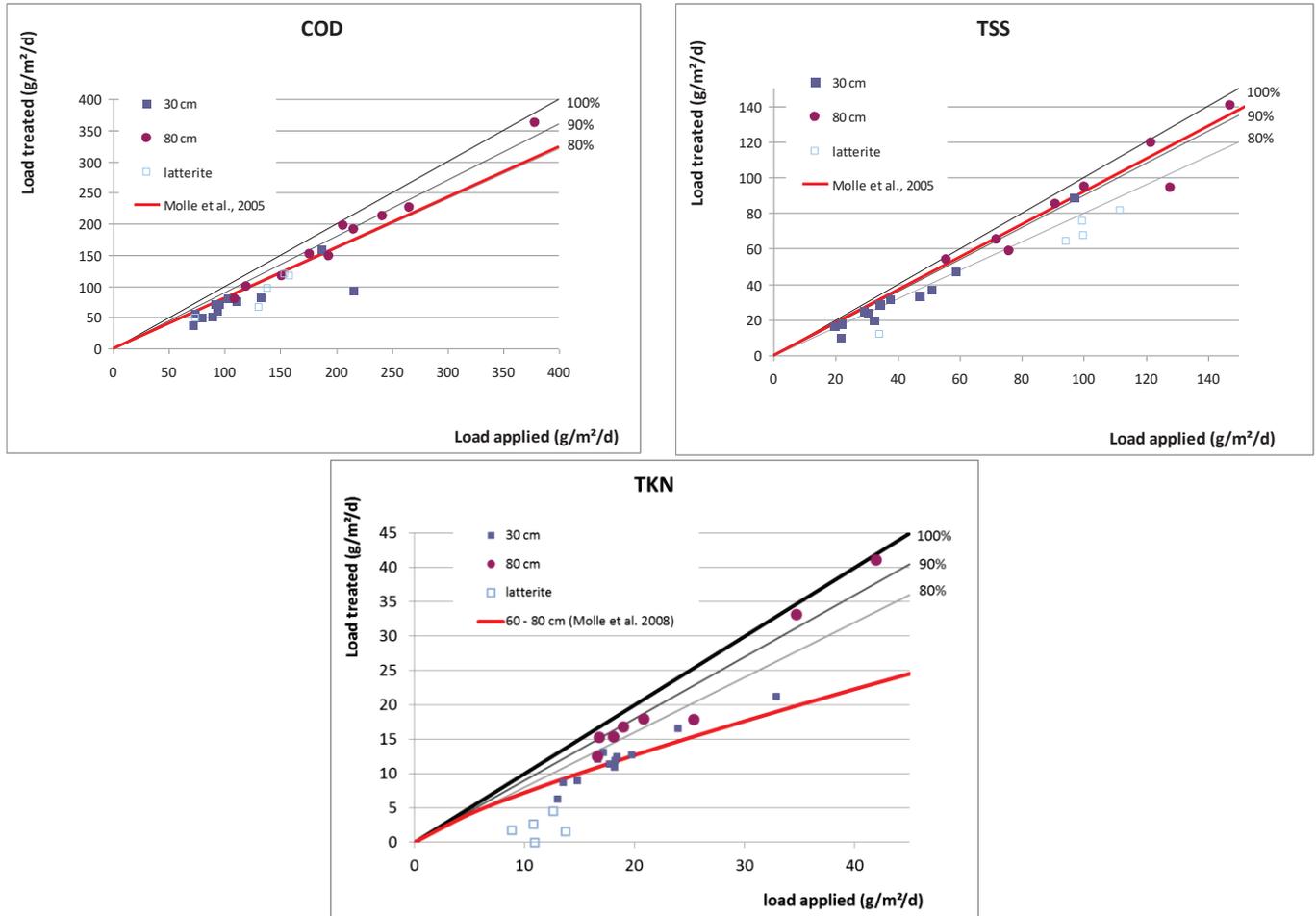


Figure 18. Removal rates of the filter in operation (30 cm: Bois d'Opale 1&2; 80 cm: Hachenoua).

The load applied comes from the WWTP inlet as well as from any recirculation loop present. Comparison was performed on the basis of performances observed in France (Molle et al. (2005) for COD and TSS and Molle et al. (2008) for nitrification). Molle et al., (2008) worked on a filter with a first filtration layer higher than 60 cm. Filters from Guiana and Mayotte are presented according to filter depth, which is the main different parameter impacting performances in our case study.

The analysis enabled to learn several lessons on filter behaviour patterns in tropical climates. First, we observed similar removal efficiencies to mainland France for COD and TSS (p -values > 0.001 ; Tableau 19). Increasingly stable removal rates for first-layer filter depths of 80 cm for COD (p -value for COD removal comparison between 30 and 80 cm < 0.001). Performances on TSS are similar regardless of the thickness of the first filter layer.

Tableau 19. p-values of statistical comparisons

France mainland/tropical condition comparison	COD	TSS	TKN
VFCW 30 cm	0.021	0.016	0.60
VFCW 80 cm	0.232	0.636	0.000001
30/80 cm comparison in tropical condition	0.001	0.014	0.00025

However, for nitrification, filters with only 30 cm of gravel (3-6 mm) demonstrated similar removal rates to 60–80 cm-deep filters on the French mainland (p-value >0.001). In Mayotte, with a layer of 80 cm, nitrification performances are higher and more stable than similar designs in mainland France (p-value < 0.001): 90% of TKN removal is achieved on just one filter stage. This observation may be related to two factors: i) higher and regular temperatures throughout the year that may promote the maintenance of an active and abundant autotrophic flora, and ii) more frequent alternation (only two parallel filters) that may maintain higher water content in rest periods, which aids bacteria survival.

Another key factor is the abundant arrival of laterites (Bois d’Opale 1) clogging the filter surface and to a lesser extent its depth, which may have hindered oxygenation as nitrification was highly impacted. Likewise, higher TSS contents were measured at the outlet, with a particulate COD/TSS ratio of 0.5. This unusual mineral aspect of solids at the outlet (a ‘normal’ ratio would be 1.2) seems to indicate that fine laterite particles passed through the filter, thus degrading filtration performance.

Maintenance and operation

Maintenance of the CW can prove problematic as small treatment plants are often considered able to work with little if any hands-on effort. Consequently, some actions or the absence of action can lead to serious problems for filter functioning.

One of the first aspects is linked to the minimal operation an owner has to do, i.e. ensure proper plant development filter rotations. Against a background of social tension in Mayotte, the treatment plant has not been operated for around a year, which means no rotation/alternation and no plant control. Due to the very long absence of rotation, the filter in operation clogged. The deposit has since been removed and the filters restarted. Despite these failures, the filters nevertheless show an amazing resilience through the ability to quickly recover complete nitrification in tropical climates. Indeed, nitrification dropped back to normal rates in the space of a few days.

Plants

The right plant to use in each tropical region has not yet been determined. While the mechanical role of plants is the major expectation, plants in tropical climates also need to meet other expectations. Note that the plant must not allow rainwater to sit and stagnate in the leaves (as was observed with *Dieffenbachia*) to prevent the risk of mosquito larvae developing. Furthermore, plant choice has to factor in easy operability (harvesting, plant competition). The first plants tested in Mayotte (*Typha angustifolia*) and French Guiana (*Arundo donax*) do not appear suitable as they are difficult to harvest and grow in clumps.

Sludge deposit

Sludge deposit and consequently sludge management is a key factor in tropical climates. Although we were unable to put a figure on accumulation rates due to operational problems in Mayotte and lack of mature plants in French Guiana plants, sludge deposits appeared to accumulate at visibly lower rates than on the French mainland. As only two filters are implemented in parallel, this confirms the design choice to not implement 3 filters in parallel. Considering the lack of viable means to properly manage this by-product and the limited agricultural land available for sludge disposal, very low sludge accumulation becomes a key selling point that should prompt local authorities to implement CW where geography and demographics permit.

CONCLUSION

This study monitored three VFCW located in tropical-climate sites and implementing two different material depths (30 and 80 cm) and validated 28 twenty-four-hour flow-proportional campaigns. The plants, in operation for 1 and 6 years, showed that warmer climate improves performances, especially for nitrification, compared to locations on the French mainland, making it possible to meet national quality objectives with just a single filter stage. The evidence suggests that a specific design (80 cm of material and intermediate aeration) is able to achieve very high nitrification efficiency (90%) on just one treatment stage.

This in turn makes it possible to reduce the footprint of the treatment plant by reducing the number of filters working in parallel to just two. The low accumulation of deposit observed on the filters and the good nitrification efficiencies further support this design choice. This choice helps maintain additional hydraulic acceptance of rain events or clear water intrusion during the wet season, as seen in the Bois d'Opale treatment plant in French Guiana.

A number of tropical climate-related issues still need to be resolved or better engineered in the future:

- Working with only one treatment stage can sometimes lead to TSS outlet levels of over 25 mg/L, which means TSS outlet levels need to be made more reliable by adding a treatment step or modifying the first stage.
- As organic load limits have not been reached, it would be valuable to test higher loads to see the feasibility of further reducing the footprint.
- On-filter deposit accumulation rates need to be more accurately investigated.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the ONEMA for providing financial support.

Les résultats présentés dans cet article ont permis de justifier les choix faits pour le dimensionnement. Par rapport à la filière classique en climat tempéré, le dimensionnement tropical permet une forte réduction de l’emprise au sol : de 2m²/EH à 0,8 m²/EH. Au point de vue de la conception des filtres, les matériaux disponibles à Mayotte comme en Guyane semblent satisfaisants et des végétaux de substitutions ont été identifiés dans chacun des DOM. Il s’agit à présent d’évaluer les performances des FPV.

2.3 Les FPV sont-ils performants ?

Les suivis réalisés sur les stations pilotes vont permettre d’évaluer les performances des FPV et de les discuter vis-à-vis de la réglementation, des FPR et des procédés de traitement conventionnels.

L’article suivant se focalise sur une seule station, celle pour laquelle la charge entrante était la plus élevée. En partitionnant les filtres il a été possible d’explorer le comportement des FPV dans plusieurs situations : sous-charge, problème d’alternance, surcharge, tempête tropicale. L’objectif de cet article était entre autre d’illustrer la robustesse des FPV.

Les niveaux de rejet imposés pour cette station sont très stricts. De ce fait la station était équipée de la variante de FPV avec un fond saturé, ainsi que d’un lit bactérien sommaire en second étage.

L’étude sur le filtre à écoulement vertical librement drainé a permis notamment de valider l’usage de deux filtres en parallèle. Les performances épuratoires, bien que suffisantes pour le minimum règlementaire, peuvent cependant être limitées pour certains contextes à enjeu. Aussi une expérimentation spécifique a été réalisée sur la station de Taupinière en Martinique afin d’étudier une configuration compacte et plus performante. D’un point de vue traitement, l’objectif était à la fois d’étudier le filtre à écoulement vertical non saturé/saturé ainsi que sa combinaison avec un massif rocheux à écoulement vertical compact pour finir la nitrification. Le tout pour une surface inférieure à 1 m²/EH. Le schéma de la filière de traitement est présenté ci-dessous (Figure 19).

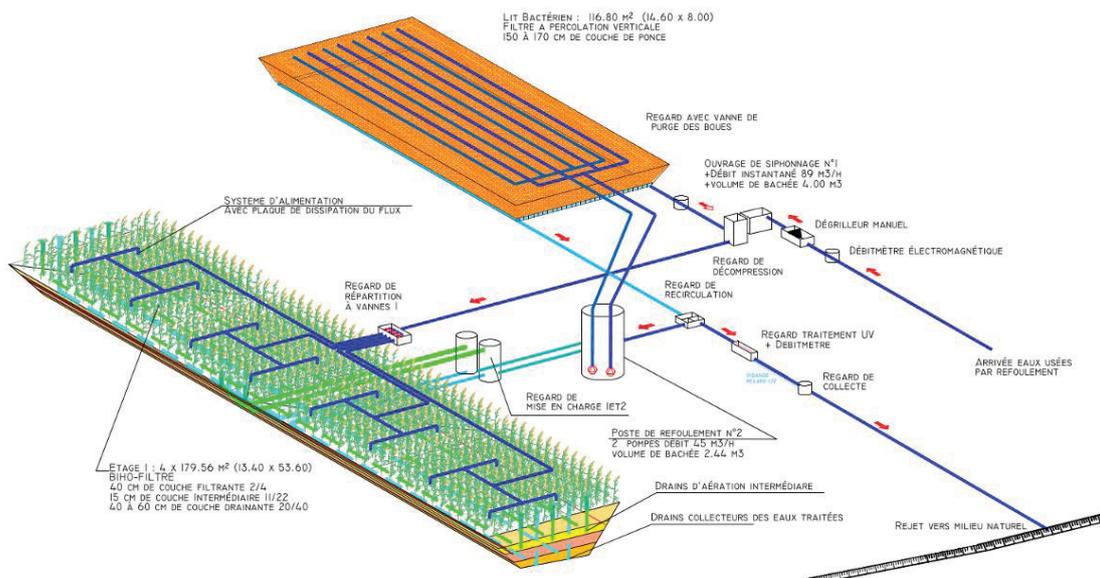


Figure 19 : Synoptique de la station de Taupinière (Espace Sud).

Les objectifs supplémentaires étaient d'étudier la robustesse de la filière face à des aléas climatiques (pluies tropicales) ou de défaillance de gestion (manque d'alternances) ainsi que d'étudier les limites de fonctionnement en termes de charges organiques surfaciques. Cet article a été publié en 2018 dans *Science of the Total Environment*.

2.3.1 Resilience and reliability of compact vertical-flow treatment wetlands design for tropical climates

Resilience and reliability of compact vertical-flow treatment wetlands designed for tropical climates.

R. Lombard-Latune^{a*}, L. Pelus^b, N. Fina^c, F. L'Etang^d, B. Le Guennec^e and P. Molle^a

^aIrstea, UR REVERSAAL, Reduce–Reuse–Recycle resources from wastewater, Centre de Lyon-Villeurbanne, 5 rue de la Doua CS 20244, 69625 Villeurbanne, France

^bMartinique Water Office, ODE, 7 av. Condorcet – BP32-97201 Fort-de-France, Martinique, France.

^cCotram Assainissement, Z.I. Pelletier, 97233 Lamentin, Martinique, France.

^dEspace Sud, Collège de Rivière Salée, avenue des Ecoles, 97215 Rivière-Salée, Martinique, France.

^eFrench Agency for Biodiversity, AFB, Le Nadar Hall C, 5 allée Felix Nadar, 94300 Vincennes, France.

*Corresponding author

INTRODUCTION

Sanitation in most of the tropical areas, especially in small municipalities and rural areas, deals with much the same issues: high population growth, limited skilled human and financial resources, no sludge management solutions, as well as highly varying fluxes brought by tropical rain patterns. In this context, treatment wetlands (TW) have long been touted as potential solutions for wastewater treatment in developing countries (Denny, 1997; Haberl, 1999; Kivaisi, 2001; Zhang et al., 2014).

The French system of vertical flow treatment wetland (FS-VFTW) fed with raw wastewater (Molle et al., 2005; Dotro et al., 2017) offers a simple solution for sludge management compared to TW systems coupled with an additional primary treatment. There are more than 4,000 FS-VFTW plants in operation on the French mainland, making it the most popular TW system in the country. Adapting FS-VFTW to tropical climate has recently been researched (Brazil: Lana et al., 2013; Manjate et al., 2015; French Overseas Territories : Molle et al., 2015; India: Yadav et al., 2018), including the tropical plants factor (Lombard-Latune et al., 2017) and the possibility of reducing the number of parallel beds and working with just one filter stage (Molle et al., 2015). As in classical design, sizing is based on an acceptable organic load of 350 g COD/m²/d applied on the operating filter (Dotro et al., 2017). Using only two filters in parallel, fed alternatively during 3.5 days, the compact tropical design can reach a total surface of below 1m²/population equivalents (p.e.).

However, one stage of vertical flow filters does not achieve full nitrification and does not target total nitrogen (TN) removal. In temperate climates, unsaturated/saturated (US/S) vertical filters achieve better efficiencies than classical unsaturated vertical filters (Prigent et al., 2013, Silveira et al. 2015, Morvannou et al., 2017) while promoting denitrification in the saturated layer. Improved TN removal is not the only benefit, as the denitrification process also serves to degrade carbon while the saturated zone traps total suspended solids (TSS) thanks to its lower flow velocities. Implementing recirculation can improve TN removal to over 70%, and even up to 95% (Prigent et al., 2013, Morvannou et al., 2017).

Applying US/S FS-VFTW in tropical climates could be an interesting solution to reach high effluent quality, with a simple compact system composed of a single treatment stage,

without using sand which is sometimes difficult to find locally. Nevertheless, full nitrification (below 10 mg TKN/l) could be difficult to guarantee.

French Overseas Territories (FOT) share the same issues leading to sanitation problems as other tropical areas, and have to comply with both French and European regulations. In an effort to achieve high outlet quality while implementing a compact system without using sand, a specific full-scale treatment plant has been constructed at Taupinière (Diamant town, Martinique island) based on a US/S FS-VFTW followed by a vertical stone filter working as a trickling filter. The system has been submitted to intensive monitoring to assess its resilience and reliability in this tropical climate context. Indeed, in this context, treatment systems have to be resilient and reliable enough to face adverse climatic conditions and regular lack of maintenance.

Resilience of an engineering system may be defined as its capacity to absorb disturbance and re-organize while undergoing change so as to still retain essentially the same function. Treatment systems can face perturbation caused by human activities (seasonal activity, lack of operation) or by natural events (tropical rains), that can affect the variables of the system and in turn, the system performance (Juan-Garcia et al., 2017). When a perturbation occurs, treatment systems can react in different ways: totally absorb the threat (i.e. no change in outlet quality), come back to initial state after a period of perturbation (i.e. decrease of performances for a period of time and recovering) or change of functional state (i.e. clogging, permanent decrease of performances ...). Reliability is one of the properties of resilience that can be quantified to assess the ability of a system to react face to a perturbation. Different metrics can be used such as recovery time and failure magnitude, relate to the required performance.

The resilience of the proposed treatment scheme is discussed along with this study through its sensitivity to hydraulic overloads (related to the intense tropical rains) and organic load variations. The related reliability of the FS-VFTW is evaluated using the Coefficient of Reliability methodology (Niku et al. 1979). Oliveira & Von Sperling (2008) presented that amongst 166 treatment plants operating in Brazil, few plants under operating conditions could show reliable performances. A comparison of this study with the Taupinière FS-VFTW is proposed.

MATERIAL AND METHODS

Sized for 900 p.e., the Taupinière plant has been operating since October 2014. The discharge limits are 90% removal or 125/25/35 mg.L⁻¹ for chemical oxygen demand (COD), carbonaceous biological oxygen demand (BOD₅) and TSS, respectively, and 80% removal or 10mg.L⁻¹ for total Kjeldahl nitrogen (TKN). The system is composed of:

- An US/S FS-VFTW, sized at 0.8m²/p.e. with two beds in parallel. Filters are composed of a 40-cm unsaturated top layer (2–4 mm gravel), a 15-cm transition layer (11–22 mm gravel) with intermediate passive aeration pipes, and a 40–60 cm drainage layer at the bottom (20–40 mm pea gravel) which is saturated at 40 cm. The beds are planted with 4 different species: *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius*, *Cyperus papyrus* and *Costus spiralis*.
- A simplified trickling filter (116 m², 0.13 m²/p.e.) made of 150 cm of pumice stones, with two feeding networks working alternatively to reach a total hydraulic load of around 1.5 m³/d, thanks to recirculation. Detached biomass accumulates at

the bottom of the trickling filter, in a 20 cm-deep decantation zone, and is sent to the FS-VFTW twice a day for 3 minutes by gravity.

To assess the resilience and reliability of the system, three different conditions were set up during the 3-year monitoring period:

Low loads (LL): during the first year (October 2014–November 2015), the same filter was fed continuously without rest period with an average organic load of 32% of the nominal BOD₅ load. This served to test a major maintenance failure (no filter alternation).

Normal loads (NL): from November 2015, alternation was started and the second filter made operational. It received an average organic load of 85% of the nominal BOD₅ load.

Overloads (OL): Also from November 2015, the first filter was divided in two. The entire load was applied on half a bed to mimic a continuous organic overload, which corresponds to 164% of the nominal BOD₅ load on average.

In addition to different organic loads, the real tropical rain events served to assess the impact of hydraulic overload on treatment performances.

Monitoring campaigns consisted in 24-hr flow-proportionate composite samples collected via refrigerated automatic samplers (ISCO Avalanche) at each treatment stage. Over the 3-year monitoring period, 29 campaigns were undertaken: 4 during year one under LL conditions, 13 when the whole bed was in operation (NL conditions), and 12 under OL conditions (half-bed operation). A local accredited laboratory analysed the following parameters: COD, COD filtered, BOD₅, TSS, TKN, ammonia (N-NH₄), nitrate (N-NO₃), nitrite (N-NO₂), orthophosphate (P-PO₄) and total phosphorous (TP). In addition, online measurements were carried out between October 2014 and June 2017 on flows (inlet and outlet) and climate conditions (temperature and precipitation). These 29 campaigns counted 6 rainstorm events.

Performances are compared with other study on FS-VFTW.

For nitrification, values are compared with a curve obtained from this equation proposed by Molle et al. (2008):

$$M_e = 1.1128 \times M_i^{0.8126}$$

With M_e stands for mass effluent load in g/m²/d and M_i for mass influent load in g/m²/d. For TN removal, the methodology described by Morvannou et al. (2017) has been reproduced. It relies on the interpretation of denitrification efficiency according to COD/NO₃-N ratio and hydraulic retention time (HRT) in the saturated zone. Theoretical NO₃-N removal efficiency was calculated from estimated NO₃-N concentrations at the inlet of the saturated zone due to nitrification in the upper part, and the measured concentrations at the outlet. COD/NO₃-N ratio at the inlet of the saturated layer was estimated with the assumption that 80% of total COD in raw wastewater is removed in the US part, as observed by Molle et al. (2015) in tropical climate regions.

Reliability of the treatment system was studied by the coefficient of reliability (COR) method used by Oliveira & Von Sperling (2008) and developed by Niku et al., (1979). COR relates the value of the mean design concentrations to the standard to be achieved.

$$m_x = (COR)X_s$$

where m_x is mean effluent concentration (design or operational values) (mg/l) and X_s is effluent concentration as specified by the discharge standard (mg/l). The COR is calculated from the following equation (Niku et al., 1979):

$$COR = \sqrt{CV^2 + 1} * \exp\left(-Z_{1-\alpha}\sqrt{\ln(CV^2 + 1)}\right)$$

where CV is the coefficient of variation (standard deviation divided by mean), α is probability of failing to meet the standards, and $Z_{1-\alpha}$ is standardized normal variate (obtained from the standard normal variate tables– Silveira & Von Sperling (2008)).

RESULTS AND DISCUSSION

Raw wastewater

Tableau 20 reports averages and standard deviations of the main pollutant concentrations in raw wastewater, during dry and rainy campaigns. Despite the high variabilities observed, all the values remain comparable with those observed in mainland France by Mercoiret (2010).

Data recorded during rainy events show that:

- Volume brought by the sewage is almost doubled (1.85 average factor).
- Pollutants concentrations decrease while loads and standard deviation (SD) increases during rainy events (see also Figure 21).
- Regarding TSS, average concentration remains comparable between dry and rainy events. It means that runoff brings a lot of suspended solids, mainly mineral as the COD concentration doesn't follow the same pattern. This is confirmed by the (COD-COD_{filtered})/TSS ratio (not presented here).

Hydraulic load distributions

Figure 20 shows that in LL conditions, hydraulic overloads occurred less than 5% of the time. During the entire year of this period, there was only one value over the nitrification weakening limit of 0.7 m/d as defined by Prost-Boucle & Molle (2012) for mainland France.

When NL was applied, 15% of the data showed hydraulic overloading, and less than 2% of the values were above the nitrification limit. During hurricane Matthew (September 2016), the applied wastewater load reached 2.3 m/d on the filter in operation, i.e. over 6 times the nominal hydraulic load of dry weather. However, the only consequence of this extreme rain event on the FS-VFTW was certain species that failed to recover after being flattened by rain and wind (*Cyperus papyrus*, *Costus spiralis*).

Under high organic OL, almost the entire set of applied hydraulic loads were over the nominal value (97%), and 15% of the data were over the nitrification limit, which can have strong impacts on nitrogen removal. The maximum value recorded on the filter in operation was 2.75 m/d, i.e. over 7 times the nominal load.

Tableau 20. Inlet, FS-VFTW outlet, and all-treatment-plant outlet concentrations and removal efficiency (%) during dry (D) and rainy (R) events for the 3 conditions, i.e. low loads (LL), normal loads (NL), and overloads (OL). Values underlined are below the limits of quantification. n is number of values, Av. is average value, and S.D. is standard deviation.

	Raw water			US/S FS-VFTW												US/S FS-VFTW + TF														
	Dry	Rain	Av.	LL	LL	LL	NL	NL	NL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	LL	LL	LL	NL	NL	NL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL		
				D	D%	D	D%	D	D%	D	D%	D	D%	D	D%	D	D%	D	D%	D	D%	D	D%	D	D%	D	D%	D	D%	D
BOD₅	Av.	368	19	96%	31	94%	26	95%	38	93%	32	86%	9	98%	16	97%	23	95%	8	98%	33	93%	33	98%	8	98%	33	93%		
(mgO ₂ /L)	S.D.	94	158	7	2%	11	2%	6	1%	25	5%	4	2%	2	1%	4	1%	11	3%	6	1%	23	2%	23	1%	6	1%	23	2%	
COD	Av.	1011	725	65	91%	100	91%	92	90%	111	89%	104	79%	39	95%	41	96%	61	93%	45	96%	77	90%	77	96%	45	96%	77	90%	
(mgO ₂ /L)	S.D.	176	268	21	5%	27	2%	26	1%	45	4%	11	4%	11	1%	10	1%	14	2%	45	1%	41	3%	41	1%	45	1%	41	3%	
CODf	Av.	326	171	73	83%	66	78%	62	73%	82	71%	65	35%	46	89%	35	88%	56	77%	42	86%	43	57%	43	86%	42	86%	43	57%	
(mgO ₂ /L)	S.D.	102	78	34	8%	20	5%	7	3%	34	9%	20	21%	1.4	2%	5.2	4%	16.3	6%	15	5%	11	14%	11	5%	15	5%	11	14%	
TSS	Av.	400	381	12	95%	19	96%	22	95%	14	96%	24	93%	6.3	97%	7.2	99%	9	98%	4.3	99%	18.7	94%	18.7	99%	4.3	99%	18.7	94%	
(mg/L)	S.D.	127	77	5	3%	12	2%	5	2%	5	1%	6	1%	4.5	2%	5.2	1%	2	1%	0.8	1%	8.3	3%	8.3	1%	0.8	1%	8.3	3%	
TKN	Av.	100	61	11	87%	29	75%	27	68%	35	63%	18	55%	2.3	98%	3.3	98%	3.6	96%	2	98%	4.9	86%	4.9	98%	2	98%	4.9	86%	
(mgN/L)	S.D.	15	26	5	7%	14	12%	2	4%	7	12%	9	11%	1.8	1%	3.3	2%	2	2%	0.9	1%	1.5	7%	1.5	1%	0.9	1%	1.5	7%	
NH₄	Av.	76	44	9.6	84%	25.7	71%	25.1	60%	31.7	56%	15.4	55%	3	97%	3	96%	3.7	94%	3	96%	4.9	86%	4.9	96%	3	96%	4.9	86%	
(mgN/L)	S.D.	13	21	4.7	8%	12.9	14%	2.3	7%	5.8	16%	7.7	11%	0	2%	0	1%	1.2	2%	0	0%	1.5	7%	1.5	0%	0	0%	1.5	7%	
TN	Av.	101	62	18	82%	30.6	71%	27.4	68%	35.7	62%	22.4	43%	18.1	81%	28.8	72%	34.8	59%	26.7	74%	25.2	35%	25.2	74%	26.7	74%	25.2	35%	
(mgN/L)	S.D.	16	26	4.9	3%	9.4	8%	2	3%	6.7	12%	5.9	9%	9	4%	4.9	4%	12	15%	9	9%	3.8	8%	3.8	9%	9	9%	3.8	8%	
TP	Av.	10.4	6.9	6.3	35%	7.3	35%	7.3	17%	8.1	17%	5.1	11%	5.9	38%	6.5	41%	4.4	50%	7.2	32%	4.2	11%	4.2	32%	7.2	32%	4.2	11%	
(mgP/L)	S.D.	1.9	2.5	1.4	21%	2.5	25%	1.9	27%	2.4	31%	1.3	14%	1.7	22%	1.9	20%	2	25%	1.7	14%	0.9	6%	0.9	14%	1.7	14%	0.9	6%	
Flow	Av.	38.9	72																											
(m ³ /d)	S.D.	11.1	21.4																											
n		23	6	4	4	10	10	3	3	9	9	3	3	4	4	10	10	3	3	7	7	3	3	3	3	7	7	3	3	

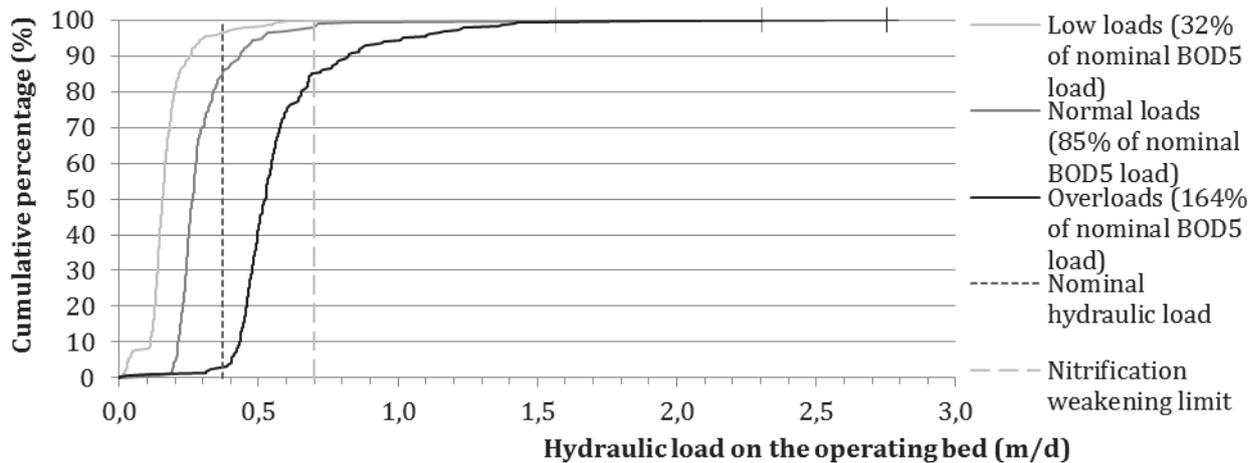


Figure 20. Cumulative percentage of hydraulic loads on the operating bed for the three different loading conditions.

From a physical point of view, hydraulic overloads (until 7 times the nominal load or continuous overloads) do not cause hydraulic malfunctions of the filters. It shows the physical robustness of the system to withstand storm events. However, removal efficiencies and especially nitrification could be affected by such events.

FS-VFTW pollutants removal efficiency

Tableau 20 summarizes the average concentration values measured and removal efficiency for each set of conditions (LL, NL and OL for dry and rainy events). Figure 21 shows wide range of loads applied, from 15% up to 200% of the nominal organic loads.

COD and BOD₅

Carbon removal was high and steady for LL (no alternation) and NL (over 90% ± 5% for COD and 95% ± 2% for BOD₅) but these performance levels were not permanently maintained in OL conditions, especially during rain events when performances drop by 10% (Figure 21). These values are comparable with temperate climate performance (Morvannou et al., 2017), showing no significant impact of warm temperature on carbon removal with FS-VFTW. Nevertheless, despite good removal efficiencies, effluent concentrations stayed slightly above target at the FS-VFTW outlet for the low levels targeted, partly due to high inlet concentrations.

Concerning carbon degradation, within the applied load tested, the results show the insensitivity of FS-VFTW to organic load applied (or the lack of alternation for LL) as performances were not significantly different. A slight decrease of performances was observed for high hydraulic loads but could be linked to diluted influent at the inlet as no significant difference is observed in term of outlet concentrations. The system appears robust.

Suspended solids

TSS removal efficiency was high and stable (96% ± 2%, average outlet concentration 16 mg/L ± 6.2 mg/L), even during rainy events applying TSS loads twice the nominal value (figure 2). These performances are higher than classical unsaturated FS-VFTW in tropical climates (Molle et al. (2015). This is almost certainly due to TSS retention in the saturated layer as observed by Morvannou et al. (2017) due to lower fluid velocity in this zone.

TSS removal efficiency is independent of both hydraulic and organic overloads, as described by Prost-Boucle & Molle (2012) and Millot et al. (2016), but this is the first time it is reported for US/S FS-VFTW. This highlights the fact that FS-VFTW is insensitive to TSS overload in the range of observed loads (over twice the nominal load).

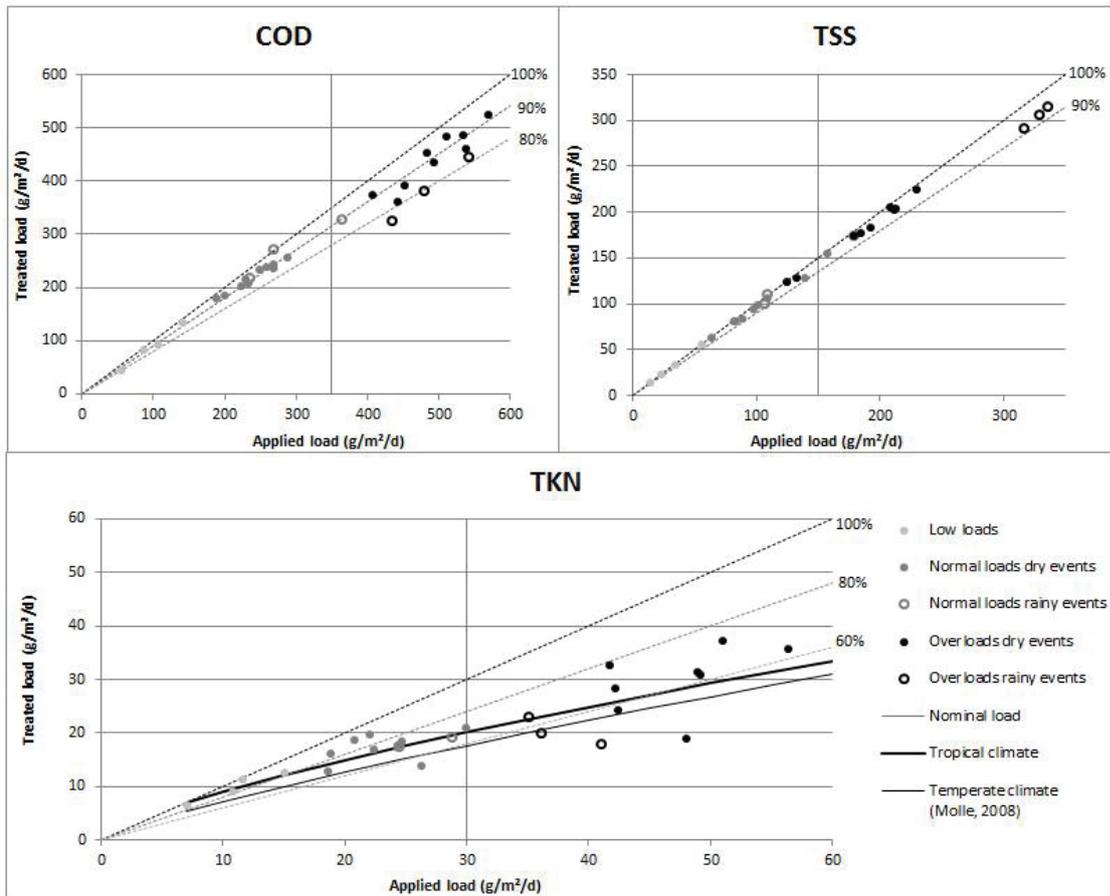


Figure 21. Treated load plotted against applied load for COD (a), BOD₅ (b) and TKN (c). Equation of the tendency curve obtained for nitrification in tropical climate is $y=1.6603x^{0.7333}$.

Nitrification

Removal efficiency for TKN decreased with increasing loads ($87\% \pm 7\%$ for LL, $74\% \pm 12\%$ for NL, $61\% \pm 11\%$ for OL), which is a classical feature of single-stage FS-VFTW (Molle et al. 2005; Morvannou et al. 2015). However, performance values are higher than observed in temperate climate (Molle et al., 2008) on US systems with a deeper filtration layer (55% removal) and on a comparable US/S FS-VFTW ($55\% \pm 3\%$, - Morvannou et al., 2017)

Nitrification occurs in the aerobic upper part of the filter, and is dependent on the thickness of filtering-layer and the availability of oxygen, which is supplied by the passive aeration system. The main explanation for the higher nitrification in Taupinière could be a positive effect of the high and steady temperature in tropical climate (between 20°C and 35°C all year long). We ran a comparison (Figure 21c) with the nitrification kinetics defined by Molle et al. (2008) and found that despite a deeper filtering layer (60 cm and 80 cm with an intermediate passive aeration network in a temperate climate, vs 40 cm in Taupinière), nitrification kinetics was significantly better in the tropical climate ($p < 0.0001$). Above $15 \text{ gN/m}^2/\text{d}$, the two curves show the same pattern and maintain the same curve-to-curve gap. Molle et al. (2008), Prost-Boucle et al. (2015) and Morvannou et al. (2017) found no effect of cold temperatures on nitrification on the first stage of a FS-VFTW whereas warm temperatures had a significant positive impact.

Hydraulic overloads brought by rainy events caused a reduction in TKN removal rate (7–8% decrease). It was not possible to confirm or to precise the hydraulic load value, for tropical climate, of the nitrification drop as observed in mainland France (of 0.7 m/d). The curve (Figure

21c) shows the same trend when high hydraulic loads are applied. To summarize, FS-VFTW can be considered resilient while facing reduced-nitrogen overload as the decrease in performances stops just after the applied load goes back below the nominal value.

The relative instability of TKN removal efficiency values can be explained by maintenance issues with planted species. Several plants struggled to accommodate to the filter conditions and disappeared (*Costus spiralis*) or suffered (*Cyperus papyrus*), whereas the others produced biomass that was not systematically exported after harvest, which led to occasional ponding and may have reduced oxygen availability in the filter.

TN removal

In comparison with a classical US FS-VFTW, the saturated layer at the bottom of the filters provides anoxic conditions that allow denitrification. TN removal in US/S systems is strongly linked to nitrification in the upper part of the filter. Indeed (see Table 1), TN concentrations at the outlet of the US/S FS-VFTW were close to TKN. TN removal efficiencies were higher than found in the literature (Langergraber et al. (2009), Prigent et al. (2013), Morvannou et al. (2017)).

TN removal could also be limited by a lack of carbon. Figure 22 charts denitrification efficiency according to COD/NO₃-N ratio and hydraulic retention time (HRT) in the saturated zone.

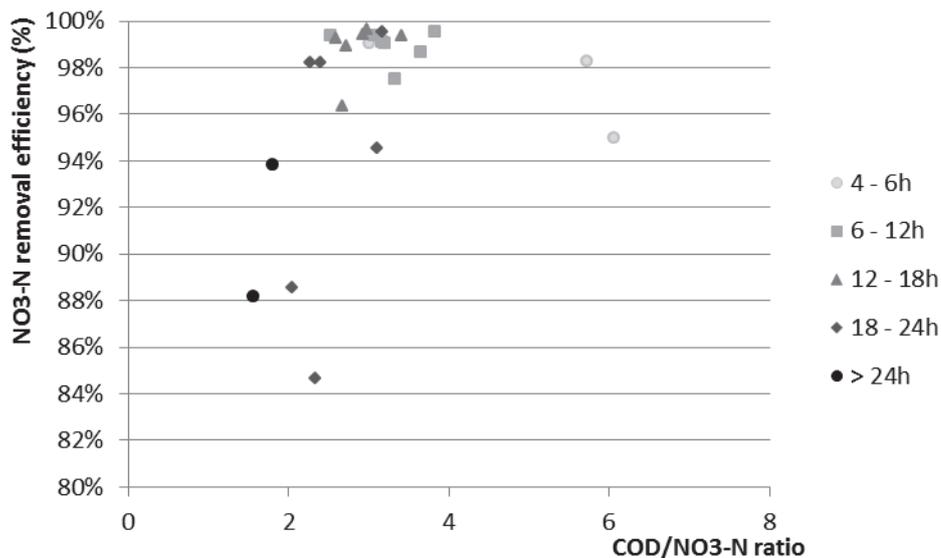


Figure 22. Denitrification assessment in the saturated zone, according to C/N and different HRT.

Figure 22 shows that denitrification is mainly impacted by a shortage of carbon rather than water retention time in the saturated layer. When COD/NO₃-N ratio decreases and approaches 2, denitrification is strongly affected whatever the water retention time. Water retention time and COD/NO₃-N ratio are known to impact denitrification in mainland France (Morvannou et al., 2017). This suggests that warmer temperature could significantly improve denitrification kinetics. Morvannou et al.(2017) showed that in temperate climate, a minimal HRT of 18h appears to be necessary when COD/NO₃-N ratio is below 3, whereas in tropical conditions for the same ratio, we measured higher denitrification efficiencies with 12, 6 or 3 hours of HRT. Before reducing saturation layer, further experimentation should evaluate the consequences regarding TSS removal.

Whole system performances

A simplified trickling filter has been added to ensure that the system meets the regulatory compliance targets. The first stage was enough to achieve the required TSS removal of 90% (from 96% to 93% ± 1%), as well as the required BOD₅ removal except in rainy OL conditions. In these conditions, the whole system achieves 93%± 2% removal. The complementary treatment was essential to achieve 90% removal for COD and 80% for TKN. The simplified trickling filter performs total nitrification in most cases, except during rainy events in OL conditions (86% ± 7%).

By adding a simple compact trickling filter to a US/S FS-VFTW, the treatment system performs strongly (>95% removal for BOD₅, COD, TSS and TKN – Tableau 20) with less than 1m²/p.e. TN removal could be improved by extending the recirculation loop to the FS-VFTW, which would enable NO₃ produced by the trickling filter to be denitrified in the saturated layer.

Reliability of the system

Sensitivity and resilience of the FS-VFTW regarding loads variability illustrate clearly treatment system reliability. The Coefficient of Reliability (COR) developed by (Niku et al., 1979) and taken up (Crites and Tchobanoglous, 2000, Metcalf and Eddy, 2003, Oliveira and Von Sperling, 2008) has been used in two different ways:

- to predict the probability of meeting the standards required, based on the variability of effluent concentrations, mean value achieved, and the treatment targets;
- or to determine the design concentration that would be required to meet a specific discharge standard, according to the variability of the effluent concentration. A higher design concentration (as for FS-VFTW) means that the variability of the dataset is lower than for the other technologies.

The COR follows a log-normal distribution, which was checked for COD, BOD₅, TSS and TKN data. Due to small number of values in LL conditions, they were removed. For the same reason, it was not possible to keep the distinction between dry and rainy events for NL and OL conditions.

The COR was calculated with $\alpha=5\%$ and the standardized normal variate $Z_{1-\alpha}=1.645$.

Tableau 21. Mean outlet concentrations, coefficients of variation, coefficients of reliability and proportion of meeting standards values for the regulatory objectives of the Taupinières plant, in normal and overloads conditions.

	COD (125 mg.L ⁻¹)		BOD5 (25 mg.L ⁻¹)		TSS (35 mg.L ⁻¹)		TKN (10 mg.L ⁻¹)	
	FS-VFTW	FS-VFTW + TF	FS-VFTW	FS-VFTW + TF	FS-VFTW	FS-VFTW + TF	FS-VFTW	FS-VFTW + TF
NL								
Mean	98.67	45.69	29.83	17.62	19.78	7.62	28.76	3.39
CV	0.26	0.29	0.35	0.37	0.55	0.61	0.45	0.87
COR 95%	0.68	0.65	0.61	0.59	0.49	0.47	0.54	0.38
Meeting standards (%)	85%	100%	36%	87%	91%	100%	1%	96%
OL								
Mean	109.17	54.60	36.17	15.70	16.58	8.60	30.42	3.11
CV	0.35	0.51	0.59	1.08	0.42	0.93	0.34	0.59
COR 95%	0.60	0.51	0.47	0.35	0.56	0.37	0.61	0.47
Meeting standards (%)	71%	98%	35%	83%	98%	99%	0%	99%

Tableau 21 reports the COR and reliability of the treatment, as a frequency of meeting selected discharge standards. The standards chosen correspond to the regulatory objectives for the Taupinières plant. This COR approach confirms that the complementary treatment is essential to meet the regulatory objectives, especially for full nitrification. Furthermore, there is no clear difference in frequency of meeting standards between with NL dataset and the OL dataset. Reliability of the FS-VFTW was not lower with this level of OL conditions (164% of nominal BOD₅ load).

Tableau 22 compares the Taupinières plant with 158 full-scale WWTPs, representing 5 different processes operating in Brazil, as presented by Oliveira & Von Sperling (2008). Observed mean concentrations are compared with mean design concentrations obtained from the COR and the following standards: BOD=60mg.L⁻¹; COD=200 mg.L⁻¹; TSS=60mg.L⁻¹ and TN=20mg.L⁻¹. These standards correspond to the hypothetical intermediate standards usually adopted by some Brazilian states and other developing regions (Silveira & Von Sperling, 2008).

Tableau 22. Mean design concentration for the targeted discharge standards and observed mean concentration for the different treatment technologies. ST + AF: septic tank + anaerobic filter; FP: facultative pond; AP + FP: anaerobic ponds + facultative ponds; AS: activated sludge; UASB: upflow anaerobic sludge blanket.

Technologies	Mean design* concentrations				Observed mean concentrations			
	BOD5 (mg.L ⁻¹)	COD (mg.L ⁻¹)	TSS (mg.L ⁻¹)	TN (mg.L ⁻¹)	BOD5 (mg.L ⁻¹)	COD (mg.L ⁻¹)	TSS (mg.L ⁻¹)	TN (mg.L ⁻¹)
ST + AF	29	104	29	12	292	730	165	12
FP	30	127	31	11	136	526	215	11
AP + FP	31	127	34	12	89	307	148	12
AS	24	85	23	10	34	92	35	9
UASB	30	107	26	15	96	226	85	15
FS-VFTW	37	135	29	13	30	99	20	30
FS-VFTW + TF	35	130	28	14	18	46	8	30

* The targeted discharge concentrations are: BOD₅=60mg.L⁻¹; COD=200 mg.L⁻¹; TSS=60mg.L⁻¹ and TN=20mg.L⁻¹.

With the same targeted discharge concentrations, the FS-VFTW has the highest design concentrations, which are the outflow concentrations that the treatment systems have to deliver to fulfil the targeted discharge limit with a reliability of 95%, according to the distribution of the recorded outlet concentrations.

Moreover, FS-VFTW is the only technology that presents observed mean concentrations below design concentrations (except for TN). This makes FS-VFTW the only technology that is able to constantly reach the targeted standard.

FS-VFTW systems appear more reliable in tropical areas than the other treatment technologies evaluated by Oliveira & Von Sperling (2008), but the values here are averages that do not represent the whole variability of the treatment plants monitored. The treatment capacities vary from hundreds of p.e. to a hundred thousand p.e. The large capacity treatment plants installed must include some with higher performances.

CONCLUSIONS

US/S FS-VFTW fed by raw wastewater followed by a simplified trickling filter is a compact solution (<1 m²/ p.e.) suited to tropical climates. High and reliable performances are observed even with high load variations encountered in tropical conditions. Tested here for a wide range of different organic loads (from 32% up to 164%), the system delivers stable effluent quality even when mimicking an operation failure with no alternation for several months and for low loads. Treatment plant performances remained high and stable over time (over 95% BOD₅, COD, TSS and TKN removal).

When the applied loads were close to nominal values, the US/S FS-VFTW itself guarantees 85/90/60/50 % removal and 125/25/40/50 mg/L for COD/TSS/TKN/TN, respectively. By comparison with US/S systems in mainland France, it appears that the warm temperatures of tropical climates enhance both nitrification and denitrification kinetics.

Performances in overload conditions (164% of the nominal BOD₅ loads) confirm that FS-VFTW is resilient regarding carbon and nitrogen removal especially after strong tropical rain events, but seems insensitive to hydraulic and TSS overloads within the range of tested conditions. Rainy events occurred on approximately 15% of the days, and doubled the hydraulic load on average. In these conditions, if the recirculation rate is not controlled according to the inlet flow, it may lead to strong overloads that reduce nitrification and COD removal. To contend with high load variations and maintain low effluent concentrations, the addition of a simplified trickling filter is a good way to keep compact solution (< 1m²/p.e. in total) using coarse material that is easier to find locally than sand.

The coefficient of reliability approach further confirms the robustness of the US/S FS-VFTW. With the level of overloads that the Taupinière plant faced, there are no clear differences in the frequencies of meeting the targeted discharge concentrations.

A comparison with a database from Oliveira and Von Sperling (2008) shows that FS-VFTW is a more reliable treatment technology in tropical areas than the 5 technologies they assessed (septic tank associated with anaerobic filter; facultative pond; anaerobic and facultative ponds; activated sludge; upflow anaerobic sludge blanket). US/S FS-VFTW provides a more stable effluent quality, and seems to be the only technology that is effectively able to meet the targeted standard (except for TN) with 95% reliability.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the French Agency for Biodiversity for its financial support. All the data presented here have been collected as part of the Attentive Project Consortium comprising: Irstea, AFB, Office de l'Eau Martinique, Office de l'Eau Guadeloupe, CAESM (SICSM), RENOC (CANGT) and Cotram Assainissement.

2.3.2 Comparatif de fiabilité des filières FPV avec des technologies conventionnelles en milieu tropical.

Une fois les FPV étudiés en tant que tel, il était nécessaire de comparer leurs performances et fiabilité au regard des technologies couramment mise en œuvre pour les petites collectivités des DOM. L'objectif était de justifier ou non leur pertinence pour améliorer les conditions d'assainissement en milieu tropical. Cela a été réalisé sur la base d'une étude statistique d'une base de données constituée sur l'ensemble des DOM. Ce dernier article n'a pas encore été publié.

Performances and reliability comparisons of the French Vertical Flow Treatment Wetland with other treatment technologies in real operating conditions under tropical climate

R. Lombard Latune^{1*}, F. Leriquier¹, C. Oucacha¹, L. Pelus², G. Lacombe³, B. Le Guennec⁴ and P. Molle¹.

¹ Irstea, UR Reversaal - Reduce, reuse and recycle ressources from wastewater, 5 rue de la Doua CS 20244, 69625 Villeurbanne, France.

² Martinique Water Office, ODE, 7 av. Condorcet – BP32-97201 Fort-de-France, Martinique, France.

³ Etiage Guyane, , France.

⁴ French Agency for Biodiversity, AFB, Le Nadar Hall C, 5 allée Felix Nadar, 94300 Vincennes, France.

INTRODUCTION

Sanitation in most tropical areas, especially in small municipalities and rural areas, deals with much the same issues: high population growth, limited skilled human and financial resources, no sludge management solutions, as well as highly varying water fluxes brought by tropical rain patterns. In this context, treatment wetlands (TW) have long been touted as potential solution for wastewater treatment in developing countries (Denny, 1997; Haberl, 1999; Kivaisi, 2000; Zhang et al., 2014).

The French vertical flow treatment wetland (F-VFTW) fed with raw wastewater (Molle et al., 2005; Dotro et al., 2017) offers a simple solution for sludge management compared to TW systems coupled with an additional primary treatment. There are more than 4,500 F-VFTW plants in operation in French mainland, making it the most popular TW system in the country. Adapting F-VFTW to tropical climate has recently been researched (Brazil: Lana et al., 2013; Manjate et al., 2015; French Overseas Territories: Molle et al., 2015; Lombard-Latune et al., 2018; India: Yadav et al., 2018), including the tropical plants selection (Lombard-Latune et al., 2017). As in classical design, sizing is based on an acceptable organic load of 350 g COD/m²/d applied on the operating filter (Molle et al., 2015; Dotro et al., 2017). Using only two filters in parallel on a single stage, fed alternatively during 3.5 days, the compact tropical design can reach a total surface of 0.8 m²/population equivalents (p.e.). The guideline for the design of the F-VFTW under tropical climates (Lombard-Latune & Molle, 2017) presents the different variations of F-VFTW: number of stage, unsaturated/saturated layer, recirculation loop and the related performances (up to 90/95/90/70 % of removal efficiency and 75/15/6/35 mg/L in effluent concentrations for respectively chemical oxygen demand (COD)/ total suspended solids (TSS)/ total kjeldahl nitrogen (TKN)/ total nitrogen (TN)).

Beyond removal efficiency and effluent concentrations, which commonly represented the performances of a treatment technology, its reliability is another dimension of the performances that have to be taken into account while implementing a wastewater treatment plant (WWTP). Reliability can be understood as the percentage of time at which the expected effluent concentrations or removal efficiency comply with specified discharge standards or treatment targets (Niku et al. 1979; Metcalf and Eddy, 2003, Oliveira and Von Sperling, 2008). A lot of

uncertainties appears while starting the implementation of a new WWTP. The loads that have to be treated are generally unknown, as the designs of the treatment system often occurs before the construction of the sewer network. The overall capacity can be approached, but hardly the quality of the raw wastewater (its dilution regarding people habits, rainfall and related overflow, the quality of the sewage system and the intrusion of meteoritic water), neither the scaling-up scheme. Other uncertainties are related to the treatment technology itself: its design robustness, the quality of the construction and materials, the frequency and quality of the operational and maintenance tasks. Regarding those uncertainties, a failure risk is always unavailable and lead to variations in performances. The probability of failure is extremely sensitive to the distribution function of the effluent concentration (Oliveira & Von Sperling, 2008). Consequently, WWTP should be design to produce an average concentration below the discharge standard targeted. Niku et al. (1979) developed a coefficient of reliability (COR) that links the distribution function of the effluent with the discharge standard targeted and the related level of reliability, to obtain an operational mean value to achieve, called the design concentration. While Niku et al. focused the use of the COR on one treatment process (activated sludge (AS), 1979, trickling filter (TF), 1982), Oliveira & Von Sperling (2008) use it to compare the reliability of 6 different treatment technologies based on the analysis of 166 WWTP implemented in Brazil.

A database has been built, gathering all the data available in the five French Overseas Territories (FOT – Martinique Guadeloupe, Mayotte and La Réunion islands and French Guyana) for treatment plant capacities between 20 and 2 000 people equivalent (p.e.). Based on its analysis, this study propose to: (i) provides information regarding raw wastewater composition, in order to reduce uncertainties while evaluating the capacity of a treatment system; (ii) to compare performances in real operating conditions of the F-VFTW with the main treatment technologies implemented in the FOT; (iii) to analyze the reliability of the treatment technologies implemented in the FOT, and compare them with those in Brazil thanks to the COR use.

MATERIAL AND METHODS

Database building

A database of 24 h flow composite samples has been built with data gathered from 2 different sources:

- According to French regulation, WWTP self-monitoring has to be performed and sent to local water authorities. Those data are available from the FOT since 2012. The number of 24-hours flow-composite samples depends on the plant size: 1 per 2 years from 200 to 500 people equivalent (p.e.), 1 per year from 500 to 1 000 p.e. and 2 per year from 1 000 to 2 000 p.e. As there is no obligation for treatment systems below 200 p.e., such plants have been identified, but few data are available. The following analyses are commonly performing on the samples: COD, BOD₅, TSS, TKN, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, P-PO₄, TP, pH, conductivity and flow measurements.

- Local water authorities had occasionally carried out studies on specific technologies, local area, or precise capacity. When they are based on 24-hours flow-composite samples campaigns, results were added to the database.

A validation step of the database through raw wastewater data analysis was performed. It aimed at removing inconsistent data or outliers, while preserving variability and extreme realistic values that show the high variability in influent quality. The sorting methodology has been adapted from Mercoiret et al. (2010) and Morvannou et al. (2015). Reliability has been evaluated statistically (PCA and Chauvenet's criterion tests) on both inlet pollutants

concentrations and ratios between them, such as COD/BOD₅, TKN/COD, TSS/COD and NH₄-N/TKN. With a small amount of data removed (from 0.59% for COD to 3.29% for NH₄), the database gained consistency (reduction of standard deviation: from 92.5% for COD to 13.9% for NH₄).

In order to improve WWTP design, raw wastewater in tropical area has been characterized and a definition of the tropical p.e. is given. Those results are compared to domestic wastewater values defined from a previous study about domestic wastewater characteristics in French rural areas (<2,000 p.e.) (Mercoiret *et al.* 2010).

The database achieved consists of 273 WWTP, and about 1 500 24h-sampling campaigns (Figure 23). AS is the most implemented treatment technology in the FOT. Uncertainties regarding the type of process remain for more than 17% of the treatment system, which highlight the lack of knowledge of water authorities of their own territories.

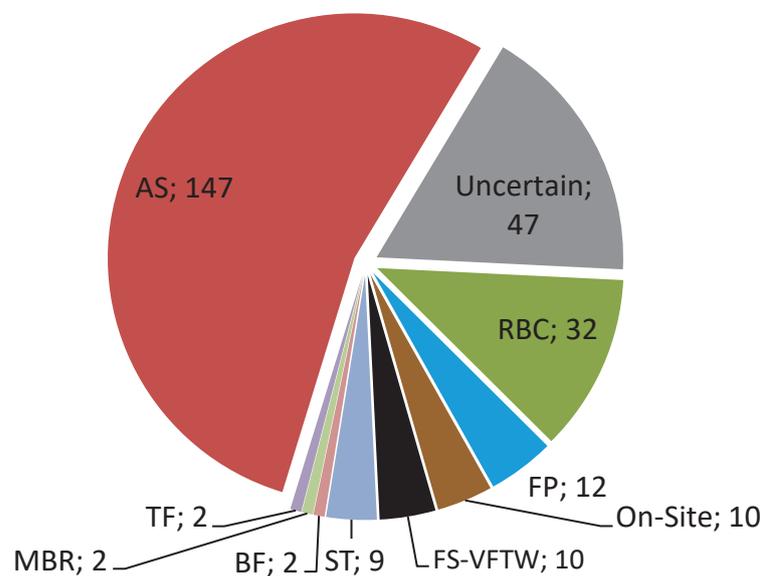


Figure 23. Repartition of the different treatment technology in the FOT (273 WWTP identified between 20 and 2 000 p.e.). AS: activated sludge; RBC: rotative biological contactor; FP: facultative pond; F-VFTW: French system of vertical flow treatment wetland; ST: settling tank; BF: biofilter; MBR: membrane bioreactor; TF: trickling filter.

The second part of the results focuses on treatment system performances. To assess performances, all the technologies with less than 10 sampling campaigns available were removed. Finally, 4 technologies remained (activated sludge (AS), rotative biological contactor (RBC), facultative ponds (FP) and F-VFTW), which represent 213 WWTP and 965 sampling campaigns (Figure 24).

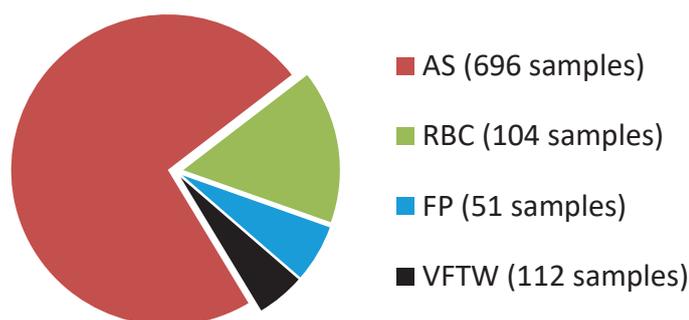


Figure 24. Proportion of the four technologies studied represented in the database (213 WWTP).

The number of sampling campaigns per unit has been checked (Figure 25). With less than 25 samples per unit, the database is considered to be homogeneous as there is no unit overrepresented. At technology level, average number of sampling campaigns per unit varies from 10 for the F-VFTW to 3.5 for RBC.

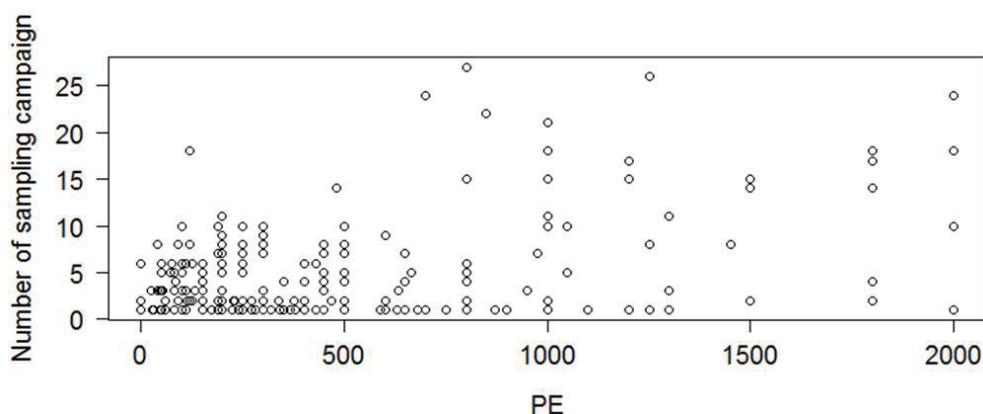


Figure 25. Number of sampling campaigns per treatment plant.

Additional monitoring campaigns

To confirm the database analysis, additional monitoring campaigns have been performed. 8 small WWTPs below 1000 p.e. were chosen for being representative and well adapted for monitoring. They are located in Martinique Island and French Guyana. Four of them were AS, two RBC and two FP. Four 24-hours flow-composite samples were collected on each of them between November 2017 and June 2018. The following parameters have been analyzed: COD, BOD₅, TSS, TKN, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, P-PO₄, TP, pH, conductivity and flow measurements. Their design has been analyzed regarding the state of the art (Von Sperling, 2005). The maintenance reports were collected and studied in order to evaluate maintenance and operation.

Coefficient Of Reliability (COR)

Reliability of the treatment process was studied with the COR method used by Oliveira and Von Sperling (2008) and developed by Niku et al. (1979). It is based on the lognormality of the data, which is commonly admitted. It has been tested with data from the database (AS and FS-VFTW for COD, BOD, TSS and TKN).

The COR is calculated from the following equation (Niku et al., 1979):

$$COR = \sqrt{CV^2 + 1} * \exp\left(-Z_{1-\alpha}\sqrt{\ln(CV^2 + 1)}\right)$$

where CV is the coefficient of variation (standard deviation divided by mean), α is probability of failing to meet the standards, and $Z_{1-\alpha}$ the standardized normal variate.

In this study, COR has been used to determine the design concentration that would be required to meet a specific discharge standard with a level of reliability of 95% ($Z_{1-\alpha}=1.645$), according to the variability of the effluent concentration described in the database. The following equation was use:

$$m_x = (COR)X_s$$

where m_x is design concentration (mg/l) and X_s is effluent concentration as specified by the discharge standard (mg/l).

RESULTS AND DISCUSSION

Characterization of tropical raw wastewater

Raw wastewater in small communities of the FOT shows wide range of variations (Tableau 23). This is in accordance with what is expected from sewage of small communities (Mercoiret et al., 2010). Comparison of mean values with temperate climate shows no significant differences, except for BOD₅ and NH₄. However, carbon and TSS upper bound values are higher in the FOT, showing that highly concentrate wastewater can reach the treatment systems. This confirms that treatment systems from small communities have to be robust enough to deal with important loads variation.

Tableau 23. Means and range of variations for the main pollutants concentrations in raw wastewater of small communities (< 2 000 p.e.) in French Overseas Territories (FOT) and France Mainland (FM). Mainland values come from Mercoiret *et al.* 2010. Bounds correspond to the 5th (lower) and 95th (upper) percentiles.

		BOD ₅ (mgO ₂ /L)		COD (mgO ₂ /L)		TSS (mg/L)		TKN (mgN/L)		NH ₄ (mgN/L)		TP (mgP/L)	
		FOT	FM	FOT	FM	FOT	FM	FOT	FM	FOT	FM	FOT	FM
Mean		340	265	653	646	300	288	65	67	49	55	8.8	9.4
Range of variations	Upper bound	800	570	1512	1341	825	696	129	123	97	98	19	18
	Lower bound	50	39	125	122	55	53	16	14	11.4	12	2.4	2
Number of values		1425	10491	1464	10491	1439	10470	713	9605	661	4381	798	9374

When flow measurements were available, pollutant fluxes per p.e. were calculated based on the definition of 60 gBOD₅/p.e./d. Daily p.e. production loads are presented in Tableau 24. All values are significantly different between tropical and French rural p.e. The main distinction concerns COD production in the FOT (-16%), otherwise pollutants remain by between +/- 10%. Consumption behaviors with fewer chemicals might explain this smaller amount of COD. Based on these considerations, we suggest using the following pollutant production per p.e for WWTP design: 60/130/65/17/2.5 g/d for BOD₅/COD/TSS/TKN/TP respectively.

Tableau 24. Comparison of the French rural p.e. (Mercoiret et al. 2010) and the tropical p.e.

	BOD ₅ (gO ₂ /d)	COD (gO ₂ /d)	TSS (g/d)	TKN (gN/d)	N-NH ₄ (gN/d)	TP (gP/d)
p.e. in French rural areas	60	157	72	15.5	11.,5	2.1
Tropical p.e.	60	133	64	17.7	13	1.9

Performances assessment of treatment technologies

Performances of the different treatment technologies are presented in terms of removal efficiency (Figure 26) and outlet concentrations (Figure 27). They are discussed regarding the French minimal regulation objectives (removal rates: 60/60/50% for BOD₅/COD/TSS or outlet concentrations below 35/200 mg/L for BOD₅/COD).

- Activated sludge

Despite the fact that activated sludge is the most implemented technology, results show that it is the least reliable one. About 17 – 18 % of the campaigns are below the minimal removal regulatory objectives for TSS and COD and almost 30 % of the BOD₅ outlet concentrations are beyond the regulation. This is mainly due to sludge leakage or washout during the intense tropical rainy events. Removal rates of 0 % are observed for TSS in about 10% of the sampling campaigns sludge due to leakage. The loss of biomass during rain events as well as the lack of maintenance can explain the absence of nitrification for about 12 % of the campaigns.

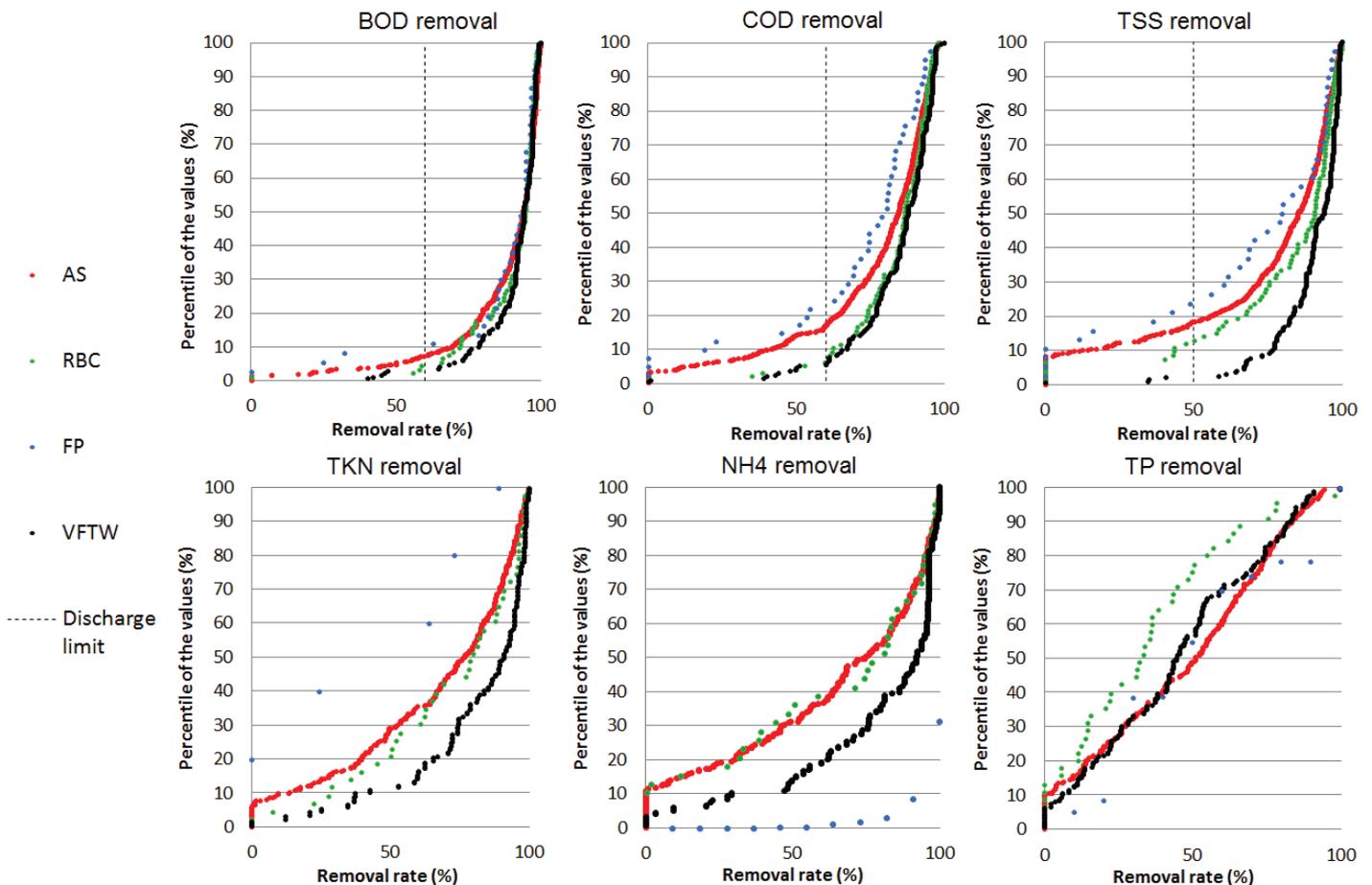


Figure 26. Removal efficiency of the treatments technologies for the main pollutants.

- Facultative Pond

FP show very good removal rates for ammonia, and weak ones for TKN. This transfer from the mineral form of nitrogen to its organic form suggests algae production. The low removal rates for COD and TSS for about 10% of the campaigns tend to confirm this hypothesis. Indeed, effluent of ponds system usually has high concentrations of suspended solids, mainly due to algae production (Mara, 1997). Outlet concentrations are better, 93% of COD data comply with minimal regulatory objectives. Low removal rate associate with low outlet concentrations can be explained by the dilution of the influents, as the applied load in FP represents 10-15% of the nominal load.

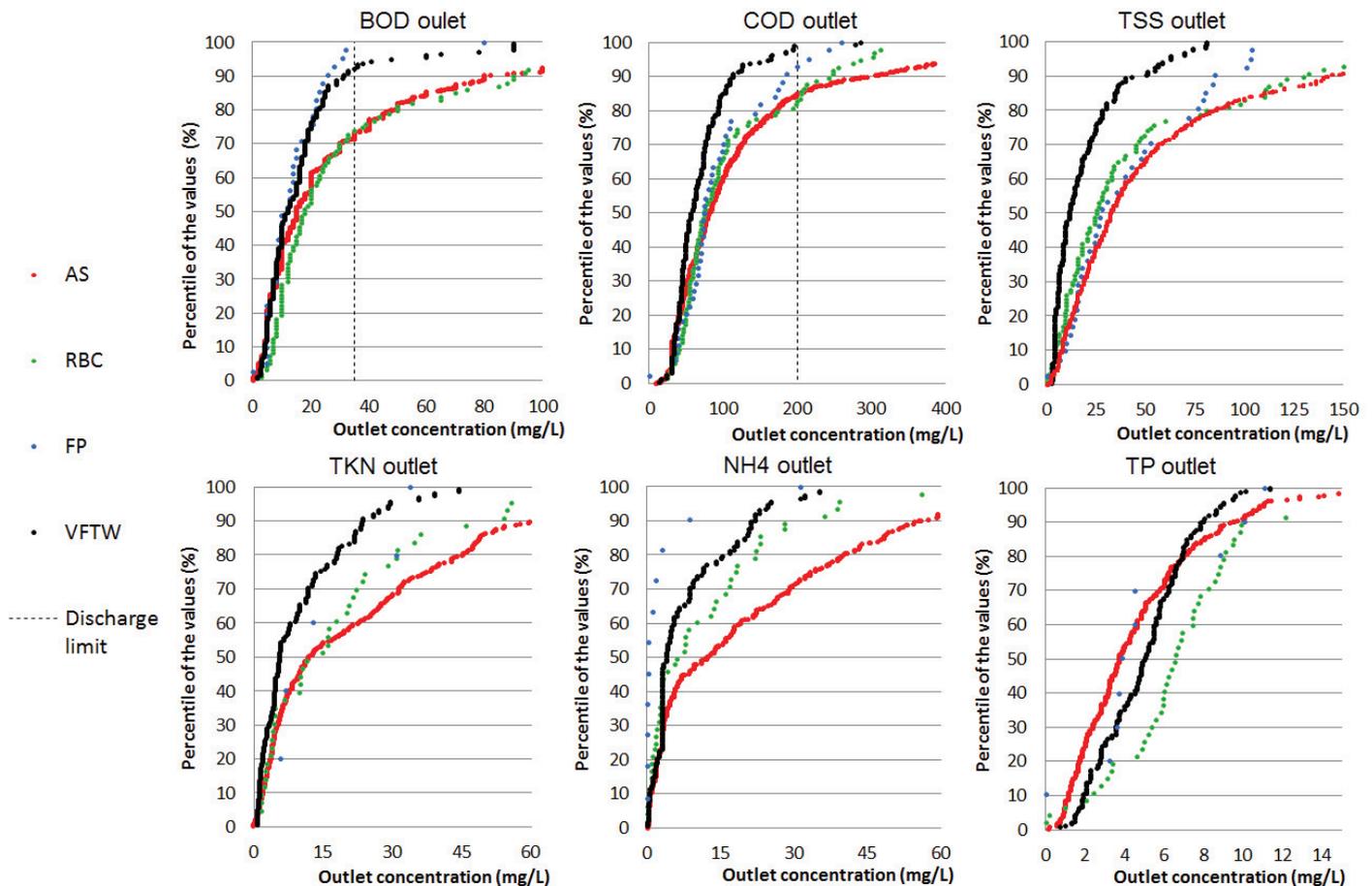


Figure 27. Outlet concentrations of the 4 treatments technologies.

- Rotative biological contactor

RBC presents the weakest COD outlet concentration conformity (82%). Their performances in terms of removal rates are much better (close to 95%) for carbon loads, but with 13% of samplings below the regulation objectives for TSS, sludge loss are suspected during the settling phase. Separation is a sensitive step regarding storm events and sludge management. Performances are also limited regarding nitrification. As RBS are design with or without nitrification objectives, it is not possible to conclude on the process ability regarding ammonia or TKN removal.

- French vertical flow treatment wetland

F-VFTW is the most reliable technology. It fulfills all the objectives at a frequency of 90 to 95%. The percentages of removal rates below minimal regulation for BOD₅/COD/TSS are respectively 5/9/3.1%. Regarding outlet concentrations over 90% of the samples achieve a higher standard for COD. Performance on NTK are also the best observed (75% over 70%)

removal), even if it is lower than the one usually mentioned on VFCW in temperate climate but with two stages (Molle et al., 2005). VFCW in the FOT has a single stage; full nitrification is out of range in this configuration.

- Additional monitoring campaigns

Analysis of the data provided by the monitoring campaigns regarding the French regulation is presented in Tableau 25. Observed performances are on average lower than those in the database. This can be explained by the choice to focus on units below 1 000 p.e. for AS. As the regulatory frequency is lower for this range of capacity, they are underestimated in the database. In addition, operator usually can choose the day for regulatory monitoring according to climate or repeat monitoring when one does not comply with regulation. Those elements can contribute to the better performances observed in the database.

Tableau 25. Compliance of the additional monitoring campaigns with the French regulatory objectives.

	BOD		COD		TSS	Total
	< 35 mg/L	> 60% removal	< 200 mg/L	> 60% removal	> 50% removal	Compliance
4 AS (16)	73%	100%	73%	73%	73%	64%
2 RBC (8)	37%	100%	50%	75%	62%	37%
2 FP (8)	75%	100%	87%	37%	27%	37%

Previous conclusions of the database analysis were confirmed: sludge losses were observed on AS. RBC, are more frequently associate with lamella plate settlement or rotary screens than with clarifiers. Those equipments are generally chosen to keep the footprint as small as possible, but they require more maintenance or sludge emptying than clarifiers. Consequently, due to a low maintenance, performances are affected.

The designs of those WWTP were in accordance with the state of the art, at least with temperate temperature, except for facultative ponds for which an adaptation to tropical temperature has been done. Very few data were available on maintenance. For 5 WWTP there were no maintenance reports or they are not updated frequently (> 2 months). For 2 others, the operators visit the plant twice per month on average. The last one was an AS of 200 p.e., started in 1998. It receives 2 visits per week on average and shows very good performances (> 95% removal for BOD, TSS, >90% for COD, > 70% for TKN, with an average load of 50%). Due to the lack of information on sludge extraction, it was not possible to perform mass balance. Additional monitoring could have been interesting in order to explore its behavior during raining events.

This sample of WWTP was too small to conclude, but is consistent with the database observations. It seems that maintenance is a key parameter to explain the performances of the treatment systems in the FOT. Each process has its own needs, but intensive treatment technologies require more attention than extensive process. Their sensitivity to the hydraulic overloads is another important factor which had not been investigated in this study but deserves to be.

Comparison of treatment technologies based on the COR methodology

The COR methodology was used on the database values for the 4 technologies previously compared. In this study, we compare the design value obtained with the COR, with the mean value observed in the database. The design concentration represents the outlet concentration a

plant is supposed to achieve on average, in order to fulfill the targeted standard with the level of reliability chosen, according to the distribution of the data recorded. The discharge standards used are those defined by Oliveira and Von Sperling (2008) as classical standard for developing countries: 60 mg/L for BOD, 200 mg/L for COD, 60mg/L for TSS and 20mg/L for total nitrogen. Results are presented in Tableau 26.

Tableau 26. Mean design concentrations (DC) to achieve 95% compliance with the standards and observed mean concentrations (OC), in the FOT and Brazil (Oliveira & Von Sperling, 2008). (n) number of WWTP evaluated. Discharge standard considered BOD=60 mg/L; COD=200 mg/L; TSS=60mg/L; TN=20mg/L; TKN=20mg/L. ST+AF: septic tank + anaerobic filter; AP+FP: anaerobic ponds + facultative ponds; UASB: upflow anaerobic sludge blanket reactor; UASB+POST: UASB reactor + several post treatment.

		BOD (mg/L)		COD (mg/L)		TSS (mg/L)		TN (mg/L)		TKN (mg/L)	
		DC	OC	DC	OC	DC	OC	DC	OC	DC	OC
FOT	AS (147)	25	37	100	129	25	64			11	22
	RBC (32)	26	41	102	101	24	47			12	17
	FP (12)	30	12	111	85	25	41			-	-
	F-VFTW (10)	27	15	112	68	24	25			11	13
Brazil	ST+AF (19)	29	292	104	730	29	165	12	61		
	FP (73)	30	136	127	525	31	216	11	38		
	AP+FP (43)	98	89	127	309	34	153	12	45		
	AS (13)	24	35	85	92	23	57	10	22		
	UASB (10)	30	98	107	251	26	85	15	48		
	USAB+POST (8)	27	42	98	141	26	51	-	-		

The COR analysis for the FOT dataset confirm performances assessments. F-VFTW is the most reliable process, as its observed concentrations are below (or closely equal) to the design concentrations. This is not the case for the other treatment technology especially regarding TSS and TKN. Consequently, F-VFTW is the only treatment technology of the dataset that is able to achieve the discharge standard with a reliability of 95%.

While comparing the FOT dataset with values from Brazil (Oliveira and Von Sperling, 2008), it is noticeable that both the design concentrations and the observed mean concentrations for AS process are very close. It suggests that the two dataset are comparable, and that AS outlet concentrations follow the same distributions and produce the same level of performances in Brazil and in the FOT. This is not the case for FP, probably due to the low load received by FP in the FOT. As well, pond systems are more sensitive to climate in terms of design and performances. It is likely that it impacts COR analysis between Brazil and FOT.

Considering the two datasets, F-VFTW remains the most reliable technology.

CONCLUSIONS

Comparison of treatment technologies behaviors in real operating conditions shows that amongst the 8 processes evaluated in FOT and Brazil, only the F-VFTW is able to achieve the discharge standard with a reliability of 95%. Performance assessment of the main technologies implemented in the FOT reveal important failure for AS regarding sludge losses and nitrification. The settlement phase of RBC is identified as sensitive. FPs are limited by algae growth, especially when the applied load is low. In addition, this study highlights the weak

operational and maintenance capacity in the FOT. This could partly explain the weakest reliability of intensive treatment process such as AS or RBC regarding more extensive ones (FP or F-VFTW) which requires less attentions. Nevertheless, sensitivity to hydraulics overloads related with tropical rains is also suggested, in addition to breakouts and maintenance limitations.

Comparison of raw wastewater from small communities in the FOT and in French rural areas shows no major differences in terms of average concentrations. Upper bounds of the ranges of variations suggest that sometimes, highly concentrates influents reach the WWTP. The p.e. pollutants production has been evaluated at 60/130/65/17/2.5 g/d for small communities in FOT for BOD₅/COD/TSS/KN/TP respectively.

Cet article nous a permis de montrer comment la composante sociale d'un service d'assainissement, c'est-à-dire en particulier l'organisation mise en place pour l'entretien des ouvrages, influence les performances des principaux procédés de traitement présents en zone tropicale. Les procédés extensifs, en particulier les FPV ont des besoins en maintenance plus faibles que les procédés intensifs. De ce fait ils sont plus fiables, c'est-à-dire qu'ils maintiennent un niveau de performances plus élevés en cas de défaillances de l'exploitation, et paraissent donc mieux adaptés que les autres aux services d'assainissement dotés d'une faible technicité.

2.3.3 Performances des différentes configurations de FPV

En guise de conclusion sur les performances des FPV, il est intéressant de présenter l'ensemble des données produites dans le cadre du suivi des stations pilotes (Figure 28), et ainsi de comparer les différentes variantes de FPV entre elles. Ces graphiques ont été publiés en 2017 dans « *Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical - Guide de dimensionnement de la filière tropicalisée* », édité par l'AFB (Lombard-Latune & Molle, 2017). Cette étude permet de proposer des mises en œuvre pour différents niveaux de rejets, incluant le traitement de l'azote (nitrification, azote total).

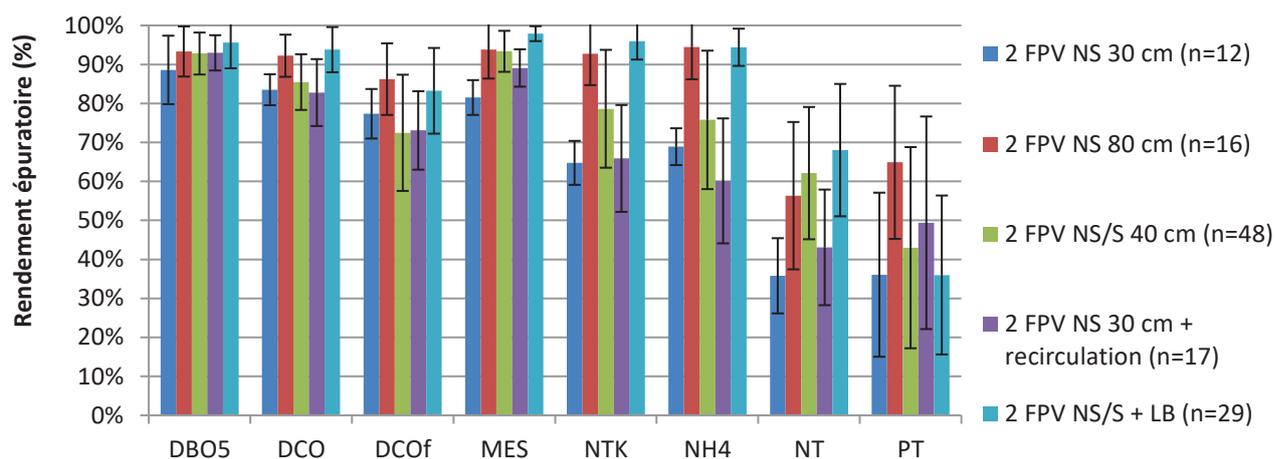


Figure 28 : Comparaison des performances des différentes configurations des FPV. Les barres noires verticales représentent l'incertitude (écarts-types). NS : non-saturé, NS/S non-saturé/saturé, LB : lit bactérien, (n) correspond au nombre de bilan réalisés pour chaque configuration.

Le Tableau 27 présente les niveaux de rejet qui peuvent être garantis pour chacune des configurations étudiées. Il aide ainsi à faire un choix entre les différentes options possibles en fonction des objectifs de traitement recherchés. Il a été construit à partir des percentiles 90 observés pour chacune des variantes.

Tableau 27 : Synthèse des informations présidant au choix des variantes de FPV à mettre en place. FPVv : FPV à écoulement vertical, FPV h : FPV à écoulement horizontal.

	Autonomie électrique (hors contraintes topographiques)	Réseau unitaire	Activités intermittentes	Emprise au sol des ouvrages de traitement	Performances de traitement : abattement % (concentrations limites mg/L)				Traitement germes pathogènes (module UV)
					DCO	MES	NTK	NT	
2 FPV Couche filtrante 30 cm	✓	✓	✗	0,8 m ² /EH	75 % (125 mg/L)	80 % (60 mg/L)	60 % (40 mg/L)	20 % (60 mg/L)	✗
2 FPV Couche filtrante 30 cm + recirculation	✗	✓ (lame d'eau quotidienne <70 cm)	✓ (attention aux consommations électriques)	0,8 m ² /EH	75 % (125 mg/L)	85 % (30 mg/L)	60 % (40 mg/L)	20 % (60 mg/L)	✗
2 FPV NS/S Couche filtrante 30 cm	✓	✓	✓	0,8 m ² /EH	85 % (125 mg/L)	90 % (25 mg/L)	60 % (40 mg/L)	50 % (50 mg/L)	✓
2 FPV Couche filtrante 80 cm	✓	✓	✓ (possible si recirculation)	0,8 m ² /EH	90 % (100 mg/L)	90 % (25 mg/L)	80 % (15 mg/L)	20 % (60 mg/L)	✓
2 FPV v NS/S + 2 FPV v	✓	✓	✓ (possible si recirculation)	1,6 m ² /EH	90 % (75 mg/L)	95 % (15 mg/L)	90 % (6 mg/L)	70 % (35 mg/L)	✓
2 FPV v NS/S + LB	✗	✓	✓	0,9 m ² /EH	90 % (75 mg/L)	95 % (15 mg/L)	90 % (6 mg/L)	70 % (35 mg/L)	✓
2 FPV v + FPV h	✓	✓	✓	1,8 m ² /EH	85 % (125 mg/L)	90 % (25 mg/L)	70 % (20 mg/L)	70 % (35 mg/L)	✓

Toutes les configurations de FPV permettent de tenir le minimum de l'arrêté réglementaire de 2015 pour les moins de 2 000 EH (60% d'abattement sur DCO, DBO₅, et 50% sur les MES). Les configurations avec une couche de filtration épaisse, un fond saturé ou un second étage de traitement tiennent eux aussi les objectifs définis pour les plus de 2 000 EH (abattement de 80/75/90% pour DBO₅, DCO et MES respectivement).

Les limites de la recirculation en zone tropicale ont déjà été évoquées dans les articles, cette solution ne semble de toute façon pas apporter de nette amélioration en zone tropicale.

L'augmentation de la couche filtrante semble en revanche très intéressante. Les résultats avec 80 cm de couche filtrante sont à relativiser étant donné qu'ils proviennent d'une seule et même station. Il serait nécessaire de suivre d'autres ouvrages pour confirmer ces tendances.

L'ajout du fond saturé ou d'un second étage ont été discutés dans l'article de 2018.

En complément, le Tableau 27 montre les possibilités qu'offrent les FPV pour fonctionner sans apport d'énergie.

Si les objectifs comportent des obligations pour le traitement des germes pathogènes, il est possible d'associer les FPV avec un système de désinfection (Lampes UV par exemple). L'efficacité de la désinfection dépend de la turbidité des eaux, des concentrations en MES inférieure à 25 mg/L sont généralement exigées. La mise en place d'un fond saturé est alors conseillée.

3 Conclusions

L'adaptation des FPR à la zone tropicale a été motivée par le fait que ces derniers paraissaient être une alternative intéressante aux procédés conventionnels pour répondre aux contraintes de l'assainissement en zone tropicale, tel qu'il a pu être caractérisé dans la première partie de cette thèse.

Nous avons pu identifier plusieurs plantes de substitution au *Phragmites australis*, classiquement utilisé en zone tempérée. L'ordre des Zingibérales en particulier renferme plusieurs familles (Heliconiacées, Cannacées) qui paraissent pouvoir remplir le rôle dévolu aux végétaux dans les filtres, principalement une action mécanique décolmatante sur le dépôt de surface. La question de la compétition des plantes sélectionnées avec les adventices externes au filtre et les stratégies de maintenance à opérer pour faciliter leur développement ont également été abordées. Au sein des variétés identifiées, de nombreux cultivars existent (1200 au moins pour *Heliconia psittacorum*). Parmi ceux qui ont été testés en conditions réelles de fonctionnement, tous ne présentent pas le même intérêt. Il conviendra par conséquent d'être vigilant à l'avenir au développement des plantes dans ces ouvrages pour confirmer ou non leur utilisation, voire adapter le mode de gestion (fréquence des faucardages). Il convient de préciser également que les plantes proposées ici ne sont pas forcément adaptées à des systèmes de lits de séchage de boue plantés. En effet, pour ces derniers, en plus du rôle mécanique il convient de mettre en œuvre des plantes dont les rhizomes accompagnent la croissance de la couche de dépôt organique. En traitement de boue, cette couche pouvant atteindre des épaisseurs supérieures au mètre. Les études menées dans le cadre de ce travail ne permettent pas de conclure sur leur adaptation pour une application « boue ».

La question des performances des FPV en taille réelle dans l'ensemble des DOM a été étudiée sur la base d'une centaine de bilan 24 h. Ils ont permis de valider les hypothèses retenues pour le dimensionnement. La nécessité de conserver l'acceptation de fortes charges hydrauliques conduit à maintenir les ratios de charges appliquées sur le filtre en fonctionnement préconisées pour le climat tempéré. En revanche, et pour tirer partie des températures moyennes plus élevées, fonctionner avec 2 filtres en alternance seulement est suffisant pour gérer la minéralisation de la matière organique. La surface du premier étage

passé ainsi pour des effluents classiques à 0,8 m²/EH, contre 1,2m²/EH en climat tempéré. De même, l'impact positif des températures sur les performances de nitrification permet d'accroître la qualité du rejet du premier étage de traitement d'une filière classique. Lorsque les objectifs sont plus stricts, la mise en œuvre d'un lit bactérien sommaire permet de garder un caractère compact tout en garantissant une nitrification poussée. Cela permet de mettre en œuvre des filières de traitement inférieures ou égales au m²/EH dans un contexte où le foncier est une pression forte. Lorsque des objectifs poussés sur l'azote global sont visés, l'ajout d'un fond saturé apporte des solutions, même si des études supplémentaires seraient nécessaires sur la filière non saturé/saturée couplé au lit bactérien sommaire pour bien optimiser les paramètres de réglages des boucles de recirculation et aller au-delà de 70% d'abattement. On le voit, plusieurs variantes de FPV ont été testées, elles permettent d'adapter la filière de traitement aux objectifs visés.

Nous avons également pu montrer que les FPV sont des procédés de traitement fiables. Ils s'adaptent à des variations de charges hydrauliques comme organiques (15% à 165% de la charge nominale) en maintenant des performances supérieures au minimum réglementaire. La comparaison de leurs performances en conditions réelles avec celles des procédés de traitement conventionnels est nettement à leur avantage. C'est ce dernier résultat en particulier qui permet de dire que les FPV sont adaptés à la zone tropicale à la fois du point de vue de ses contraintes climatiques mais aussi des moyens locaux en particulier de l'expertise des services d'assainissement.

Ces résultats provenant des DOM doivent être confirmés par des études dans d'autres contextes. Leur développement au Sénégal par exemple pourrait faire l'objet de travaux complémentaires pour en simplifier la conception. Mettre en œuvre des filtres sans géomembrane, travailler sans alternance sont par exemple des pistes de réflexions qui pourraient être menées. Au niveau des espèces végétales, il pourrait être intéressant d'étudier des plantes avec une valeur ajoutée (fourrage, énergie ...).

Les domaines d'application pourraient être étendus également. Une étude va démarrer prochainement dans les DOM pour définir le dimensionnement d'une filière ANC par FPV. A l'inverse le plus grand FPV réalisé dans le cadre de cette étude a une capacité de 1200EH, il pourrait être intéressant d'étudier plus finement l'intérêt économique de la filière sur des capacités bien supérieures par rapport à des technologies conventionnelles.

Leur application à des effluents différents a déjà été étudiée en climat tempéré. Adapter les FPV pour le traitement du pluvial, des eaux usées industrielles pourrait apporter des solutions mieux adaptées au contexte tropical.

Enfin, la famille des *Treatment wetlands* est très vaste. Elle comporte en particulier les lits de séchages plantés de roseaux, pour le traitement des boues d'épuration et des matières de vidanges. Étant donné l'enjeu que représente l'ANC dans les DOM et les solutions individuelles au Sénégal, leur adaptation à la zone tropicale paraît être indispensable et mériterait de faire l'objet de prochains travaux.

L'ensemble de ces applications mériterait une étude plus fine de l'impact des températures sur la minéralisation de la matière organique accumulée dans les ouvrages ; leur gestion optimisée étant une condition indispensable à la gestion du colmatage des filtres.

Partie 3 : Vers des choix techniques concertés, contribution de la modélisation d'accompagnement à la planification de l'assainissement

Nous avons montré en conclusion de la Partie 1, que lors de la construction d'un service d'assainissement, la phase de choix des solutions techniques qui constitueront la chaîne de l'assainissement est très sensible. Elle doit permettre à la fois de répondre aux besoins des usagers tout en garantissant un niveau de charges d'exploitation qui soit soutenable par le futur service. Enfin, ces choix doivent être explicités de manière à ce que les usagers puissent comprendre et accepter de prendre en charge leur contribution au service. Pour répondre à ces enjeux, nous proposons dans cette partie de développer un outil permettant de rendre concertables les choix techniques présidant à la définition de l'infrastructure technique.

Cela permettrait d'une part de mieux cerner et comprendre les besoins des usagers pour y répondre de manière appropriée, c'est le principe qui sous-tend les approches bottom-up et l'introduction de la participation dans l'assainissement. Cela correspond à la première partie de notre postulat de départ : la construction d'un service d'assainissement c'est d'abord le partage des tâches entre les humains et l'infrastructure technique.

D'autre part, cette concertation permettrait aux différents acteurs de trouver et de négocier leur place au sein du futur service, donc de l'accepter et de mieux la remplir. C'est ce qui correspond à la 2^{ème} partie de notre postulat : la distribution des responsabilités entre les acteurs.

Enfin, lors de ce choix, discuter collectivement des conséquences des différentes options sur le service pourrait permettre de modifier les critères de choix des uns et des autres et ainsi amener à retenir la solution apparaissant collectivement comme la plus avantageuse.

Rendre concertables les choix techniques implique à la fois de créer les conditions de la concertation, et d'explicitier les données technologiques expertes. Il ne s'agit pas d'éliminer les experts et de nier la nécessité de réaliser des études techniques poussées pour la planification de l'assainissement, mais de proposer un outil qui permette de valoriser ces connaissances en améliorant l'utilisation qui en est faite sur le terrain, donc d'accompagner le processus décisionnel pour que les bonnes questions soient posées et qu'une réponse collective soit formulée.

Pour concevoir et utiliser cet outil, nous utiliserons une démarche participative particulière, la modélisation d'accompagnement.

Avant de décrire le processus mis en place et ses résultats, plusieurs questions se posent. Qu'est-ce que la participation, quelles sont ses limites et ses enjeux ? Comment est réalisée actuellement la planification de l'assainissement et comment intègre t-elle la participation ? Qu'est-ce qu'une démarche de modélisation d'accompagnement ? Que pourrait-elle apporter dans le cadre d'un service d'assainissement ?

1. Participation et assainissement

1.1 La participation, ambiguïté et développement durable

Dans son Agenda 21⁶, l'ONU souligne que l'un des prérequis pour l'atteinte du développement durable est le renforcement de la participation des citoyens aux processus de décision les concernant (UN, 1993). Dès lors, la participation est régulièrement mobilisée comme garant de durabilité puisqu'elle est censée répondre aux enjeux d'équité du pilier social du développement durable. Comme vu en introduction, on la retrouve dans les ODD et elle est mise en avant par les grands acteurs multilatéraux. La Banque Mondiale la définit ainsi (Bhatnagar et al., 1996) « *Participation is a process through which stakeholders influence and share control over development initiatives and the decisions and resources which affect them* ».

Les approches participatives reposent sur 2 hypothèses fondamentales d'après Barnaud (2008) : « *D'une part une remise en cause des démarches descendantes considérées comme de moins en moins aptes à formuler des solutions adaptées aux besoins des acteurs locaux dans les contextes actuels complexes et incertains, d'autre part une reconnaissance de la capacité des acteurs locaux à prendre eux même les rôles de leur propre développement* ». Hypothèses que l'on retrouve dans le secteur de l'assainissement, puisqu'en 2006 le PNUD dans « *Rethinking sanitation* » invite à glisser des approches basées sur l'offre vers les approches remontantes (Jenkins & Sugden, 2006), et que l'approche CLTS (*Community-Led Total Sanitation*, ATPC) qui a connu un succès retentissant en zone rurale est une approche communautaire de l'assainissement.

D'un point de vue théorique, la participation est un moyen séduisant de redéfinir le partage des pouvoirs entre les différents acteurs lors de la prise de décision. Ce qui a pour conséquence plus d'équité sociale et un renforcement de la démocratie locale. Elle est d'ailleurs un des enjeux de la décentralisation.

Une de ces conséquences est le renforcement des capacités des acteurs. Individuelles, en partageant leurs savoir, mais aussi collectives, qui se traduit par une meilleure faculté d'adaptation aux changements de leur environnement.

La mise en pratique en revanche s'avère délicate. Une de ses premières limites apparaît dans la manière dont elle est mobilisée. L'association internationale pour la participation publique (IA2P) a proposée en 2004 une analyse de la participation, des effets qu'elle produit comme des promesses faites aux acteurs participants (

Figure 29). On voit bien que par rapport à l'ambition initiale, une simple réunion publique d'information aura des effets limités quant à la capacité des participants à peser sur les décisions.

⁶ L'Agenda 21 est le plan d'action de l'ONU pour le XXI^{ème} siècle, qui détaille des propositions pour la mise en application du principe de développement durable sur les territoires des 173 pays qui l'ont adopté lors du sommet de la terre à Rio en 1992.

	INFORM	CONSULT	INVOLVE	COLLABORATE	EMPOWER
PUBLIC PARTICIPATION GOAL	To provide the public with balanced and objective information to assist them in understanding the problems, alternatives and/or solutions.	To obtain public feedback on analysis, alternatives and/or decision.	To work directly with the public throughout the process to ensure that public issues and concerns are consistently understood and considered.	To partner with the public in each aspect of the decision including the development of alternatives and the identification of the preferred solution.	To place final decision-making in the hands of the public.
PROMISE TO THE PUBLIC	We will keep you informed.	We will keep you informed, listen to and acknowledge concerns and provide feedback on how public input influenced the decision.	We will work with you to ensure that your concerns and issues are directly reflected in the alternatives developed and provide feedback on how public input influenced the decision.	We will look to you for direct advice and innovation in formulating solutions and incorporate your advice and recommendations into the decisions to the maximum extent possible.	We will implement what you decide.

Figure 29 : Spectrum of public participation (IA2P, 2004).

Bien d'autres limites des démarches participatives ont été décrites. Nous proposons ici d'en présenter succinctement 3 catégories.

- Les limites verticales,

Elles sont liées à des différences entre le niveau d'intervention, fréquemment le niveau communautaire, et les différents niveaux institutionnels à mobiliser pour traiter le problème à la source. L'instauration d'un « dialogue multi-niveau » est complexe à mettre en place. De plus, les démarches participatives peuvent amener à remettre plus ou moins fortement en cause l'organisation institutionnelle en place, ce qui pose question lorsque cette dernière a été démocratiquement établie.

- Les limites horizontales,

Elles proviennent de la structure des communautés au niveau desquelles se font généralement les interventions. Or ces dernières sont composées d'acteurs aux moyens, contraintes et objectifs différents. Elles sont donc le siège de jeux d'acteurs, de ce fait les discours tenus lors des ateliers publics ne sont pas forcément sincères mais peuvent être le reflet des enjeux qui se jouent en coulisse. Les règles en vigueur dans les institutions coutumières ne sont pas forcément plus équitables ou plus démocratiques que celles des institutions publiques. Les représentants de la communauté mobilisés dans le cadre d'un dispositif multi-niveau sont souvent issus des élites locales, ce qui peut conduire à une instrumentalisation de la démarche et aboutir au renforcement de leur pouvoir.

- Les limites liées à la facilitation des démarches

Un processus participatif est animé par un acteur, le facilitateur. Ce dernier se retrouve de fait comme partie prenante du processus. Ses choix dans la conduite du processus (par exemple la manière dont seront gérées les inégalités de pouvoir entre acteurs), va instaurer des biais de manière consciente ou inconsciente dans la démarche et donc dans le résultat.

1.2 Planification et participation

Après avoir défini la participation, nous allons voir comment ce concept est mobilisé dans la planification de l'assainissement, successivement dans les DOM, au Sénégal et dans la littérature produite par le secteur de l'aide au développement.

1.2.1 La planification de l'assainissement dans les DOM

La production des documents de planification du secteur de l'assainissement a été présentée dans la partie 1, 1.3, elle est synthétisée dans le Tableau 28.

Tableau 28 : Synthèse du processus de planification de l'assainissement en France.

	Opération	Statut réglementaire	Production
Chronologie ↓	Zonage assainissement	Obligatoire (L.2224-10 CGCT)	<u>Après enquête publique</u> - Zone AC - Zone ANC - Zone gestion pluvial
	Schéma directeur d'assainissement	Facultatif	- Diagnostic de l'existant - Orientation - Priorisation - Etude des coûts
	Schéma directeur d'assainissement collectif	Facultatif	Description des ouvrages
	Etudes techniques avant réalisation	Obligatoire (Code des Marchés publics)	- Avant-Projet Sommaire (APS) : entre autre discussion des variantes techniques, - APD, PRO, EXE : Etudes techniques

Les choix techniques sont réalisés au niveau du zonage en ce qui concerne le type de système d'assainissement à mettre en place (individuel ou collectif). Ils s'appuient sur une analyse de la densité de population, de la topographie, de la nature des sols et du système hydrographique pour définir l'opportunité de réaliser un réseau de collecte des eaux usées. A l'issue de l'étude, le territoire se trouve découpé en 2 catégories de zones : AC et ANC. En fonction des niveaux de contraintes retenus pour chacun des critères (par exemple la valeur seuil de densité de population en dessous de laquelle il est considéré qu'un réseau se justifie), le degré de centralisation du futur système d'assainissement ne sera pas le même. Alors que dans les DOM la tendance est à raccorder un maximum de monde quitte à mettre en place des réseaux de transfert importants, au niveau international, le degré de centralisation actuel des services est questionné (Eggimann et al., 2015).

Pour les ouvrages de traitement, la démarche aboutissant au choix technique est un peu différente. Avant de réaliser une analyse multicritères comme pour le zonage, 2 prérequis cadrent le choix. En premier lieu la capacité projetée de l'ouvrage. Les procédés ne sont pas les mêmes pour une STEU de 150 EH que pour une 300 000 EH. Dans un second temps, les objectifs de traitement sont à prendre en compte, ils conditionnent aussi largement le choix des procédés. En France, ils sont définis par la police de l'eau en

lien avec la sensibilité du milieu récepteur. Par la suite une analyse multicritère permet d'identifier le procédé qui répondra le mieux aux différentes contraintes identifiées sur le territoire (emprise au sol, coûts (investissement et opérationnels), simplicité, variation de charge ...). Au fur et à mesure de l'avancée des études successives, des contraintes peuvent apparaître en particulier lors de l'identification du site où sera construit l'ouvrage. Ce dernier conditionne le point de rejet, donc les objectifs de traitement, ainsi que la surface disponible donc le besoin en compacité.

Ce chemin décisionnel classique est respecté dans les études consultées dans les DOM. Même si encore une fois, les technologies prises en comptes dans les comparatifs sont souvent en lien avec des habitudes sans considération des évolutions technologiques ni de capitalisation de connaissance sur le fonctionnement des technologies mises en œuvre sur un territoire.

Pour toutes ces raisons, il est conseillé au maître d'ouvrage de s'entourer d'un comité de pilotage. Ce dernier comprend classiquement les services en charge de définir les niveaux de rejets (police de l'eau), les financeurs, les services d'appuis techniques départementaux (SATESE), les services techniques municipaux. Dans les faits, comme il n'existe pas de SATESE dans les DOM, leur mission est dévolue aux Offices de l'Eau (lorsqu'elles existent) dont les compétences techniques sont bien souvent limitées. Les échanges sur le terrain avec les exploitants de STEU montrent que ces derniers sont, au mieux, pas systématiquement conviés. Les choix techniques des systèmes d'assainissement dans les DOM reposent donc en large majorité sur les compétences et le point de vue du secteur privé (bureaux d'études) qui réalise les missions d'appui à la maîtrise d'ouvrage et de maîtrise d'œuvre. Dans le cadre du plan eau DOM, ce dispositif pourrait être renforcé puisqu'il est préconisé d'instaurer une cellule technique dans chacun des territoires. Rendre concertables les choix techniques au niveau de cette cellule technique semble particulièrement intéressant puisque le cadre est déjà en partie établi.

En ce qui concerne la participation, le zonage d'assainissement est la seule étude au cours de laquelle le point de vue des usagers est obligatoirement recherché. Cette participation se fait à travers une procédure d'enquête publique. Durant une période d'un mois généralement, les usagers intéressés ont la possibilité de venir consulter les résultats de l'étude préliminaire à la mairie (où à les récupérer en format numérique sur place). Leurs observations sont consignées dans un registre. Ils peuvent également prendre rendez-vous avec le commissaire enquêteur pour lui présenter leur point de vue. Après analyse des observations, l'enquêteur rend un rapport dans lequel il émet un avis sur le projet, qui ne s'aligne pas forcément sur celui de la majorité des observations. L'autorité n'est pas tenue de suivre l'avis de l'enquêteur. Mais ce dernier peut être utilisé comme recours auprès du tribunal administratif.

Par rapport à l'échelle de participation telle qu'elle a été présentée (

Figure 29), la procédure s'apparente à une consultation, et donc à un degré plutôt faible de prise en compte du point de vue des usagers.

Dans les étapes qui suivent, il n'y a pas de sollicitation de l'avis des usagers. Ces derniers sont pris en compte au titre de données socio-économiques qui permettent de caractériser le dimensionnement des ouvrages.

1.2.2 La planification de l'assainissement au Sénégal

L'analyse de la dimension technique de la planification de l'assainissement au Sénégal repose, pour l'assainissement urbain, sur ce que donne à lire l'ONAS sur son site (schémas directeurs d'assainissement de Dagana (TPF-SETICO, 2017), Kolda (EDE, 2017), Linguères (SGI, 2017) et Podor (TPF-SETICO, 2017)). Elle présente donc la manière dont l'ONAS, l'organisme délégataire de l'état pour l'assainissement urbain, conçoit cette démarche, mais n'est pas forcément représentative de l'ensemble des pratiques du territoire.

Toutes ces études ont été commanditées par l'ONAS, qui est donc maître d'œuvre et exploitant des ouvrages et sont réalisées par des bureaux d'études locaux. Aucune indication ne permet de savoir si les autorités locales ont été impliquées. Des enquêtes ont parfois été réalisées auprès des populations pour caractériser l'existant, leur satisfaction et les montants qu'ils seraient prêts à investir dans un ouvrage. Les enquêtes de ce type dont l'objectif est exclusivement de récupérer des informations ne rentrent pas dans le cadre de la participation tel qu'il a été défini plus haut.

Les SDA sont le point de départ de la planification et intègrent un zonage d'assainissement. Ils couvrent à la fois le pluvial et les eaux usées et proposent des solutions pour l'AC et l'ANC. Une partie d'entre eux correspondent à une actualisation d'études plus anciennes (10-15 ans). Un des objectifs est d'obtenir un chiffrage sur lequel l'ONAS pourra s'appuyer pour définir ses stratégies et son plaidoyer pour un financement.

Sur le fond, le contenu des études est assez pauvre. Peu de procédés sont proposés et les critères retenus pour les choix ne s'appuient pas sur les résultats de l'étude, mais plutôt sur des lieux communs. Ce qui conduit par exemple à proposer des lagunes comme procédés de traitement pour un ouvrage traitant les effluents de plus de 150 000 habitants, et donc à préconiser d'imperméabiliser avec des géomembranes plus d'une dizaine d'hectares ... par-ce-que les lagunes sont réputées moins chères que les boues activées. Les toilettes à chasse manuelle sont considérées comme adaptées aux zones périphériques et isolées, là où par ailleurs le réseau d'eau potable n'est pas présent ...

Le poids des réseaux dans les projets varie entre 70% et 93%. Le ratio coût à l'EH en AC / coût EH en ANC varie entre 5 et 10. Pour autant il n'y a pas de remise en question du système centralisé.

Tout cela se traduit par des coûts complètement irréalistes compte-tenu du contexte. Ramené à l'EH les coûts des projets correspondent à plusieurs années de salaire moyen. Une étude (SGI,2017) propose une analyse financière de leur projet qui prend en compte la contribution actuelle des usagers telle qu'elle est pratiquée au Sénégal. Elle montre que l'ONAS devra emprunter, via l'Etat, 16 milliards de FCFA pour la réalisation du projet, et qu'à la fin de la durée de vie de la station (25 ans), le déficit total pour l'ONAS/Etat s'établira à ... 22 milliards. La contribution des usagers ne permet pas de couvrir les frais d'entretien, encore moins le remboursement des investissements.

L'assainissement pluvial est lui aussi abordé dans les SDA. Les études produisent des coûts s'échelonnant entre 50 et 500% de ceux l'assainissement des eaux usées ...

L'assainissement en zone rurale repose exclusivement sur l'ANC. L'Etat n'investit pas réellement le sous-secteur (voir Partie 1, 2.3.3), et la stratégie promue par la Direction de l'Assainissement est celle de l'approche marketing, ou l'utilisateur se trouve en position de maître d'ouvrage et ou le marché, dans sa définition libérale, à un rôle central, en particulier de proposition de solutions techniques. On ne peut donc pas réellement parler de planification puisque dans cette approche l'assainissement repose sur des comportements individuels. La sensibilisation des ruraux à l'assainissement se fait par l'approche ATPC, approche participative qui sera détaillée au point suivant. L'ATPC est portée par les acteurs de terrain ; les ONG.

1.2.3 Le point de vue de l'aide au développement sur la planification de l'assainissement

La description de la manière dont est réalisée la planification de l'assainissement dans les DOM et au Sénégal montre que les pratiques actuelles sont loin de la conception de la planification telle qu'on l'a décrite. Actuellement les choix techniques sont faits sur la base de critères dont la sélection, les valeurs seuils et la pondération retenue pour le choix final sont discutables, au sens de critiquables. Ils sont également discutables dans le sens où ils pourraient faire l'objet d'une discussion, d'une concertation entre les acteurs. Mais les conditions pour leur discussion ne sont pas réunies : d'une part ils ne sont pas

explicités et apparaissent en filigrane dans les études, d'autre part par ce que tous les acteurs intervenant dans le futur service ne sont pas présents autour de la table, et enfin, il faut bien le reconnaître, par ce que toutes les connaissances techniques ne sont pas forcément présentes. Il y a donc clairement une problématique de participation à cette étape clé de la définition du service d'assainissement. La participation ici incluant l'ensemble des acteurs (collectivités, services techniques ...) et pas uniquement les usagers. Elle se double d'un problème d'expertise technique limitée sur le terrain.

Nous allons maintenant regarder comment la planification et les choix techniques ont été théorisés par les organismes intervenants dans l'aide au développement, et en particulier comment elles permettent de rendre concertables les choix techniques, c'est-à-dire comment elles mobilisent des connaissances expertes pour alimenter et expliciter les enjeux que couvrent les choix techniques et quels cadres elles proposent pour la concertation.

Il aurait été possible de structurer cette partie en distinguant les approches par l'offre (« top down ») et par la demande (« bottom up »). Les débats sont encore vifs aujourd'hui entre partisans des unes et des autres. Il nous semble pourtant qu'il repose sur des perceptions caricaturales. En effet, une approche par l'offre correctement conduite ne laisse pas de côté la caractérisation des besoins et contraintes des usagers (Mara, 2018). A l'inverse, les approches participatives ne prônent pas forcément que le pouvoir décisionnel doit reposer uniquement dans les mains de l'utilisateur (HCES, Sanitation 21, voir plus bas). Cette confusion entre participatif et communautaire est écartée par l'utilisation par certains acteurs français du terme « concertation » (SMC, voir plus bas ; Gret, 2018). Ce débat masque les vraies questions : comment caractériser efficacement les besoins et les contraintes des usagers ? Et qui doit participer aux choix décisionnels et dans quelles conditions ce choix doit-il se faire ? Les méthodologies qui nous paraissent les plus intéressantes par rapport à ces 2 questions sont ici présentées dans une perspective chronologique qui permet de voir comment les différents concepts ont évolué au sein de la communauté de l'aide au développement.

- Le « modèle Kalbermatten »

Dès 1983, Kalbermatten et al., proposent une première méthode introduisant la participation, centrée sur les communautés. Celle-ci a été construite à partir des résultats d'un projet de recherche (« The low-cost water supply and sanitation project ») mené par la Banque Mondiale entre 1976 et 1978. Ce projet cherchait à identifier des solutions alternatives au système centralisé en réseau, à l'aide de solutions individuelles, principalement de latrines. L'objectif était de permettre que le développement touche réellement les plus pauvres, par des solutions qui soient économiquement abordables pour tous. Le choix de la participation est justifié par le besoin de « s'assurer que les technologies proposées correspondent aux préférences et aux ressources et contraintes des bénéficiaires » le tout dans un cadre sanitaire maîtrisé.

La méthode se compose de 6 étapes synthétisées dans la Figure 30, et s'appuie sur l'intervention de 3 types de spécialistes : économiste, génie des procédés et sociologue. Les membres de la communauté sont impliqués au cours de la phase 1 sous la forme d'entretien semi-directifs. L'importance de la prise en compte du point de vue des femmes est souligné. Par la suite la participation prend la forme de réunion publique avec la communauté ou ses représentants. La sélection des technologies est le fait des membres de la communauté sur la base de propositions faites par le groupe d'experts. Du point de vue de la classification de la participation, la démarche correspond donc au plus haut niveau : l'autonomisation des populations.

Cette approche de planification, extrêmement novatrice pour l'époque n'a pas rencontrée de grand succès. La posture, radicale, de proposer un assainissement urbain reposant uniquement sur des solutions

individuelles est en effet discutable techniquement et économiquement (à partir d'une certaine densité de population, le réseau devient plus rentable que les solutions individuelles). Une contrainte avait été identifiée par les auteurs et correspond aux limites verticales décrites dans la partie sur la participation (Partie 3, 1.1) : l'articulation avec le cadre institutionnel. Par ailleurs, le World Sanitation Program (WSP), dans sa rétrospective des leçons apprises de 1978 à 1998 (Black, 1998) en donne 2 raisons complémentaires : premièrement, les décideurs et ingénieurs locaux ont vu d'un mauvais œil l'arrivée de solutions à bas coûts, « *given the incentives surrounding lucrative national and international contracts for high-tech installations and equipment* » [en complément, il est concevable qu'une forme de timidité liée au fait que la Banque Mondiale soit le principal financeur du WSP l'empêche d'exprimer le fait que le même courant de pensée traverse les grands bailleurs. Après tout, la Banque Mondiale est une banque, son intérêt est de prêter de l'argent à ses clients]. Et deuxièmement, les communautés n'ont pas conscience des bénéfices sanitaires de l'assainissement : un besoin de sensibilisation à l'hygiène et à l'importance de l'assainissement est identifié.

En revanche, les résultats techniques du projet, la typologie des solutions individuelles, est celle qui est encore utilisée aujourd'hui. Ce projet a également jeté les bases de ce qui est devenu le WSP, programme conjoint PNUD–Banque Mondiale pour l'eau et l'assainissement.

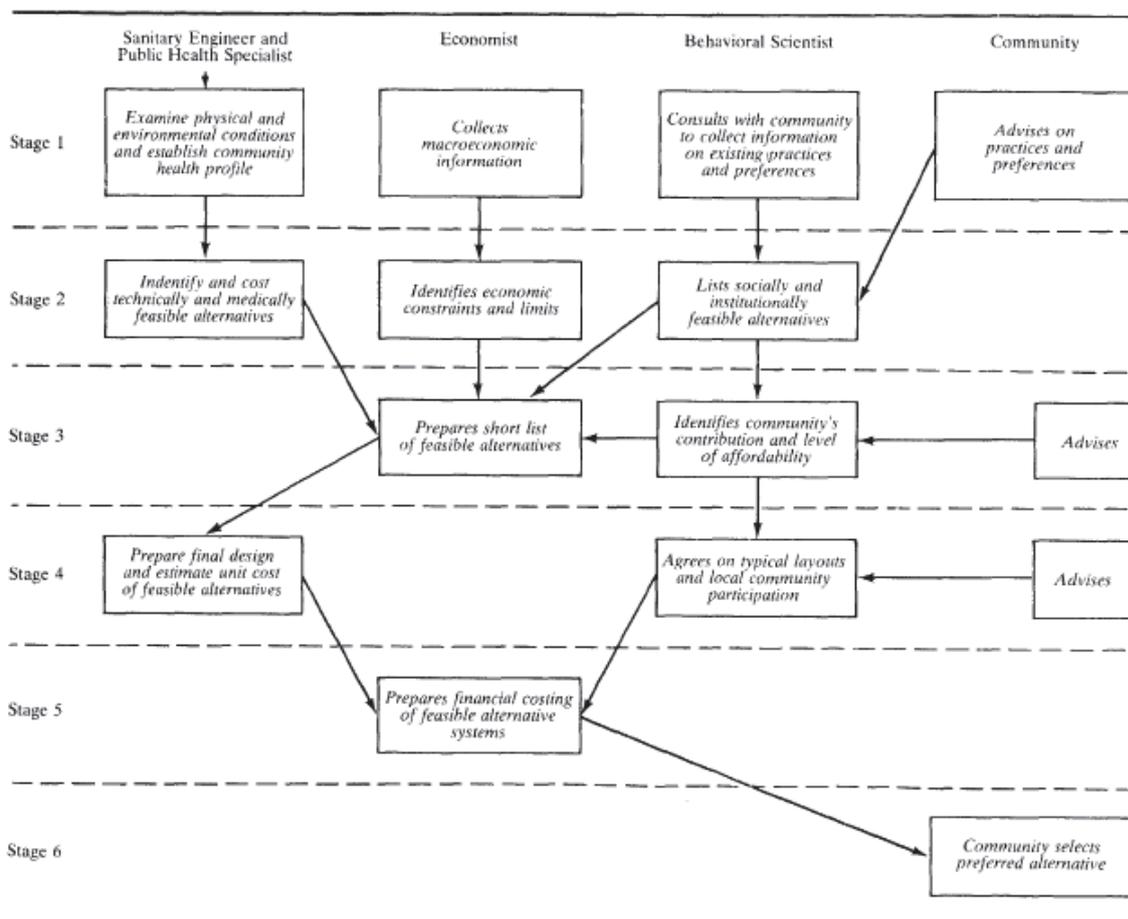


Figure 30 : Présentation des différentes étapes du « modèle Kalbermatten » pour la planification de l'assainissement.

- L'initiative PHAST (Participatory Hygiene and Sanitation Transformation)

Lancée en 1993 par l'OMS et le WSP elle répond au besoin de sensibilisation des populations à l'hygiène et l'assainissement identifié précédemment. Elle marque aussi l'apparition de la volonté de faire basculer les modes d'interventions d'approches dites « hardware », c'est-à-dire basées sur des infrastructures en dur, vers des approches « software » basées sur le renforcement des institutions et des capacités des acteurs.

PHAST est une approche communautaire au cours de laquelle la communauté va découvrir les différentes voies de la contamination féco-orale, et être amenée à construire par elle-même les modes de prévention, d'action, et à les prioriser (WHO, 1998). La démarche procède par différents ateliers (échelle de l'assainissement, pocket chart, cartographie participative...) et les informations techniques ne sont données qu'à la demande des participants.

Testée avec succès dans plusieurs pays, l'approches PHAST souffre des 2 limites importantes qui sont souvent reprochées aux approches participatives : elle est très chronophage, y compris pour les participants, et sa mise à l'échelle est très limitée (World Bank, 2007).

- L'approche Household-Centered Environmental Sanitation

Cette approche initiée en 1997 par un groupe d'experts internationaux du nord et du sud, est la première à proposer une approche « holistique » ou intégrative (Kalbermattent et al., 1999). C'est-à-dire qu'elle propose (i) de faire un pont entre les approches descendantes et remontantes en considérant que les acteurs des différents niveaux doivent être impliqués (ménage, quartier, local, régional, national). L'objectif est également de rendre perméable les choix techniques, jusqu'alors assez cloisonnés : traitement individuel lors des approches remontantes et collectif centralisé lors des approches descendantes. La phase de diagnostic se fait de manière remontante pour que les besoins et contraintes de l'ensemble des usagers soient pris en compte, jusqu'à la municipalité qui assure les liens avec les niveaux supérieurs et organise le déploiement des infrastructures sur le terrain (approche descendante).

(ii) Tout en étant centrée sur l'assainissement elle considère qu'il est nécessaire en parallèle d'agir sur les secteurs connexes de l'assainissement pluvial et de la gestion des déchets.

Enfin, (iii) elle introduit le principe d'économie circulaire des déchets et la possibilité pour les usagers de tirer profit des sous-produits du secteur dans leurs activités économiques ou domestiques.

La question du choix technique a été particulièrement creusée et est exposée dans le Compendium des systèmes et technologies d'assainissement (Tiley, 2008 ; 2nd édition actualisée : Tiley, 2014) qui est l'ouvrage de référence de la communauté de l'aide au développement sur les technologies d'assainissement. Les chaîne de l'assainissement y est décomposée en 5 étapes ou « groupes fonctionnels » : interface utilisateur > collecte et stockage / traitement in situ > transport > traitement (semi-)centralisé > Utilisation et/ou mise en décharge. Le compendium propose ensuite plusieurs options pour chacun des groupes fonctionnels. Chaque option est caractérisée par les matières qu'elle accepte et qu'elle produit, sa gamme d'utilisation et une description (1-2 p) présentant les coûts d'investissement et d'entretien (de 1 à 5), ainsi que les contraintes et atouts de chacune d'elle.

- Community-Led Total Sanitation CLTS – Assainissement Total Piloté par les Communautés (ATPC), puis CLUES - Community-led Urban Environmental Sanitation Planning

L'approche ATPC a été développée par Kamal Kar au Bangladesh entre 99 et 2000, elle s'attache à "initier des changements dans les comportements plutôt que de construire des latrines" (Kar & Chambers, 2008). Son but est l'atteinte par les communautés rurales de l'état de « fin de défécation à l'air libre ». Durant la phase de « déclenchement », la cartographie des zones de défécation (cartographie participative) et la

démonstration des voies de contamination féco-orale (à l'aide de nourriture ou d'eau, et d'excrétas et avec le concours des mouches) sont utilisées pour déclencher la honte et le dégoût chez les participants. La pression communautaire est placée au centre du processus puisque chacun de ses membres s'engage, devant tous, à entreprendre des actions immédiates, principalement bricoler des latrines. Grâce à ses résultats impressionnants (l'état FDAL est atteint en quelques semaines), et à la facilité avec laquelle une mise à l'échelle ou réplique est possible (la formation des facilitateurs locaux est légère et peut se limiter à la participation à un précédent déclenchement), l'approche ATPC a été adoptée par un grand nombre d'ONG et introduite dans de nombreux programmes nationaux. Cependant après une dizaine d'années d'utilisation massive à travers le monde, l'ATPC montre d'importantes limites (Venkataramanan et al., 2018). Sa durabilité est largement remise en cause, de nombreux retours en arrière sont constatés (Tyndale-Biscoe et al., 2013; Crocker et al., 2016). Ils ont eu dans certains cas des conséquences désastreuses sur la structure de la communauté, les individus ayant de nouveau recours à la DAL étant mis au ban de la communauté, ou faisant l'objet d'atteintes physiques, voir à leur dignité (justification du viol, lapidation ...) (Bartram et al., 2012).

On le voit, l'ATPC est un outil très puissant pour changer les mentalités des membres de la communauté et créer une demande pour l'assainissement. Plusieurs méthodologies viennent compléter cette approche pour la rendre plus durable et mettre en place une planification, y compris en milieu urbain : Community-led Urban Environmental Sanitation Planning (CLUES) (Lüethi et al., 2011)

Schématiquement CLUES démarre par un processus ATPC avant de reprendre la structure et les étapes de l'approche HCES dont elle dérive. Elle est complétée par une analyse des parties prenantes (« Stakeholder analysis ») durant les premières étapes. En caractérisant les différentes parties prenantes elle permet d'identifier, pour chacune des phases, quels sont les acteurs clés à associer. Les étapes clés, comme la définition des problèmes, leur priorisation et la sélection d'options techniques (dont le nombre est réduit (1-2) à l'issue de l'analyse faite par le groupe d'expert) se font lors d'ateliers participatifs et sont discutés sur la base de présentations power point. Les critères proposés pour caractériser les options techniques sont les suivants : besoins en maintenances, l'expertise nécessaire pour la construction et l'entretien, estimations des coûts d'investissement et d'entretien, identification des bénéficiaires associés y compris sous-produits valorisables. Les principales limites de l'approche communautaire en milieu urbain ont été détaillées par Lüethi lui-même (2011) : plusieurs communautés se côtoient (origines, religions, milieux sociaux ...) ce qui vient renforcer les limites horizontales de la participation.

- La Stratégie Municipale Concertée SMC (Le Jallé et al., 2012)

Elle est le fruit du programme (SMC) mené par le Programme Solidarité Eau (pS-Eau) et le Partenariat pour le Développement Municipal (PDM) dans 12 villes secondaires d'Afrique subsaharienne.

SMC replace la planification de l'assainissement dans le contexte institutionnel local. Le processus est ainsi initié et porté par la municipalité. Ce qui permet par la suite de s'affranchir des limites verticales inhérentes à la participation et soulignées par l'ensemble des méthodologies précédentes comme étant un enjeu fort pour la portée et la durabilité du projet. La municipalité identifie un facilitateur qui animera le processus. Dans les faits, c'est souvent une ONG qui pourra mobiliser les compétences nécessaires (modèle Kalbermatten).

La première phase est un diagnostic mené par le facilitateur. Il a 3 composantes : les documents existants, un diagnostic technique et un diagnostic acteurs (Stakeholders analysis). L'ensemble des acteurs identifiés (ou un échantillon pour les catégories ou ils sont nombreux) doivent être rencontrés pour compléter le diagnostic à travers des entretiens semi-directifs, focus group, ateliers thématiques ... L'ensemble des personnes consultées est ensuite invité à une restitution du diagnostic. Cette première réunion collective a pour but de valider le diagnostic. Ce qui va permettre d'établir la confiance entre les acteurs.

Par la suite (identification des problèmes, priorisation, choix des solutions ...), les décisions seront prises collectivement lors d'ateliers collectifs rassemblant le collège des acteurs défini lors du diagnostic initial.

- Sanitation 21 (Parkinson, 2014)

Ecris sous l'égide de l'IWA (International Water Association), l'Eawag, SuSanA (Sustainable Sanitation Alliance) et la coopération Allemande, Sanitation 21 définit de manière concise un cadre pour la planification de l'assainissement urbain. Il présente une synthèse des multiples méthodologies développées jusqu'alors.

Il présente les défauts de ses avantages : il est très conceptuel et définit les étapes et leurs objectifs, sans proposer ou comparer les mérites de méthodes utilisables pour atteindre ces objectifs.

Notre double problématique initiale, à savoir comment caractériser la demande des usagers et comment discuter les choix technique, se retrouve dans les 3 premières phases de la démarche Sanitation 21 :

Etape 1 : construire un partenariat et un comité pour la planification

- établir un comité pour l'assainissement en incluant une analyse des parties prenantes,
- identifier un porteur du projet (généralement les autorités locales),
- définir les règles de fonctionnement (information, facilitation, prise de décision),
- établir une vision collective et caractériser les objectifs à atteindre.

Etape 2 : comprendre l'existant et définir les priorités

- réaliser un état des lieux de l'existant,
- identifier les contraintes au développement du service (physiques, financières, réglementaires)
- faire une étude de marché de l'assainissement (besoins et offres)
- identifier les zones prioritaires d'intervention.

Etape 3 : développer des systèmes pour l'amélioration de l'assainissement

- zonage de l'assainissement
- définir la ou les systèmes d'assainissement
- préciser les coûts d'opération et de maintenance
- évaluer les coûts des différentes options

1.2.4 Conclusion

La partie suivante présente la démarche de modélisation d'accompagnement avant d'esquisser des hypothèses sur les contributions qu'elle pourrait apporter à la planification de l'assainissement telle qu'elle vient d'être définie.

Auparavant, il nous paraît tout de même incontournable de proposer quelques pistes de réflexions pour tenter de comprendre le décalage manifeste entre théories et pratiques de la planification.

En effet, la comparaison de la manière dont est pratiquée la planification de l'assainissement dans les DOM ou au Sénégal, avec ce qui est préconisé par l'aide au développement depuis plus de 35 ans est édifiante. Elle n'est pas spécifique au milieu francophone : une revue de la manière dont ont été conduits 60 projets sur la thématique eau, assainissement et hygiène dans le Pacifique a été menée par 12 chercheurs en sciences participation (Hall et al., 2016). Ils montrent que la participation des usagers se limitait à une consultation lors de l'identification des problèmes (pas systématiquement) et lors de la phase de construction pour fournir de la main d'œuvre et participer aux formations sur la maintenance des ouvrages.

Plusieurs hypothèses sont envisageables pour expliquer ce paradoxe :

- La complexité croissante des approches, la nécessité d'impliquer plusieurs champs disciplinaires, de mobiliser plusieurs catégories d'acteurs, d'établir un cadre de concertation... Il paraît en effet

beaucoup plus simple de demander à un bureau d'étude de produire un schéma directeur en quelques mois.

- En lien avec le point précédent, on peut citer également le manque de compétences locales, comme le montre l'exemple de la ville de Saint-Louis au Sénégal. Sous l'impulsion du GRET et de la coopération décentralisée avec la ville de Toulouse et l'agence de l'eau Adour-Garonne, un cadre de concertation pour l'assainissement de la ville de Saint-Louis a été mis en place en 2013 (GRET, 2018).
- L'approche radicale de certaines méthodologies, pour lesquelles le pouvoir décisionnel doit revenir aux populations seules (plus haut niveau de participation). Les autres acteurs (institutions) peuvent se sentir déposséder et ne voient pas l'intérêt de telles approches.
- Le rôle ambigu des bailleurs. En effet, toutes les approches qui ont été présentées sont le produit de programmes financés, au moins en partie, par les grands bailleurs multi-latéraux. Ils font la promotion des grands programmes internationaux (OMD, ODD ...) dans lesquels la participation, la nécessité d'inclure les plus pauvres, etc... sont érigés au rang de grands principes fondamentaux et incontournables. Mais par ailleurs ce sont ces mêmes bailleurs qui financent des projets ou ces principes ne sont peu ou pas mis en place et dont le manque de résultats est dénoncé depuis plusieurs décennies. Les plus médisants penseront que le pouvoir de l'argent est à la manœuvre... Pour atténuer cette sombre perspective, il faut souligner que les bailleurs font probablement face à des contraintes de gestion interne (gestion de leur portefeuille de projets : quelques gros projets sont plus simple à suivre que de nombreux petits projets), des questionnements sur les limites de l'ingérence (jusqu'où peut-on influencer des choix produits par un système politique démocratique ?), mais également à une autre limite des approches participatives : elles sont complexes à évaluer :
- Le passage d'une logique d'intervention « hard » à une logique « soft » demande de faire évoluer les indicateurs de suivis des projets : en effet le nombre de km de canalisation ou de latrines construit ne rend pas compte du travail de structuration du service réalisé avec les acteurs.

L'objectif de nos travaux n'est pas de répondre à ces questions, même si ce décalage entre théorie et pratique est préoccupant et doit faire l'objet d'investigations plus poussées pour identifier les blocages et tenter de les déverrouiller.

2. Modélisation d'accompagnement et assainissement

Après avoir défini la participation, ses objectifs et ses limites, nous avons constaté qu'elle est finalement assez peu mobilisée sur le terrain dans les DOM et au Sénégal lors de la planification de l'assainissement. La présentation de l'évolution de la manière dont l'aide au développement pense la planification nous a permis d'identifier un certain nombre de pistes par rapport à notre problématique. Cette analyse nous a permis également d'identifier une dimension du problème qui nous avait échappée : l'importance de la sensibilisation des utilisateurs aux enjeux de l'assainissement.

Nous avons choisi d'utiliser la modélisation d'accompagnement pour à la fois rendre concertables les choix techniques constitutifs de la chaîne de l'assainissement et créer les conditions de cette discussion. Mais qu'est-ce que c'est que la modélisation d'accompagnement ? Qu'est-elle susceptible d'apporter qui ne soit pas déjà présent dans les méthodologies présentées précédemment ? Et enfin, comment la mettre en œuvre pour répondre à notre objectif ?

2.1 Le processus de modélisation d'accompagnement

La démarche de modélisation d'accompagnement, appelée aussi démarche « ComMod » contraction du terme anglais « companion modeling » est un processus qui vise à produire des connaissances sur un système complexe et à améliorer les prises de décision collective dans ce système. Elle accompagne les acteurs à travers la co-construction d'une représentation partagée de leur situation, puis utilise le modèle ainsi produit comme interface entre les différents acteurs, les différents savoirs, pour explorer collectivement des hypothèses ou scénarios et ainsi produire de nouveaux modes d'intervention porteurs de la vision collective ainsi construite.

Il n'existe pas de définition unique de la démarche ComMod, cette dernière étant continuellement adaptée, révisée, précisée par ceux qui l'utilisent (Barnaud, 2008). Les fondements théoriques qui la sous-tendent ne sont donc pas non plus arrêtés, elle est en effet d'abord le fruit de questions de terrain (Barreteau et Bousquet, 2001 ; D'Aquino et al., 2001), et elle est utilisée par des chercheurs venant d'horizons disciplinaires variés donc ayant chacun leur référents théoriques. L'identité de cette communauté de pratique se fait à travers l'adhésion à une charte (ComMod, 2005) qui formalise à la fois les principes fondamentaux de la démarche, ainsi qu'un cadre « déontologique » pour son utilisation. Un travail réflexif de la communauté a été mené à la fin des années 2000 sur 27 cas d'utilisation de la démarche, dont les produits sont un guide méthodologique (Daré et al., 2009) et un ouvrage de synthèse sur la démarche (Etienne et al., 2010).

Nous allons maintenant revenir plus en détail sur la démarche, en éclairant certains aspects à travers leurs fondements théoriques, et en décrivant succinctement une méthodologie de mise en œuvre couramment employée. Enfin, nous présenterons les outils que nous avons mobilisés qui proviennent de la démarche ComMod.

2.1.1 Analyse de la démarche

Lors de la phase de modélisation, les différents acteurs sont amenés à exposer leur représentation individuelle de la situation. Selon l'épistémologie constructiviste, chaque individu construit sa propre représentation de la réalité en fonction de son vécu (Piaget, 2003). Les différents acteurs auront donc différentes manières de définir la problématique (ou certaines de ses composantes) en mobilisant différentes connaissances. La démarche ComMod part du principe que toutes les représentations individuelles et les différents savoirs sont légitimes et qu'ils ont la même valeur. Elle propose d'utiliser un objet intermédiaire (Vinck, 1999), le modèle, dans lequel va être transcrit toutes les représentations individuelles, pour en faire un objet commun. A travers ce processus, chaque acteur pourra ainsi découvrir la représentation de l'autre. De cette manière, chacun est amené à redéfinir sa place au sein du système et à prendre en compte le point de vue des autres dans sa représentation. Le modèle ainsi construit est une représentation partagée de la situation par les acteurs.

Une méthode développée par le collectif ComMod pour la phase de modélisation est la méthode ARDI (Etienne, 2009) qui comprend 4 étapes auxquelles vient s'ajouter généralement une étape initiale de problématisation. Cette méthode n'est pas forcément systématiquement utilisée, mais est intéressante à exposer car elle permet d'illustrer la manière dont se construit une représentation partagée de la situation entre les acteurs.

Durant la première étape de problématisation, il s'agit de se mettre d'accord sur la problématique à résoudre, d'en décrire les contours et d'en expliciter tous les termes et concepts, de manière à disposer d'un vocabulaire commun et d'une même vision de l'objectif.

- **A** pour acteurs. Dans cette phase l'ensemble des acteurs, qui semble devoir ou pouvoir jouer un rôle par apport à la problématique définie, sont listés. Les acteurs sont majoritairement humains, mais en fonction des problématiques des acteurs non humains (par exemple des espèces animales dans la gestion d'espaces naturels) ont aussi un rôle à jouer. Chaque proposition est explicitée et débattue.
- **R** pour ressources. Toutes les ressources mobilisées à un moment ou à un autre par un des acteurs, dans le cadre de la question posée, doivent être listées.
- **D** pour dynamiques. Les dynamiques, ou processus qui provoquent des changements sur les ressources en lien avec la problématique, doivent être identifiées et caractérisées.
- **I** pour interactions. Il s'agit de faire les liens entre les acteurs et les ressources, ou d'autres acteurs, pour exposer leurs actions, leurs stratégies et comment ces derniers affectent les ressources et leurs dynamiques.

Plusieurs diagrammes sont ainsi produits au cours de chacune des phases. Il s'agit ensuite de les rassembler et de les synthétiser en un premier modèle, le modèle conceptuel. Le déroulé de cette méthode fait l'objet d'un premier atelier et dure de quelques heures à 2 journées.

La modélisation d'accompagnement est une démarche itérative, de va et vient entre le travail conceptuel et la validation sur le terrain, qui sont représentées par des cycles. Lors de la phase de modélisation, les connaissances exposées lors d'un premier atelier (par exemple en utilisant la méthode ARDI) sont formalisées dans un premier modèle. Ce premier modèle sera soumis à une validation sur le terrain, validation qui permettra de faire ressortir de nouvelles connaissances. Ces dernières entraîneront une modification du modèle, qui fera l'objet d'une nouvelle étape de validation sur le terrain ... et ainsi de suite. On obtient ainsi une famille de modèles au cours du cycle qui permet de retracer l'évolution des connaissances.

L'utilisation des modèles, dans la démarche ComMod, est basée sur plusieurs concepts qu'il est intéressant d'explicitier pour bien la comprendre. Tout d'abord la notion de système complexe, qui repose sur l'idée que le tout est plus que la somme de ses parties. Partant de là, il n'est pas possible de prévoir l'évolution du système. Ce qui fait dire à Bousquet et al. (1996) « l'un des usages classique de la modélisation réside dans la prédiction : telle n'est pas l'option que nous choisissons. Le très long terme n'est pas prévisible dans le champ économique et social ; il est par contre partiellement décidable ». De ce fait, l'approche qui est retenue par la démarche ComMod est une posture « post-normale » telle que définie par Funtowicz et Ravetz (1993), « la qualité des décisions dépend de la qualité du processus de décision lui-même, entre autre de l'existence d'un dialogue préalable entre les acteurs concernés, non seulement pour vérifier que ces décisions sont acceptables mais aussi pour les co-construire » (Bousquet et al., 2010). L'objectif de l'utilisation des modèles dans la démarche ComMod n'est pas de produire un résultat définitif, mais d'enrichir le processus de décision en explorant différents scénarios (qui représentent alors des hypothèses sur le long terme).

La démarche ComMod produit et s'appuie sur différents types de modèles. Des modèles informatiques, souvent utilisés dans le cadre de gestion de ressources naturelles, qui impliquent des acteurs non humains dont le comportement est alors simulé. L'autre type de modèle qui permet une interaction avec les acteurs de terrain est le jeu de rôle. Ce qui n'empêche pas l'utilisation conjointe des 2 types de modèles, comme par exemple pour simuler les dynamiques de ressources complexes définies en partie par le choix des acteurs (rendements agricoles, stock de ressources ...).

La démarche de modélisation d'accompagnement vise le renforcement des capacités d'action collective des acteurs, entre autre à partir de renforcement de leurs connaissances dans des processus d'apprentissage collectifs. D'une part lors de la phase de modélisation, en exposant leurs représentations les acteurs vont ainsi acquérir de nouvelles connaissances sur leur problème, et d'autre part sur la

perception qu'en ont les autres et ainsi ajuster leur positionnement. Durant l'utilisation du modèle, la simulation des différents scénarios va leur permettre de faire l'expérience de solutions nouvelles. Selon la théorie de l'apprentissage expérientiel de Kolb (1984), les conclusions que tire un individu de ses expériences ont beaucoup plus d'impact en termes de changements cognitifs que les idées formulées par les autres. L'expérience serait selon lui le plus puissant des mécanismes d'apprentissage.

Le terme d'accompagnement renvoie directement à la place du facilitateur dans la démarche. Comme on l'a vu la méthode place tous les points de vue à égalité, le facilitateur n'est donc pas un expert extérieur au système, mais un acteur, porteur d'une représentation qui lui est propre et qui a la même valeur que celle des autres.

Cependant, il est également le garant de la méthodologie et l'animateur de sa mise en œuvre. Cette double casquette implique de sa part une vraie réflexion éthique, car elle induit des risques de manipulation (consciente ou inconsciente). On retrouve ici une des limites inhérente à la participation (voir partie 3, 1.1). C'est pourquoi les membres du réseau ComMod ont rapidement cadré leurs interventions à travers un code déontologique, une charte de bonnes pratiques (ComMod, 2005). Elle implique la nécessité d'explicitier toutes les hypothèses de travail de manière à les rendre transparentes et réfutables par les acteurs de terrain. L'autre point fondamental est de prendre en considération les impacts de la démarche sur l'ensemble des acteurs impliqués, ce qui peut impliquer un arrêt du processus.

2.1.2 CoOPLAaGE et WAG

Une équipe de chercheurs de l'UMR Gestion de l'Eau, Acteurs et Usages (G-EAU) à Montpellier, ayant contribué à la formalisation de la démarche ComMod, ont entrepris depuis 2004 des travaux pour ouvrir la méthode de modélisation d'accompagnement au-delà du monde de la recherche. Le principe était à la fois de capitaliser et de formaliser leurs expériences sur la construction de jeux de rôles comme outils d'accompagnement des décisions collectives, mais aussi de proposer des méthodologies clés en mains pour simplifier la conceptualisation des modèles et ainsi rendre plus autonomes les acteurs de terrains (Abrami et al., 2012). Une des principales différences est la place du facilitateur, beaucoup plus effacée que dans un processus ComMod où il conduit les ateliers.

CoOPLAaGE (Coupler des Outils Ouverts et Participatifs pour Laisser les Acteurs s'Adapter pour la Gestion de l'Eau) est une suite d'outils et de protocoles participatifs permettant d'accompagner et d'autonomiser des groupes d'acteurs dans la construction de stratégies de changements social et environnemental (Ferrand et al., 2017).

PrePar (Pré-participation) permet ainsi d'organiser le processus participatif dans son ensemble. Les participants décident ensemble des différentes phases, des rôles de chacun et des modalités de collaboration.

Just-a-grid, amène les participants à formuler individuellement puis collectivement les principes de justice distributive qu'ils souhaitent appliquer lors du partage de leurs ressources.

Wat-A-Game (WAG) est l'outil de modélisation participative. Il reprend schématiquement les mêmes phases que la méthode ARDI et produit également un modèle conceptuel.

CooPlan (planification participative) est une méthodologie qui utilise plusieurs matrices pour élaborer collectivement une stratégie qui formalise les consensus obtenus lors de la modélisation et de l'exploitation du modèle. CooPlan permet notamment d'aborder la question des multi-niveaux.

Enfin, ENCORE-ME propose un cadre à adapter pour mettre en place le suivi et l'évaluation de la démarche et de ses résultats.

WAG et CoOPLAage ont déjà été mobilisés sur une cinquantaine de projets, dans 18 pays différents et sur des thématiques variées autour de la gestion de l'eau. Le cas de Mpan' Game en Ouganda a permis de faire émerger des politiques de gestions concertées du fleuve entre des communautés qui étaient éloignées parfois de plusieurs milliers de km.

Notre démarche de modélisation d'accompagnement pour la planification de l'assainissement a utilisé différents outils de CoOPLAage, en particulier WAG et CoPlan.

2.2 Quelle contribution de la modélisation d'accompagnement à la planification de l'assainissement ?

Après avoir présenté la démarche de modélisation d'accompagnement et quelques-uns des fondements scientifiques qui la sous-tendent, nous allons maintenant voir quelles pourraient être ses contributions dans le cadre de la planification de l'assainissement.

Phase 1 : Constitution d'un cadre de concertation.

Les synergies entre les objectifs de cette phase tels qu'ils sont décrits par l'aide au développement et la phase de modélisation d'une démarche ComMod sont très fortes. La définition d'une problématique est un objectif commun aux 2 démarches.

La modélisation, par l'explicitation des représentations de chacun des acteurs, permettrait la création de confiance au sein du cadre de concertation par un renforcement de la compréhension mutuelle des acteurs. Une partie des résultats de ce processus est constitutif de la phase suivante de diagnostic. Un parallèle peut être fait avec l'intérêt de la restitution des résultats du diagnostic aux acteurs tel que défini par Le Jallé et al., (2012).

Plusieurs outils présents dans la boîte à outils COOPLAAGE pourraient être mis à profit pour renforcer le cadre de concertation, en amenant les discussions sur le terrain de la justice sociale, en permettant de décider collectivement de la manière dont vont être prises les décisions et en organisant un plan d'intervention.

Phase 2 : Diagnostic.

On l'a vu la démarche de modélisation d'accompagnement procède par itération. Il serait ainsi possible de tester le modèle produit lors de la phase précédente par les membres de la cellule de concertation (au sein de laquelle il est par ailleurs indispensable que tous les acteurs soient représentés, y compris les usagers) auprès d'acteurs peu ou mal représentés comme par exemple les usagers de différentes zones d'intervention, de différentes classes sociales, âge, genre ... de manière à ce que les représentations de tous les usagers soient représentées et viennent enrichir les connaissances collectives et le modèle. Chaque représentant d'acteur pourrait ainsi présenter et tester le modèle auprès des personnes qu'il représente, et ainsi affiner le positionnement du groupe.

Une des conséquences de l'utilisation de la présentation du modèle serait la sensibilisation des usagers (et autres acteurs) aux enjeux de l'assainissement.

Phase 3 : Caractérisation de la demande et définition de systèmes d'assainissement adaptés.

Lors de cette phase, c'est bien évidemment toute la potentialité de l'utilisation d'un modèle qui s'exprimerait. Il serait ainsi possible de tester tout un panel de solutions techniques, une fois ces dernières calibrées (coûts investissement, entretien, produits etc ...). Les usagers exploreraient diverses solutions et pourraient faire l'expérience de leurs conséquences. De cette manière il leur serait possible d'ajuster leur demande à leurs besoins et moyens réels.

Le modèle et les scénarios définis par les usagers pourraient servir de base pour un plaidoyer et ainsi mettre en œuvre une discussion multi-niveaux avec les différents acteurs (local-quartier-municipal). L'inverse et également possible : dans une approche plus « top-down », de venir tester des scénarios de systèmes auprès des usagers, de voir et analyser leurs réactions, les conséquences à l'échelle locale.

On le voit, l'utilisation de la modélisation d'accompagnement dans le cadre de la planification de l'assainissement ouvre de larges perspectives. Elle paraît répondre à notre problématique initiale, de permettre une concertation autour des choix techniques, ainsi que de créer les conditions de cette discussion.

Que ce soit WAG ou ComMod, il n'existe pas à notre connaissance d'exemples d'utilisation de la modélisation d'accompagnement dans le cadre de l'assainissement. La question centrale que soulève cette utilisation est celle des connaissances techniques liées au secteur de l'assainissement. En effet, dans leurs utilisations « classiques » les démarches de modélisation d'accompagnement sont mobilisées sur des enjeux de gestion de ressources au sens large (eau, sol, forêt, biodiversité ...). Il s'agit alors de créer un espace d'échange entre les parties prenantes, chacune étant experte dans leur domaine. Dans le cadre de l'assainissement, il y a très peu d'acteurs qui disposent d'une expertise sur la question, *a fortiori* en zone tropicale comme on l'a vu. Cette question de l'expertise de l'assainissement sera au cœur de la construction de notre modèle.

3 Rendre discutables les choix techniques dans le cadre de la planification de l'assainissement

Il ne nous a pas été possible de tester l'ensemble des perspectives que pourrait offrir la démarche de modélisation d'accompagnement dans le cadre de la planification de l'assainissement. Pour cette première étape, nous nous sommes focalisés sur la création d'un modèle générique, qui pourrait être par la suite remobilisé comme base de modélisation dans d'autres contextes. En effet, comme suggéré précédemment, il est indispensable d'inclure dans le modèle un certain nombre de données expertes, qui font bien souvent défaut sur le terrain mais qui sont nécessaires pour produire des systèmes techniquement pertinents et adaptés. Cela peut paraître contestable du point de vue de la démarche de modélisation d'accompagnement, mais cela nous paraît justifié compte tenu de la thématique et de son appropriation sur le terrain, et nous proposons donc plutôt que de partir d'une page blanche, de prendre comme point de départ ce « modèle générique » que nous avons appelés WasteWAG.

Cette partie traite donc de la création de WasteWAG et de sa première utilisation qui se sont fait en partie de manière concomitante au cours du projet Planissim. Le travail sur WasteWAG a en effet démarré en 2016 par une collaboration entre l'UMR G-Eau et l'UR Reersaal. La version finale a été co-construite avec des Organisations de la Société Civile Sénégalaise et les participants du projet Planissim (2017-2018). Elle a été testée sur le terrain auprès des populations au cours des derniers mois du projet.

Nous allons tout d'abord présenter WasteWAG de manière à expliciter les questions auxquelles nous avons voulu répondre dans le cadre du projet Planissim. Par la suite, le modèle en lui-même ainsi que le dispositif expérimental mis en place sont présentés avec les résultats sous la forme d'un article scientifique qui pourrait faire l'objet d'une publication.

3.1 Questions opérationnelles

Les questions sont de deux ordres, sur le modèle d'une part et la manière dont il a été conceptualisé, et par ailleurs sur les résultats de la démarche auprès des usagers.

3.1.1 Un modèle sur l'assainissement

Une concertation sur les choix techniques avec les acteurs d'un futur service d'assainissement implique d'intégrer dans le modèle plusieurs types de connaissances. Dans un objectif pédagogique, WasteWAG prend donc la forme d'un kit, dont les différents éléments peuvent être mobilisés ou non en fonction du contexte, du stade du projet et des objectifs.

Dans un premier temps, il y a une nécessité de sensibilisation aux enjeux de l'assainissement. Il faut donc que le modèle permette d'illustrer le lien entre les pratiques individuelles et collectives avec la santé des populations, l'enjeu sanitaire étant largement dominant dans le contexte du développement. Comment traduire dans un modèle ce lien entre les pratiques et la santé ?

Par la suite, dans un processus de planification, en fonction des contraintes se dessine un chemin décisionnel. Ces contraintes se traduisent par des critères, sur lesquels s'appuient les choix. Il est donc nécessaire de caractériser les différentes solutions techniques proposées pour chacun des critères identifiés. Dans un modèle à visée généraliste, être exhaustif sur les solutions techniques présente peu d'intérêts, en revanche ces dernières doivent être choisies de manière à illustrer les grands principes et commencer à orienter les choix vers des familles de procédés. Le modèle amène donc à s'interroger sur traitement individuel/collectif, extensif/intensif, la valorisation, la ségrégation à la source. Quels critères retenir pour le choix technique et comment caractériser les procédés de traitement ?

Enfin, un système d'assainissement est une suite cohérente de procédés. Quels mécanismes mettre en place pour garantir la cohérence des résultats produits ?

3.1.2 Pour quels résultats ?

Les propositions techniques faites par les usagers sont-elles pertinentes ? En d'autres termes est-il réellement possible de discuter les choix techniques avec les usagers ?

On a vu que du point de vue du modèle un des enjeux était de savoir comment réaliser conjointement un certain nombre d'apprentissages. Comment cela s'est-il traduit sur les usagers ? La démarche les a-t-elle amenés à modifier leur point de vue sur l'assainissement ?

Une des hypothèses, sur l'intérêt de discuter des choix techniques avec les usagers, était la possibilité de sensibiliser les usagers aux rôles qui seraient les leurs une fois le service en place. Ont-ils modifié leurs engagements vis-à-vis du futur service d'assainissement ?

Le fait d'explorer plusieurs solutions techniques permet de mieux comprendre les implications des différentes options. Ces expériences ont-elles amenées les usagers à modifier leurs préférences en matière de technologies de traitement ?

3.2 Waste-WAG: a first step for a participatory modelling approach to build wastewater service

Waste-WAG: a first step for a participatory modelling approach to build wastewater service

R. Lombard-Latune^{a*}, P. Moretti^a, A. Ba^{b,c}, C. Cheval^c, M. Aucante^d, Pascal Molle^a and N. Ferrand^d

^aIrstea, UR REVERSAAL, Reduce–Reuse–Recycle resources from wastewater, Centre de Lyon-Villeurbanne, 5 rue de la Doua CS 20244, 69625 Villeurbanne, France

^bENSA Université de Thiès, Sénégal.

^cACTED, Villa 24, Route du Front de Terre, Dakar, Sénégal.

^dIrstea, UMR G-EAU, Gestion de l'Eau Acteurs Usages, 361, rue J.F. Breton - B.P. 5095 - 34196 Montpellier cedex 5, France.

*Corresponding author: remi.lombard-latune@irstea.fr, ORCID iD: 0000-0003-2938-7141

1. INTRODUCTION

2.3 billion People worldwide lacked basic sanitation service in 2015 and amongst them 892 million were still practising open defecation (WHO/UNICEF, 2017). The Sustainable Development Goal 6 on water and sanitation (SDG6) defined by United Nations aims by 2030 at ensuring availability and sustainable management of water and sanitation for all, including ending open defecation. The World Bank estimated that the capital investments required to achieve SDG 6 is about 3 times the current investment level (Hutton, 2016). As operational costs are not taking into account in those estimations, it is assumed that the sanitation service to be implemented would be strong enough to cover them and ensure patrimonial management. According to the first review of SDG6 (UN, 2018), the world is not on the track to achieve the global SDG6 targets by 2030. While highlighting that governance and capacity building are essentials, it calls to a new paradigm for financing the sector, including substantial increase of domestic part and support for the most vulnerable people. The need for new treatment scheme is also suggested.

Since the 80's (Kalbermatten, 1983), the thinking about the sanitation planning shifted from vertically supply-led model to bottom-up approaches, which focus on generation demand and adapted supply to local conditions to ensure sustainability (Jenkins & Sugden, 2006). Community participation is commonly considered essential, Mara (2018) while arguing that bottom-up planning is more time-consuming and not yet successfully proven at scale, recognize that a good top-down planning don't sidestep the community and that an interaction in a meaningful way is a key factor.

In Senegal (more than 15 million people, 46.5% urban (ANSD, 2017)), sanitation is a sovereign function of the State (Sanitation Code 2009/24). Ranked 162/188, Senegal shows one of the lowest Human Development Indice (UNDP, 2018). Family incomes are unequal, especially between cities (32 715 XOF/months per capita) and rural area (5 439 XOF/month per capita, ACTED 2017). 36% of the population live below the poverty line (1.25\$/d = 20 000 XOF/month). The national sanitation policy (LSPD, 2016), framed by SDG6, divided sanitation in 2 sub-sectors:

Urban sanitation aims at reinforced its treatment capacities and valued sanitation by-products (LSPD, 2016). Urban people have mainly access to improved sanitation, shared or private. Despite the study of Sow et al. (2009) which shows that in Dakar sewage based system (SB) has a CAPEX

seven times more expensive than Fecal Sludge Management system (FSM) and OPEX twice more, SB is still the dominant scheme. The 10 cities sanitation program launched in 2017 aims at implement this model. Due to important connection fees to the sewage network (up to 1.000.000 XOF), FSM are implemented in Dakar for low income people through a project funded by Bill & Melinda Gates foundation (PSMBV project). Its scaling to all urban areas is studied (BECES/ASRADEC, 2017). Urban sanitation is under the delegated management of the National Sanitation Office of Senegal (ONAS), a public industrial and commercial institution. Despite the fact that all urban people (even in cities without sanitation service) pay a wastewater treatment levy in their water bill, ONAS's operating expenses are only covers at 81% (MHA, 2018). The difference is paid by the state, as well as investments for new projects, which are highly dependent of the international solidarity (94% from loans, MHA, 2018).

Urban sanitation in Senegal lay on supply-led approach, with SB systems, apparently beyond its means for both CAPEX and OPEX, without participation included. It focuses 90% of the national sanitation budget (MHA, 2018).

Rural sanitation aims at enhanced access to sustainable sanitation systems (LPSD, 2016). Indeed, national statistics show that 30% of the rural population have no access to sanitation and practice open defecation (MHA, 2018).

The national strategy for rural sanitation (SNAR, 2013), leaves out subsidy approach for the “sani-market” one. The sanitation marketing approach relies on self-building of the installations by the people with or without involving the private sector. The State subsidies are allocated to the private sector for group purchasing organisation, leading to: cost reduction for infrastructure (-17%, 163 720 XOF for an improved pit latrine, PA-SNAR, 2016), and an inclusive pack (health insurance, credit access, calling center, phone credit bonus ...).

Sanitation demand and access to the program rely on Community-led Total Sanitation (CLTS) approach. The scope of the SNAR is minored by the fact that there is apparently only one solution proposed.

In 2016, a call for projects was launched by the Senegal state as part of the “support for civil society program” (PAISC) funded by EuropaID, in sanitation sector. It aims strengthen civil society organizations (CSO: NGOs and local associations) capacities and provide advocacy tools for the sanitation sector. In this context, Planissim project was built (participative planning and simulating for sanitation, ACTED/Irstea). The principle was to make the technical choices for sanitation planning debatable amongst all the stakeholders. We assume that this could lead to : (i) a better understanding of user's needs and means, (ii) share responsibility (and negotiate it) including water levy, (iii) to enrich choices criteria by including all stakeholders perception, and make an adapted collective choice. To do so a simplified Companion Modeling approach was implemented. Beyond the methodology adaptation to sanitation planing, results of the project focus on the transfer and appropriation of exogenous knowledges in the system, the integrative dimension of the approach and finally its relevance.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Sanitation in Planissim areas

Planissim project was launched in the northern district of Rufisque city and in Ranerou Ferlo rural department (see Figure 31).

Eastern and western districts of Rufisque shared a simplified sewerage of 45 km long through more than 5.000 private connections (daily clogged as the common daily load for this type of network is 120 m³/d, (Mara et al. 2001), and because individual sedimentation tank are by-passed). But in the northern district of Rufisque (90 000 inhabitants), sanitation rely on one-site sanitation systems with simple to improved pit latrine or pour-flush latrine. Pit-emptying is a problem, due to rising groundwater in rainy season, its cost (10 000 to 25 000 XOF), access for the trucks in narrow streets, and fecal sludge management as the treatment plant (drying beds) is over-loaded (650%). Greywater are commonly (74%) rejected in public area without treatment.

In Ranerou Ferlo department, 32% of the population practice OD, up to 75% in some village. Sanitation relies exclusively to on-site sanitation systems. Pit-emptying is not frequent, and when the need appears it is commonly done by people themselves. 97% of the household reject greywater to the ground in or out of their plot.

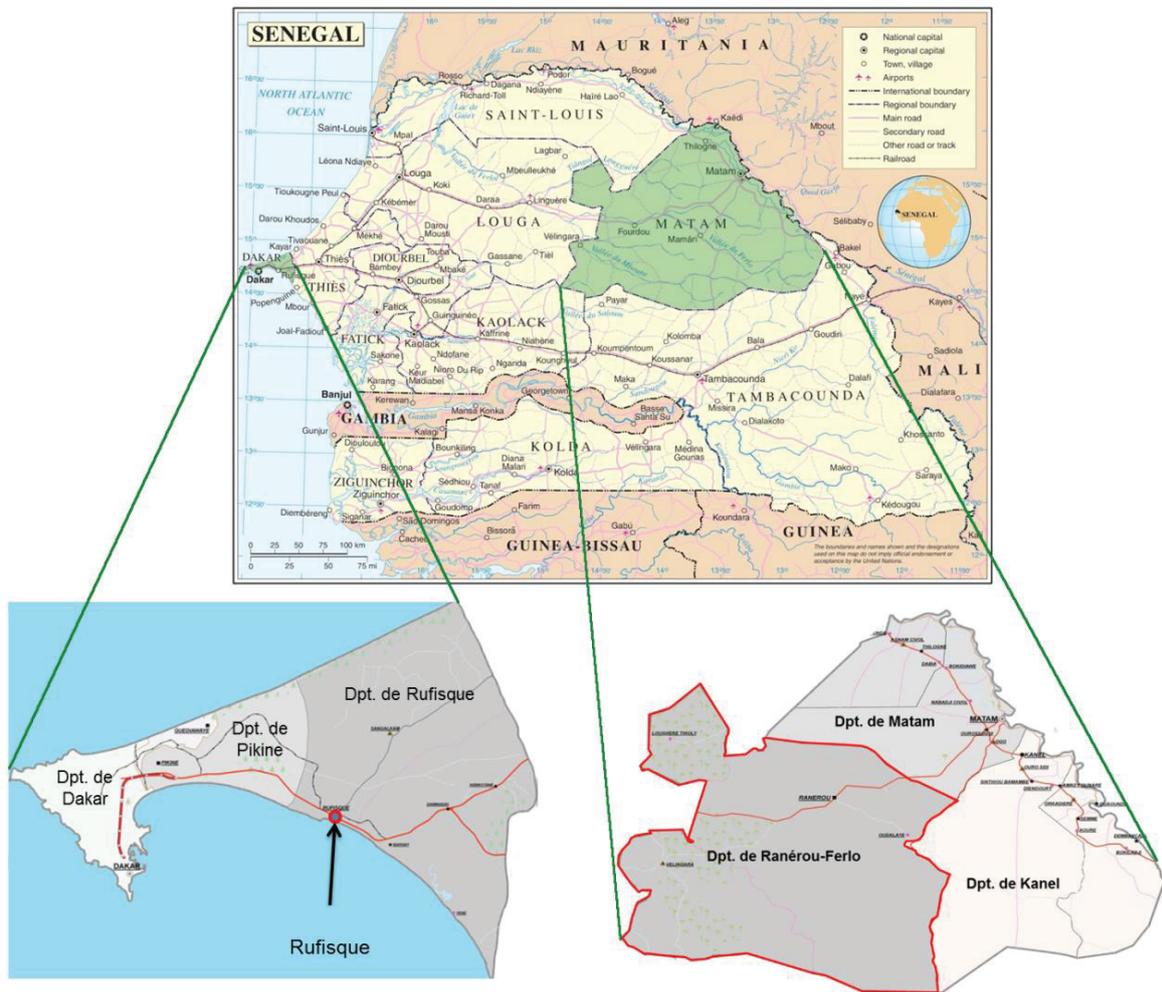


Figure 31. Geographical situation of Rufisque and Ranerou Ferlo department (framed in red) in Senegal. Maps: ONU and ANSD 2013.

2.2 WasteWAG, an adaptation of the WAG toolkit and a simplified ComMod approach

Companion modelling (ComMod) is a participation modelling approach, which is an appropriate solution for enhancing multi-stakeholder cooperation in complex ecosystem and social systems (Etienne, 2013). Through their involvement in the modelling process (variables, calibration, scenarios ...), stakeholders are invited to expose their point of views which led to the co-construction of a shared representation of the system, the model. The methodology lay on the position that all the point of view has the same value, which creates a space for dialogue where all the voices are audible. This process has the objective to generate collective reflection and help resolving disputes among stakeholders by exploring solutions and creating new policies, which can be tested on the model. In Planissim, the Wat-A-Game/CoOPLAaGE tool-kit (Abrami, 2012; Ferrand, 2016) was used. It shares many elements with the ComMod approach (ARDI methods (Etienne, 2011), the ethical framework (ComMod, 2009)). Cooplaage toolkit contains several methods (Ferrand, 2016) that formalize and potentiate the use of participatory modeling. It was adapted to sanitation for the first time, leading to WasteWat-A-Game tool.

WasteWAG is a participatory process along which communities build their own sanitation service. Sanitary, technological, economic and social issues are addressed through technological exploration, sanitation chain construction and social organization building. WasteWAG is a toolkit, based on the co-construction and the use of a socio-technical model. This model is used as a role-playing-game (RPG), elements are remobilized for planning, and new policy can be tested on the model.

Exchanges with national and local authorities during the launching meetings showed that institutional actors (Hydraulic and Sanitation Ministry (MHA), ONAS, technical services) would hardly be available for participatory workshop. As the time constraint was high (12 months), a simplified approach was implemented, focusing on population to enhance empowerment regarding sanitation. Only a part of the participatory modelling approach could be implemented. Wat-A-Game was used for system modeling and role-playing-game, and Cooplan for participatory planning (Ferrand, 2016). The idea was to obtain 2 models (urban and rural); generalists enough for being implemented by CSO apart from Planissim project on other territories, but sufficiently realistic for producing relevant content on which advocacy can be built.

The overall process follows those four steps: issue identification and co-construction of the model, awareness, planning and simulation.

Issue identification and co-construction of the models

A conceptual model, or expert model was built by the researcher team (sanitation and process engineering, participatory engineering, social sciences). Firsts participatory workshops were undertake, previously to the CSO and secondly by CSO to local population, using 2 participatory tools in order to draw a picture of the field situation.

- Conceptual evocation around “sanitation” in order to explicit the frames, understand people representation of sanitation, avoid ambiguity and reach a common definition of the issue. It leads to focus on domestic wastewater influent (excreta, greywater, black water, and fecal sludge), putting aside solid waste management and drainage. This choice is arguable, but considering the project constraints, it seems realistic.

- Participatory mapping (Figure 32), at individual (draw your house: where water comes, where it goes, identify problems), and collective level (neighborhood, same questions). Interestingly, it appears that both in rural and urban area, black and grey waters are mainly manage separately.

Repetitive back and forth steps between the conceptual model and field situation was set, drawing the double loops that characterize the ComMod approach.



Figure 32. Participatory mapping, individual and collective scale.

Treatment technology is central in a sanitation service. Indeed it has budget implication (CAPEX and OPEX, capital and operational expenditures), conditioned sanitation chain through inlet and outlet products, and manage the exposure to sanitarian risk. All those dimensions are represented in the cards that are used in model (see Figure 33). A selection of technologies was proposed based on literature review and field visits. They were explained and discussed with CSO. Based on that, a short-list was set for each model (Tableau 29).



Figure 33: Example of technological cards. Top left: name and CAPEX, top right: input (matter + OPEX), bottom left: flies (indirect sanitarian risk), bottom right: output.

Tableau 29. Short-lists of technologies and calibration values, available in the urban and rural models.

		Rural area	Urban area	CAPEX	OPEX	Valorization	Space requirement	Need for expertise	Self-construction	Exchange with groundwater	Direct san. risk	Indirect san. risk
Water supply	Well			5	-						1/2	
	Shared tap pipe			1	2						1/6	
	Individual tap			4	2						-	
On-site / individual Device	Arborloo			3	1	1	Y	N	1	Y		2
	Biolitter toilets			4	1	1	Y	N	1	N		3
	Traditional pit latrine			3	1		N	N	1	Y		2
	Single pit latrine			7	0		N	N	4	Y		2
	Double pit latrine			8	1	1	N	N	5	Y		1
	Pour-flush pit latrine			9	0		N	N	4	Y		2
	Deshydratation vaults			12	1	1	N	N	5	N		-
	Connecting box			12	0		N	N	6	N		-
Improv. for indiv. Devices	To Ventilated Improve Pit			2								-1
	Urine diversion			2		1						-1
	Sealed pit			3						N		-1
Grey W. treat.	Soakaway			2	1		N	N	1	Y		1
	Treatment wetland			6	1	1	N	N	3	N		-
Conveyance	Familial pit-emptying									Y		1/2
	Laborer pit-emptying				1					Y		-
	Professional manual pit-empt.				2					N		-
	Vacuum truck				2					N		-
	Simplified sewer			240	4		N	**	120	N		-
	Conventional sewer			1080	6		N	**		N		-
Centralized wwtp	Waste stabilization pond			102	2	Y	Y	*		N		
	Anaerobic reactor			72	6		N	*		N		
	French system vertical flow TW			180	5	Y	Y	*		N		
	Activated sludge			230	11		N	**		N		
Central. Sludge treat.	Biogas reactor			108	3	Y	N	*		N		
	Sludge drying reed bed			47	3	Y	Y	*		N		
	Co-composting			27	6	Y	Y			N		

Calibration of the models was performed by the expert group and has been validated with CSO on the field. In order to simplify resources management and to hasten progress of the RPG,

proportional calibration was chosen (for example, WAG is the money in the RPG and 1W=17.000 XOF). It relies on realistic data coming from socio-economic studies in Senegal (size of the households, incomes, wealth repartition, and consumption), technical studies (water and sanitation installations, capital and operational costs, sanitary risk regarding water supply). When data were not available (example: costs for a vertical flow treatment wetland in Senegal), proportional extrapolation from other area were done. As the costs of collective treatment technologies depend highly on capacity, the size of 10.000 people equivalent was chosen, and the obtained cost per p.e. extended to 40 people, the number of inhabitants in the models.

Calibration realism was evaluated through several test sessions, in the laboratories and on the field.

Rising awareness of sanitation issues

In this workshop, WasteWAG was used as a RPG to illustrate the link between practices (individual and collective) with the health status of the local households. Participants played household keeper, each of them having different composition, incomes, need regarding water and initial access to water and sanitation, as notified on the individual board game. Resources (money, freshwater, excreta, greywater, fecal sludge, compost, fertilizer, treated water and flies) are materialized by pebbles with different colors and shapes. Players manage their wastewater according to their equipment, after paying the corresponding operational cost. When a matter is not managed, the corresponding pebbles are dropped on the collective board game representing the neighborhood or the village. Both direct and indirect contamination pathways are represented:

- direct through water supply, hygiene (hand-washing), pit-emptying practices. Players roll a dice for each threat, with different probability regarding the risk encountered ;
- indirect are aggregates and represented by a common vector, the flies. Flies are generate by the matter/pebbles on the collective board, and are shared to the surrounding households. Additional flies are produced by the individual equipment and are not shared. Each player put all the flies he received on the family's Thieboudienne (which is the national Senegalese dish).

Each player move a marker on his health ladder on individual board, according to his exposure to direct and indirect contaminations.

First row is dedicated to the rules and functioning assimilation. During the second row, the grocery opens. Participants have the possibility to buy products: soap for hand-washing, medicine to regain health, soda or cellphones as sanitation is in competition with other needs. They can also invest and accessed new technologies. The second raw is dedicated to on-site treatment technology while the third to collective treatment technology, including sewerages. Participants have the opportunity to experience different sanitation scheme and technologies and to observe the relating effects (cost, health).

Between each row, a debriefing occurs. This is the place for the analysis and exchange between participants. In the final debriefing, strategies are analyzed as well as dynamics, highlighting links with their reality. At the very end of the session, a short survey (4 questions) was submitted to participants.

During the entire session (game and debriefing) participants used their mother-tongue. There are 6 households playable, and generally 2 participants for each, so 12 participants attend each session.

CSOs were facilitating, working by pair, one as game master while the other was taking notes on all the discussions and dynamics during the session. Regarding session organization, CSOs worked on their fields of intervention. They usually announce the workshop few days earlier, the participation was based on volunteers and participants weren't selected. Nevertheless attention was paid on having a realistic combination between ages and gender.

Sanitation planning

For planning, workshop is organized around 3 matrix: sanitation chain design, social organization building and financial summary. Each session of this workshop was facilitated by a pair of CSO members, as previously. 6 to 8 participants attended each session. Participants were supposed to be volunteers from the previous step (awareness). In facts, there were too many volunteers, and each group of had designates 2 representative for the planning step. Workshop is spread over 3 days. Day 1, issue remembering with WasteWAG RPG and planning methodology presentation. Day 2, sanitation chain design at individual and group scale, and social organization building. Day 3, presentation of the results to the local authorities, exchanges, then eventually modification before synthesis with the financial matrix.

During each session, the group was asked to worked on 2 sanitation services: the ideal, and a realistic one.

For sanitation chain design, cards of the treatment technologies are used and completed by additional information: capital cost in self-building mode in time and money, need for space, transfer to the ground, expertise requirement for both construction and maintenance (see Figure 34). The proposed framework is a matrix with 2 columns for excreta and grey water management, and 3/4 lines corresponding to the classical sanitation chain model: *capture/containment/on-site treatment* > *conveyance* > *centralized treatment* (see Figure 35). Chain links use the same color code as the treatment technology cards. Some cards are multicolor, highlighting the fact that the corresponding technology covers several links. In this framework, REUSE and valorization are not an option. All the matters and by-products have to be treated enough for being valued. Indeed, we consider that reuse and valorization can help in the sanitation management in developing countries.

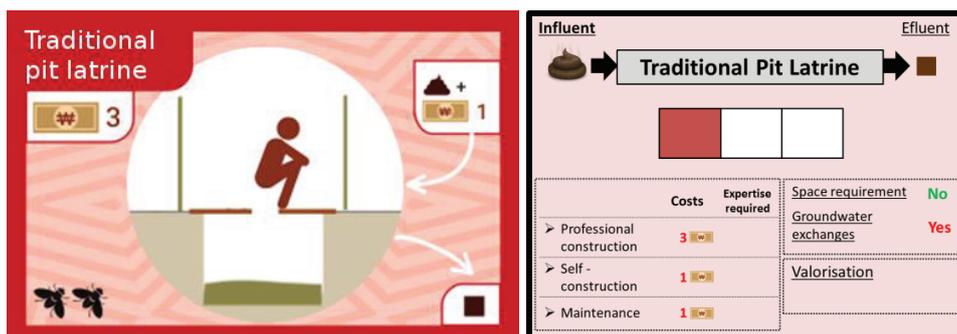


Figure 34: Example of playing technological card and the associated complementary information card.



Figure 35. Sanitation chain design matrix.

The matrix for social organization building is composed of 4 columns corresponding to the type of stakeholders involved (household, neighborhood/village, local/national institutions, and non-governmental institutions), and 3 lines regarding the time laps of the sanitation project (preparation, realization and maintenance). Participants are invited to discuss and to fill the matrix with their own ideas or by using cards with proposed action (see Figure 36).



Figure 36. Example of social organization building matrix fulfilled.

Participatory simulation

The different planning propositions were analyzed by the expert team, and aggregated to produce 3 scenarios for each field. To make them playable, action taken by actors that are not represented in the model were modeled through events cards and dice roll. Passing time is represented by

moving forward on the health ladder. Scenarios were tested by the local people on the model through the RPG.

The simulation workshop follows the same pattern than awareness (duration, number of participant, facilitation ...). After the first row, the different scenarios were implemented, one by one in 3 different rows, with a return to the previous stage at the end of each row (in term of health, money ...). At the end of the session, during the final debriefing, participants are invited to gives and explain their point of view for each scenario.

3. RESULTS

3.1 Raising awareness of sanitation issues

40 sessions of 2 to 3 hours were undertaken with 533 participants. The initial skepticism of some regarding the frame (a game!) disappears during the intense debates generated. Models were judged realistic.

Sanitary issue was clearly perceived: *“Hygiene is health, and having health is saving money!”* Tacco, 24th April 2018; *“Flies are microbes and diseases sources”* Patouki, 21st May 2018.

The need for collective actions arises, frequently in association with OD consequences: *“Sanitation is a collective affair”* Tacco, 24th April 2018; *“Solidarity is a pledge for joint protection”* Sudes, 23rd April 2018. However mutual aid usually came in third after having 1st eliminate direct contamination (water supply and soap), 2nd enhance individual devices. It was more pregnant in urban districts than in rural area were capitalization (money hidden beneath individual boards game) and consumerist behaviors (soda and cellphones) were observed. Even if the possibility wasn't clearly notified, shared sanitation facilities between households never occurred.

Answers to the final survey (Tableau 30) show that participants were convinced by both the style and content. Many were volunteers to be involved for the upcoming workshops.

Tableau 30. Satisfaction level to the rising awareness on sanitation issues workshop (533 participants).

	Rufisque	Ranerou Ferlo
People who enjoyed attend on the session	97%	98%
People who desired recycle presented ideas in their daily life	93%	96%
People who were able to share and exchange with other participants	94%	96%
People who acquired knowledge on sanitation	94%	96%

Limits were also formulated. Some found the RPG complex with too much “rules”. In urban district, some technologies were judged unsuitable (urine diversion and the dehydration vault). In

rural area it comes across that the perception of reuse and nutrients' recycling is generally less explicitly accepted in the villages that experienced CLTS.

3.2 Sanitation planning

81 people took part to this workshop divided in 8 sessions.

Sanitation chain design

88% of the individual proposals of sanitation chains were coherent, in the sense that the chains were complete, without redundancy or forgotten matter. That suggests that the sanitation chain matrix is relevant and, despite the large number of technical possibility, participants have enough information to make coherent choices.

For urban districts, the first noticeable point is that they all prevent from exchanges with groundwater (see Tableau 31).

Tableau 31. Collective sanitation chains proposals in Rufisque (urban district).

		Greywater	Excreta	Conveyance	Wastewater treatment	Sludge treatment
Group 1	Realistic	- Pour-flush toilet and connecting box -		Simplified s.	----- FS-VF Treatment Wetland -----	
	Ideal	- Pour-flush toilet and connecting box -		Conventional s	Activated Sludge	Biogas Reactor
Group 2	Realistic	Treatment wetland	-----	Deshydratation vault	-----	
	Ideal	Treatment wetland	VIP Waterpf Lat.	Vacuum truck	0 (FSM)	Biogas Reactor
Group 3	Realistic	- Pour-flush toilet and connecting box -		Simplified s.	----- FS-VF Treatment Wetland -----	
	Ideal	- Pour-flush toilet and connecting box -		Conventional s.	Activated Sludge	Biogas Reactor
Group 4	Realistic	Treatment wetland	-----	Deshydratation vault	-----	
	Ideal	- Pour-flush toilet and connecting box -		Conventional s.	Activated Sludge	Biogas Reactor

When on-site sanitation is selected, greywater are treated to be reuse. There is an interest for water reuse in urban context. Deshydratation vault, previously judged unsuitable had been chosen. There is a learning process during this phase.

When decentralize systems are chosen, French system of vertical flow treatment wetland is systematically selected (instead of anaerobic reactor or activated sludge) thanks to its capacity in treating both wastewater and the produced sludge.

All the Ideal proposals include biogas reactor as valorizing process for sludge management. There is clearly an interest for this technology in urban area.

The conventional sewage associated with activated sludge has been selected several times as the ideal chain. It is commonly associated with a certain image of modernity. But this choice could have been affected by the discourses given by the local authorities, including the technical services, for which this was undoubtedly the best solution. This is also the common chain implemented by the State in the cities (see 2.1).

Self-construction option leading to cost reduction in exchange of time for collective works, had never been selected by participants.

In rural area, valorization strategies are different regarding the groups (which are villages in facts), highlighting local differences in terms of acceptance (Tableau 32). However, there is a common interest for water reuse, as shown by greywater management choices.

Tableau 32. Collective sanitation chains proposals in Ranerou Ferlo (rural area).

		Greywater	Excreta	Conveyance	Sludge treatment
Group 1	Realistic	Soakaway	UD pit lat.	Manual pro. pit-empt.	Sludge drying reed bed
	Ideal	Treatment wet.	UD pit lat.	Vacuum truck	Biogas reactor
Group 2	Realistic	Treatment wet.	-----	Arborloo -----	
	Ideal	Treatment wet.	-----	Double VIP Latrine -----	
Group 3	Realistic	Treatment wet.	Trad. Pit Lat.	Manual pro. pit-empt.	Sludge drying reed bed
	Ideal	Treatment wet.	Pour-flush pit Lat.	Vacuum truck	Sludge drying reed bed
Group 4		Soakaway	Trad. Pit Lat.	Famillial pit-empt.	Sludge drying reed bed

Sludge drying reed bed is commonly chosen for fecal sludge treatment, even if in several groups there was discussions and interests for biogas reactor. Co-composting was never selected, probably due to the fact that there is hardly any dry plants matter available.

Social organization building

In the northern district of Rufisque, the proposed organization is structured around the neighborhood associations which already exists and are part of the CSO involved in the project. It was proposed to strengthen their capacities to make them capable of:

- Organize meetings: presentation meeting during pre-project, follow-up construction meetings, collective work meeting involving local population, end of construction ceremony. They are in charge of contacting partners and obtaining permits.
- Organize awareness session on sanitation and on the maintenance of the devices in collaboration with CSOs and Rufisque technical services.
- Order the technical studies (including initial diagnostic, financial components, and risk assessment) in collaboration with the technical services, experts and NGOs.
- Financial management: a neighborhood fund, with solidarity mechanisms is proposed. The associations open bank accounts and are responsible for the management and the contributions collect. Cultural events organizations are proposed for fund raising. This fund is usable for the collective devices and for the poorest households.
- Subsidy request to partners (local and national institutions through the help of local politics, NGOs, international solidarity).
- Valorization of sanitation by-products (biogas, compost, fertilizers), through agreements with local users.
- Formulation of a code of conducts regarding hygiene and including sanctions. Those sanctions would be applied by the local institutions.

Populations are invited to attend meetings and awareness sessions. They have to pay for the individual devices and contribute to the neighborhood fund. If they don't have savings, it is proposed to sell goods or borrow money.

Institutions are proposed to supervise the construction phases and to ensure maintenance of the sanitation system (ONAS).

For the most advanced group, a financial matrix is proposed to summarize the financial dimension of their choices. Costs had to be broken down in individual and collective cost for the investment part and the maintenance of the system. Results showed that participants considered that the main contribution could come from international solidarity (80 to 90% of the CAPEX), the State contribute to 10-15% and the population from 0.5 to 2%. Discussions showed that participants (including CSOs) have a very low knowledge of the financial mechanisms of the water sector (sanitation levy on the water bill ...). This is indeed the discourse given by the national authority during the workshop.

In rural villages, the proposed organization for sanitation is lighter. Communities' structures for sanitation have to be created. Their proposed tasks correspond mainly to organizing (meeting, awareness/training sessions, and collective works). As the proposed sanitation chain rely on on-site technologies, discussions focused on households and how finance the devices. For sludge treatment units building and maintenance, subsidies are requested to institutions.

In both contexts, results lack of realism. This is not surprising as apart from CSOs, no other stakeholders were contributing to the discussions. Institutional stakeholders were sparsely present during the workshop, and when they were, they advised to think of international solidarity. Another explanation could be the use of abstract money. It makes the RPG more playable, but if the costs were expressed in XOF, participants could have linked them with their incomes. Finally, the use of a matrix to fill with cards or propositions is maybe to close from the framework used for sanitation chain design.

3.3 Participatory simulation

34 sessions were undertaken, 18 in Rufisque and 16 in villages of Ranerou Ferlo department. 432 people were involved, mostly women (60% in Rufisque and 68% in Ranerou Ferlo). In most of the sessions, former participants to the previous workshops were present.

The 3 different sanitation chains produced by the expert team, based on planning workshop production are presented in Tableau 33. As there was realistic and ideal systems, the resulting aggregation could be assimilate to incremental steps of improvements, or sanitation ladder.

Depending on the scenarios, and based on propositions during the social organization building of the previous phase, several financial mechanisms were available. Simulation had led participants to refine their financing organization.

In Rufisque, many propositions concerned adjustment of the neighborhood contributions to the household income. Households' involvement was increased: self-construction had been adopted by low and middle incomes households, more income-generating activities were proposed. Bank loans appeared, individual or collective through the neighborhood fund, leading to increase the contributions. In addition the creation of a management committee is proposed for maintenance

and by-products management. Preference of 52% of the participants goes to the 3rd scenario, despite the fact that sometimes it could not be implemented by lack of funds. Biogas corresponds to a clear need for energy, and conventional sewer is judged more comfortable for maintenance. 35% of the participants had chosen scenario 2, due to its affordability regarding the 3rd, and consequently its feasibility in short term. Scenario 1 is the least chosen, cost and self-construction make it interesting but it rise 2 fears: regular maintenance need (urine and compost management) and the space required.

Tableau 33. Sanitation chain of the different scenarios proposed in simulation workshop. Numbers in brackets correspond to the total CAPEX of the scenario. Households incomes, Rufisque : 9, 12, 15, 21, 27, 57~~W~~; Ranerou Ferlo: 5, 7, 10, 14, 16, 35~~W~~.

Rufisque	Greywater	Excreta	Conveyance	Wastewater treatment	Sludge treatment
1 (108 W)	Treatment wet.	----- Dehydration vault -----			
2 (537 W)	Pour-flush toilet & connecting box		Simplified s.	----- FS-VF Treatment Wetland -----	
3 (1418 W)	Pour-flush toilet & connecting box		Conventional s.	Activated Sludge	Biogas Reactor
Ranerou F.	Greywater	Excreta	Conveyance	Sludge treatment	
1 (54 W)	Treatment wet.	----- Arborloo -----			
2 (96 W)	Treatment wet.	----- Urine diverting double VIP Lat. -----			
3 (102 W)	Treatment wet.	UD pit lat.	Vacuum truck	Biogas reactor	

In rural area, new inputs are related to loans appearance: between household, through the village solidarity fund, or by banks. Scenario 3 had been chosen by many, thanks to the comfort bringing by the vacuum truck and the compost production by the sludge drying reed bed. Scenario 2 came after, urine diversion in not widely accepted. Scenario 1 is considered less interesting regarding by-products valorization.

3.4 Conclusions

The two generalists models obtained were judged realistic by participants. Their use as RPG for raising awareness on sanitation issues was a success. It enhances participants' interests for the topic, leading them to commit in the process, as many of them were contributors to the different workshops.

Planning results showed that through the workshop, a learning process occurred. In 3 days, people without knowledge on the topic were able to make coherent choices between more than 20 technologies in order to build a sanitation chain that suit their constraints. The other side of the coin raises questions about scaling, as shown by Tableau 34. Acceptance of the proposed solutions seems to be under the dependence of proximity with the project. To enhance discussions apart from the project and widen the part of the population exposed, micro-kit (for example with simulation scenario) could be distributed to participants, allowing them to share their analysis with relatives.

The social organization building methodology could be upgrade. However it produces interesting ideas about local wastewater management at community scale. In addition, potential solutions for increasing population financial participation were outlined. By involving more stakeholders, propositions would gain consistency.

Tableau 34. Inquiry about realistic sanitation chain acceptance.

I would like to implement the realistic chain my group had produced	88%
My household would like to implement the realistic chain my group had produced	68%
My neighbor would like to implement the realistic chain my group had produced	43%

Simulation allowed participants to see consequences of their choices and to propose adaptation in order to refine their propositions. It brings them to increase their involvement through direct financial participation or self/community construction.

4. DISCUSSION

On the field, WasteWAG was covering a need. Before the end of the project, one of the CSOs had already included it in one of its intervention. 25 greywater management devices would have been built based on WasteWAG technical proposal. From CSOs point of view, it is complementary to CLTS which focus on raising demand for excreta management.

In the Senegalese policy context, WasteWAG could be included in the SNAR strategy as access approach to enter the program, instead of or in addition with CLTS which is more limited regarding greywater management, reuse, and planning beyond ODF objective. This raises the question of the transferability of the method. The two generalist models of WasteWAG could be reuse without modification in Senegal, and also as rising awareness tools in West Africa. In other countries, or for planning and simulation purposes, a complementary modeling step would be necessary for adapting calibration and technical choices to the field.

WasteWAG implementation relies on local partners for workshop facilitation. CSO formation is light: 5 days (1 on sanitation technologies, 1 on participatory approach and 1 before each workshop). Several types of CSOs have been involved. Those already skilled in wastewater management showed a better appropriation and ability to explain principles of treatment technologies to participants.

Many authors and sanitation planners (Lüethi et al., 2011; Parkinson et al., 2014; Scott et al., 2017) agreed that regarding urban context, sanitation is indivisible from solid waste and drainage water management. To bring together integrated services to the cities imply to deal with more complexity. Frameworks are proposed in order to integrate the full picture and to avoid forgetting items. Participatory modeling approaches seemed to be very interesting in those contexts, as they are inherently integrative tools. It allows gathering and sharing knowledges with decision makers and stakeholders, for analyzing complex system and creating a space for dialogue where new integrated policy can be built.

In this perspective, WasteWAG was a first experimentation of participatory modeling in the field of sanitation. Planissim focused on users and their demand characterization. Results showed that through this approach, participants had gained interest for the topic, found a place where they can learn about sanitation and discussed choices including technological constraints and options. This

led them to formulate original propositions in which they increased their involvements (financial and labour), beyond what they have previously planned, in order to implement a solution that suits their constraints.

Regarding technological choices themselves, results are a little bit disappointing. This can be explained by the discourses of the MHA and ONAS agents, promoting the SB model of sanitation. It relies also on the financial structure of the sanitation sector in Senegal, where the State invests and paid the bill, but with money from the upcoming generations through international loans.

Undertake a participatory modelling process including all the stakeholders (users and suppliers) could lead to financial involvement redistribution for investment and maintenance through sharing responsibilities in decision-making. Solutions that would be implemented would better suit the need of the users and gained in sustainability.

5. CONCLUSION

In the perspective of SDG 6 attainment in sanitation, the use of participatory modelling approach in sanitation planning is promising. It aims at involving all the stakeholders to the highest levels (collaboration and empowerment) of decision-making according to the spectrum of participation. The implementation of WasteWAG in Senegal, through Planissim project, showed that the use of co-constructed models is an integrative solution from raising awareness on sanitation issues and characterizing users demand, to production of original sanitation plans including users' involvement, within a week. Participants had recognized that their interests for the subject increased during the program and they had appreciated sharing and exchanging point of views with others.

By including all the stakeholders, this space for dialogue created by the process and the support of model for explanation, exploration and policy simulation could lead to the production of suitable and sustainable solutions for sanitation.

6. ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the Senegalese PAISC and EuropAID for their financial support.

3.3 Conclusion

Cette première utilisation a montré que WasteWAG permet de sensibiliser les usagers aux enjeux de l'assainissement et de les initier à la planification, tout en renforçant leur intérêt pour la question. Cela s'est traduit entre autre, par leur volonté d'augmenter leur contribution au service.

Les méthodologies expérimentées restent perfectibles, mais ont permis de produire des résultats cohérents, montrant qu'il est possible grâce à ce cadre de discuter des grandes orientations des choix techniques avec des non-spécialistes. Ce qui ouvre la porte à la concertation avec l'ensemble des acteurs autour des choix techniques pour la planification de l'assainissement.

Les limites auxquelles nous nous sommes confrontées dans le cadre de Planissim, c'est-à-dire le manque d'implication des autorités en charge de l'assainissement, n'ont pas permis d'évaluer la pertinence de l'outil du point de vue de la concertation entre acteurs. Les quelques confrontations qui ont eu lieu ont permis d'illustrer le décalage entre la conception des décideurs et des ingénieurs Sénégalais avec celle de l'aide au développement dont WasteWAG est largement inspirée. Cela confirme la nécessité d'investir de telles démarches quand la demande provient des autorités.

Une étude sur l'évolution des conceptions de l'assainissement et des comportements des populations dans les zones sur lesquelles s'est déroulé le projet est en cours. Elle doit nécessairement se faire sur un temps plus long que celui du projet. Elle permettra de mieux évaluer l'impact de l'ensemble du processus.

Plusieurs pistes d'améliorations de l'outil ont déjà été évoquées dans l'article : méthodologie, supports d'information sur les technologies, kit simplifié pour faciliter la diffusion des résultats dans les cercles proches des participants. Il serait possible également d'ajouter de nouveaux procédés à la base de données de WasteWAG pour l'adapter à plus de contextes, intégrer des innovations. Enfin, le calage ou calibration du modèle est une phase sensible qui bénéficierait grandement de se nourrir de plus de retours d'expériences, en particuliers sur les coûts d'exploitation et de maintenance des différentes technologies.

Ces premiers résultats sont prometteurs, même s'ils n'ont pas permis de répondre à toutes les questions que suscitent l'utilisation de la modélisation d'accompagnement dans le cadre de la planification de l'assainissement.

Conclusion et perspectives

Le défi que représente l'ODD6 pour le secteur de l'assainissement nécessite, comme l'a souligné le rapport d'étape de l'ONU de 2018, et comme nous avons pu l'observer sur le terrain, une amélioration de la gouvernance du secteur, des compétences de ses acteurs, un changement du mode de financement en impliquant d'avantage les usagers, et enfin des solutions innovantes pour le traitement.

Nous avons choisi d'articuler cette thèse autour de la notion de « service d'assainissement » qui nous permet d'aborder la question de leur amélioration à travers ses 2 composantes, sociale et technique, ainsi que leurs influences réciproques.

Pour proposer une solution de traitement innovante, nous sommes partis des contraintes qui pèsent sur les services d'assainissement en zone tropicale, en particulier climatiques et sociales. Les procédés de traitement par filtres plantés de roseaux sont ressortis du lot pour leur simplicité d'exploitation, la gestion conjointe des eaux et des boues, donc la simplicité de gestion de sous-produits, et pour leur robustesse. Nous avons adapté cette famille de procédés à la zone tropicale, dans leur dimensionnement dans un objectif de compacité, et leur conception à travers des recherches sur les végétaux notamment.

Plus d'une centaine de bilan 24h sur 7 stations pilotes en taille réelles ont été réalisées dans 5 territoires différents. Ils montrent que les filtres plantés de végétaux ont des performances au moins équivalentes à celles observées en climat tempéré. En fonction des objectifs les FPV offrent des solutions qui permettent de garantir de 75/80/60 % d'abattement et 125/60/40 mg/L en sortie d'ouvrage respectivement pour la DCO, les MES et le NK pour la filière la plus simple à 0,8 m²/EH, et jusqu'à 90/95/90/70 % d'abattement et 75/15/6/35 mg/L en sortie de traitement respectivement pour DCO/MES/NK/NT pour une variante à 2 étages de traitement associant un lit bactérien sommaire et une boucle de recirculation à un étage de FPV à 0,9 m²/EH. Plus de 10 ans après la mise en service du premier FPV dans les DOM, il n'est toujours pas possible de présenter des conclusions sur le dépôt organique de surface. Il est clair qu'il se minéralise très vite, et ne nécessitera probablement pas de curage sur la durée de vie de la station. Différentes charges et conditions d'exploitation ont été testées, qui confirment la robustesse et la résilience des FPV.

Enfin, nous avons cherché à caractériser leurs performances en conditions réelles d'exploitation, ce qui correspond finalement à prendre en compte les contraintes sociales du service d'assainissement et à voir comment elles influencent les performances de l'infrastructure. Nous les avons comparées à celles des principaux procédés de traitement identifiés en zone tropicales. Les FPV sont les seuls à atteindre en moyenne un niveau de rejet standard (60/200/60/20 mg/L pour DBO5, DCO, MES, NK).

Les FPV sont donc particulièrement bien adaptés à la zone tropicale et offrent des garanties en termes de fiabilité de traitement, de simplicité de gestion et d'exploitation.

Les théories développées en sociologie de l'innovation nous ont amenés à redéfinir la création d'un service d'assainissement comme étant d'une part le partage des tâches entre les humains et l'infrastructure technique, et d'autre part la distribution des responsabilités entre les acteurs du service.

Nous avons montré que la planification de l'assainissement correspond à la genèse du service d'assainissement, et qu'en particulier la phase des choix techniques va très largement conditionner le futur service. Cette étape, technique, est donc particulièrement intéressante à investir du fait de ses conséquences sur l'organisation sociale à mettre en place par la suite. Dans les faits, sur le terrain, elle ne fait pas l'objet de discussion et reste du ressort d'ingénieurs dont l'expertise est parfois limitée.

Pour permettre d'arriver à ces choix techniques concertés dans le cadre de la planification de l'assainissement, nous avons choisi d'utiliser une démarche de modélisation participative particulière, la

modélisation d'accompagnement. Cette dernière vise à co-construire collectivement avec l'ensemble des acteurs impliqués, une représentation collective de la situation, le modèle. Puis à l'utiliser comme support de discussion pour élaborer des politiques innovante, porteuse d'une vision collective. Etant donné les particularités de la planification de l'assainissement et leur forte composante technique, et les manques constatés sur le terrain, nous avons construit un modèle générique de l'assainissement (WasteWAG) qui renferme un certain nombre de données expertes susceptibles de favoriser la construction de solutions cohérentes et adaptées aux acteurs.

WasteWAG a été co-construit et testé avec des OSC et la population dans 2 zones, urbaine et rurale du Sénégal. L'outil a permis aux participants de concevoir des systèmes d'assainissement cohérents, et les a amenés à réévaluer à la hausse leur contribution au service.

Son utilisation comme base dans une démarche de modélisation d'accompagnement permettrait de répondre à notre postulat initial : le partage des tâches entre les humains et l'infrastructure technique, la distribution des responsabilités entre acteurs.

Arriver à des choix techniques concertés dans le cadre de la planification de l'assainissement nous permet d'aborder 3 verrous identifiés pour l'atteinte de l'ODD6 :

- l'amélioration de la gouvernance du secteur sera une des conséquences de l'implication de tous les acteurs du service dans sa définition, y compris des usagers ;
- les compétences de ses acteurs se renforceront aux grés des échanges collectifs, d'expérimentations sur le modèles, d'échanges avec les experts ;
- un changement du mode de financement en impliquant d'avantage les usagers, WasteWAG permet de construire une infrastructure technique qui soit en adéquation avec les moyens dont dispose le service.

Au Sénégal, l'utilisation de WasteWAG et de la modélisation d'accompagnement dans le cadre de la planification de l'assainissement, tout comme le recours aux FPV comme procédés de traitement permettrait d'obtenir des services d'assainissement mieux adaptés aux conditions, climatiques et sociales du pays que ce qui est proposé ou mis en place à l'heure actuelle.

Les premières utilisations de WasteWAG ont permis d'identifier des attentes des populations vis-à-vis de certains procédés. Les FPV, qui pourraient à l'occasion de leur introduction au Sénégal faire l'objet de travaux complémentaires pour optimiser leur conception : mette en œuvre des filtres sans géomembrane, travailler sans alternance, étudier des plantes avec une valeur ajoutée (fourrage, énergie ...). D'autres procédés également sont ressortis et mériteraient d'être optimisés pour la zone tropicale :

- les Lits de Séchages Plantés de Végétaux qui ont été cités plusieurs fois, leur adaptation est en cours mais par manque de sites pilotes elle risque de prendre du temps. Du fait de l'épaisseur de la couche de boues à gérer, supérieure à 1m à terme, elle invite à approfondir certaines questions abordées par l'adaptation des FPV. Sur le choix des végétaux, à travers la densité de tiges et la capacité des rhizomes à migrer dans la couche de boue pour suivre sa croissance. Mais aussi sur l'impact des températures sur la minéralisation de la matière organique accumulée dans les ouvrages, une meilleure compréhension de ces mécanismes permettra d'adapter les charges appliquées, le nombre de lits à mettre en place et leurs gestion.
- l'adaptation des FPV pour le traitement des eaux ménagères. Les filtres qui traitent actuellement les eaux ménagères sont composés d'un bac dégraisseur en amont, qui dégage des odeurs et qui, si il est mal géré peut entraîner un colmatage du filtre horizontal. Un système de FPV NS/S, éventuellement prolongé par un horizontal classique apporterait un surplus de robustesse.
- la digestion anaérobie pour la production de biogaz que ce soit en zone urbaine ou rurale. Le Sénégal a lancé un Plan National Biogaz dans le but de s'inspirer d'une technologie qui a fait ses preuves en Asie (plusieurs dizaine de millions d'unités de micro-méthaniseurs). Ce dernier n'avait pas forcément identifié les excréta humain comme gisement intéressant. Après un séjour de

plusieurs années dans une fosse, les matières de vidanges ont en effet perdues une bonne partie de leur pouvoir méthanogène, mais des solutions pourraient être trouvées avec des matériaux plus frais. Des synergies intéressantes sont à rechercher de ce côté.

Dans les DOM, l'utilisation de WasteWAG couplée à une modernisation des méthodologies de planification de l'assainissement serait très intéressante dans les zones où il n'existe pas encore réellement de service d'assainissement et où il s'agit d'en créer un ou de l'étendre, comme dans certaines parties de Mayotte et de la Guyane par exemple.

En revanche, sur le reste des DOM où des services sont déjà en place, son utilisation en l'état ne paraît pas pertinente, mais suggère de nouveaux développements :

- un module de WasteWAG qui permette d'aborder la question centrale de la contribution des usagers et du prix de l'eau. On l'a vu c'est un enjeu majeur pour les DOM. Dans ce module les aspects infrastructure techniques seraient un peu laissés de côté, si ce n'est pour expliquer aux acteurs le fonctionnement du système et ses charges, il s'agirait donc d'un outil de concertation pour une renégociation des tarifs avec les différents acteurs du service.
- en complément d'études économiques sur le coût des réseaux dans chacun des DOM, un autre module de WasteWAG pourrait permettre d'aborder la question du zonage, et ainsi réévaluer la pertinence de l'extension à tout prix des réseaux pour limiter l'ANC.

Enfin, l'avènement de l'économie circulaire dans le domaine de l'assainissement qui se traduit par la volonté de réutilisation des eaux usées traitées et de valorisation des matières contenues dans les sous-produits, va entraîner une redéfinition des services d'assainissement. Aux objectifs sanitaires et environnementaux s'ajoute aujourd'hui des objectifs économiques, économie prise dans ses 2 sens : gestion de la rareté (eau et phosphore par exemple), et production de richesse. Cette redéfinition des services va se répercuter dans ses 2 composantes, techniques puisqu'il va falloir faire évoluer l'infrastructure, et sociale puisque de nouveaux acteurs vont apparaître et/ou que les rôles de chacun vont être amenés à évoluer. L'approche développée dans cette thèse pourrait être également intéressante à mobiliser dans le cadre de l'économie circulaire de l'assainissement.

Table des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques physiques des départements d’outre-mer.....	17
Tableau 2 : Comparaison de la démographie et de quelques Indicateurs socio-économiques dans les DOM et en France	18
Tableau 3 : Chômage et formation dans les DOM et en métropole	19
Tableau 4 : Performances minimales de traitement attendues pour les paramètres Demande Biologique en Oxygène à 5 jours (DBO ₅), Demande Chimique en Oxygène (DCO) et Matières en Suspension (MES) au titre de l’arrêté du 21 juillet 2015.	20
Tableau 5 : Caractéristiques de l’assainissement collectif (AC) dans les DOM	23
Tableau 6 : Limite de rejet des stations de traitement fixé par le Norme NS 05-061 de l’état du Sénégal et de l’arrêté du 21 Juillet 2015 en France.....	30
Tableau 7 : Liste des stations de traitement collectives des eaux usées au Sénégal.....	35
Tableau 8 : Concentrations moyennes en entrée et en sortie de la station de Guediawaye	36
Tableau 9 : Charges de dimensionnement appliquées sur le lit en fonctionnement d’un FPR	45
Tableau 10 : Espèces végétales utilisées sur des filtres plantés à écoulement vertical traitant des eaux usées prétraitées présentes dans la littérature scientifique.....	52
Tableau 11 : présentation des différentes stations pilotes dans la zone tropicale.....	55
Tableau 12: Synthèse des propositions de plantes de substitution et passage au crible des propriétés attendues.	57
Tableau 13. Example of a table of test batch observations.	62
Tableau 14. Batch test results. Values are extracted from the observations tables	64
Tableau 15. Appearance of the different vegetative stages	67
Tableau 16. Main treatment plant characteristics.....	71
Tableau 17. Average pollutant concentrations of inlet raw wastewaters.	72
Tableau 18. Concentrations and percent removal of the two filtration layer depths	74
Tableau 19. p-values of statistical comparisons	76
Tableau 20. Inlet, FS-VFTW outlet, and all-treatment-plant outlet concentrations and removal efficiency (%) during dry (D) and rainy (R) events for the 3 conditions	84
Tableau 21. Mean outlet concentrations, coefficients of variation, coefficients of reliability and proportion of meeting standards values for the regulatory objectives of the Taupinières plant	88
Tableau 22. Mean design concentration for the targeted discharge standards and observed mean concentration for the different treatment technologies.....	89
Tableau 23. Means and range of variations for the main pollutants concentrations in raw wastewater of small communities (< 2 000 p.e.) in French Overseas Territories (FOT) and France Mainland (FM).	96
Tableau 24. Comparison of the French rural p.e. (Mercoiret et al. 2010) and the tropical p.e.	97
Tableau 25. Compliance of the additional monitoring campaigns with the French regulatory objectives.	99
Tableau 26. Mean design concentrations (DC) to achieve 95% compliance with the standards and observed mean concentrations (OC), in the FOT and Brazil	100

Tableau 27 : Synthèse des informations présidant au choix des variantes de FPV à mettre en place.	103
Tableau 28 : Synthèse du processus de planification de l’assainissement en France.	109
Tableau 29. Short-lists of technologies and calibration values, available in the urban and rural models.	129
Tableau 30. Satisfaction level to the rising awareness on sanitation issues workshop	133
Tableau 31. Collective sanitation chains proposals in Rufisque	134
Tableau 32. Collective sanitation chains proposals in Ranerou Ferlo	135
Tableau 33. Sanitation chain of the different scenarios proposed in simulation workshop.	137
Tableau 34. Inquiry about realistic sanitation chain acceptance.	138

Table des figures

Figure 1 : Proportion de la population utilisant des services s’assainissement améliorés, 1990 et 2015 ..	12
Figure 2 : Carte mondiale du revenu national brut (RNB) par habitant.....	16
Figure 3: Composition (a) et conformité du parc de STEU martiniquais (b) en fonction de la capacité des ouvrages en 2011	25
Figure 4 : Carte du Sénégal.....	28
Figure 5 : Comparaison de l’accès à l’assainissement entre les zones urbaines et rurales au Sénégal en 2017	34
Figure 6 : Diagramme SFD de Dakar	36
Figure 7 : a) Canal de drainage du pluvial débouchant sur la baie de Hann à Dakar, b) Photo satellite de la baie de Hann, Novembre 2018.	36
Figure 8 : Evolution du nombre de FPR en France métropolitaine de 1985 à 2015.	44
Figure 9 : Coupe transversale schématique d’un FPR à écoulement vertical	45
Figure 10 : Illustration du rôle mécanique des végétaux sur les Lits de séchage de boues plantés de roseaux.....	47
Figure 11 : Schéma de la filière classique de FPR en climat tempéré	49
Figure 12 : Coupe transversale schématique d’un FPR a écoulement vertical non-saturé/saturé.....	50
Figure 13 : Schéma du protocole de réalisation des tests batch.	58
Figure 14. Experimental configuration.....	62
Figure 15. Plant density in number of stems per square metre for nominal (NL) and low (LL) load	65
Figure 16. Average maximum height for each species for nominal (NL) and low load (LL).....	66
Figure 17. Time course of filter occupation under high (left) and low (right) hydraulic loads.....	68
Figure 18. Removal rates of the filter in operation	75
Figure 19 : Synoptique de la station de Taupinière	78
Figure 20. Cumulative percentage of hydraulic loads on the operating bed for the three different loading conditions.	85
Figure 21. Treated load plotted against applied load for COD (a), BOD ₅ (b) and TKN (c)	86
Figure 22. Denitrification assessment in the saturated zone, according to C/N and different HRT.....	87
Figure 23. Repartition of the different treatment technology in the FOT	94
Figure 24. Proportion of the four technologies studied represented in the database	95
Figure 25. Number of sampling campaigns per treatment plant.	95
Figure 26. Removal efficiency of the treatments technologies for the main pollutants.	97
Figure 27. Outlet concentrations of the 4 treatments technologies.	98
Figure 28 : Comparaison des performances des différentes configurations des FPV.....	102
Figure 29 : Spectrum of public participation	108
Figure 30 : Présentation des différentes étapes du « modèle Kalbermatten » pour la planification de l’assainissement.	113
Figure 31. Geographical situation of Rufisque and Ranerou Ferlo department in Senegal	126
Figure 32. Participatory mapping, individual and collective scale.....	128
Figure 33: Example of technological cards.	128

Figure 34: Example of playing technological card and the associated complementary information card. 131
Figure 35. Sanitation chain design matrix..... 132
Figure 36. Example of social organization building matrix fulfilled. 132

Bibliographie

- Articles de périodiques

- Arias, L., Bertrand-Krajewski, J.-L., Molle, P. (2014), Simplified hydraulic model of French vertical-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 70 (5), pp. 909-916
- Barraqué B. (2003). Les services publics d'eau en France et en Europe. Données urbaines 4 (coord. Denise Pumain et Marie-Flore Mattei) Editions Anthropos (collection Villes).
- Barreteau O., Bousquet F., Attonaty J.-M. (2001). Role-playing games for opening the black box of multi-agent systems: method and lessons of its application to Senegal River Valley irrigated systems. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* 4 (2): 5.
- Bartram J., Charles K., Evans B., O'Hanlon L., Pedley S. (2012). Commentary on community-led total sanitation and human rights: should the right to community-wide health be won at the cost of individual rights?. *J Water Health* 10(4):499–503.
- Boutin, C. (1987). Domestic Waste-Water Treatment in Tanks Planted with Rooted Macrophytes - Case-Study - Description of the System - Design Criteria - and Efficiency. *Water Science and Technology*, 19(10), 29-40.
- Brisson J., Chazarenc F. (2008). Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of the Total Environment* 407 (2009) 3923-3930. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.05.047
- Brix H., Schierup H. and Arias C. (2007). Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark - What did we learn?. *Water science and technology*. 56. 63-8. 10.2166/wst.2007.522.
- Brix H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35(5), 11-17.
- Calheiros C.S.C., Bessa V.S., Mesquita R.B.R., Brix H., Rangel A.O.S.S., Castro P.M.L. (2015). Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecological Engineering*, 79 (2015) 1–7.
- Caselles-Osorio, A., Villafañe, P., Caballero, V. and Manzano, Y., (2011), Efficiency of mesocosm-scale constructed wetland systems for treatment of sanitary wastewater under tropical conditions. *Water, Air and Soil Pollution*, 220 (1-4), pp. 161-171.
- Collectif ComMod. (2005). La modélisation comme outil d'accompagnement. *Natures Sciences Sociétés* 13 (2): 165-168.
- Cota, R.S., Von Sperling, M. and Penido, R.C.S., (2011), Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and unplanted vertical-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 64, p. 1056-1063.
- Crocker J., Abodoo E., Asamani D., Domapielle W., Gyapong B, Bartram J. (2016). Impact evaluation of training natural leaders during a community-led total sanitation intervention: a cluster-randomized field trial in Ghana. *Environ Sci Technol* 50(16):8867–8875,
- Denny P. (1997) Implementation of constructed wetlands in developing countries. *Water Science & Technology*, 35, 27-34.

- Dubois V. and Molle P. (2018) On-site single-stage constructed wetland fed by raw wastewater: performances and resilience of the system. *Water Science and Technology* 78(2) 459-465.
- Eggimann S., Truffer B., Maurer M., (2015). To connect or not to connect ? Modelling the optimal degree of centralisation for wastewater infrastructures. *Water Research* 84 (2015) 218-231.
- Etienne M., Du Toit D., Pollard S. (2011). ARDI: a co-construction method for participatory modeling in natural resources management. *Ecol Soc.* 16(1):44.
- Exley L.R.J., Liseka B., Cumming O. and Ensink J.H. (2015). The Sanitation Ladder, What Constitutes an Improved Form of Sanitation? *Environmental Science & Technology* 2015 49 (2), 1086-1094. DOI: 10.1021/es503945x
- Funtowicz, S. O., & Ravetz, J. R. (1993). Science for the post-normal age. *Futures*, 25, 739-755.
- Gagnon V., Chazarenc F., Comeau Y., Brisson J. (2013). Effect of plant species on sludge dewatering and fate of pollutants in sludge treatment wetlands. *Ecological Engineering* 61P (2013) 593-600.
- Girard B. (2018). Gérer les dysfonctionnements. Les ingénieurs de l'assainissement à Varanasi (Inde). Tracés. *Revue de Sciences humaines*, 35 | 2018.
- Haberl R. (1999). Constructed wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries. *Water Science & Technology*, 40, 11-17.
- He, L.S., Liu, H.L., Xi, B.D., Zhu, Y.B. (2006). Effect of effluent recirculation in vertical flow constructed wetland on treatment efficiency of livestock wastewater. *Water Sci. Technol.* 54 (11-12), 137-146.
- Hutton G., Haller L. and Bartram J. (2007). Global cost-benefit analysis of water supply and sanitation interventions. *Journal of Water and Health*, 05(4) 481- 501.
- Jaglin S. (2012). Services en réseaux et villes africaines : l'universalité par d'autres voies ? *L'espace géographique* 2012/1 (41) 56-67.
- Jaglin S., Zérah M.-H. (2010). « Eau des villes : repenser des services en mutation ». *Revue Tiers-Monde*, no 203, p. 7-22.
- Juan-García P., Butler D., Comas J., Darcha G., Sweetapple C., Thornton A., Corominas LI. (2017) Resilience theory incorporated into urban wastewater systems management. State of the art. *Water Research*, 115, 149-161.
- Kantawanichkul S., Kladprasert S., Brix H. (2008). Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucreatus*. *Ecological Engineering*, 35 (2009) 238-247.
- Kelvin, K., Tole, M. (2011). The efficacy of a tropical constructed wetland for treating wastewater during the dry season: The Kenyan experience. *Water, Air, and Soil Pollution*, 215: 1-4; 137-143
- Kivaisi AK. (2000). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, 16, 545-560.
- Kolb, D. A. (1984). *Experiential learning: experiences as sources of learning and development*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall.
- Konnerup, D., Koottatep, T. and Brix, H., (2009). Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*: *Ecological Engineering*, v. 35, p. 248-257.
- Kurniadie, D., (2011), Wastewater treatment using vertical subsurface flow constructed wetland in Indonesia: *American Journal of Environmental Sciences*, v. 7, p. 15-19.

- Lana L.C.O., Moraes D.C., Von sperling M., Morato M.L.N., Vasconcellos G.R., Paraense M.O. Moreira T.P.A. (2013) Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. *Water Science and Technology*, v. 68 (7), p. 1599-1606
- Lombard-Latune R., Laporte-Daube O., Fina N., Peyrat S., Pelus L., Molle P. (2017). Which plants are needed for a French vertical-flow constructed wetland under a tropical climate? *Water Science and Technology*, 75 (8), p 1873.
- Lombard-Latune R., Pelus L., Fina N., L'Etang F., Le Guennec B. and Molle P. (2018). Resilience and reliability of compact vertical-flow treatment wetlands designed for tropical climates. *Science of the Total Environment*, 642 (2018) 208-2015.
- Lorrain D. et Poupeau F. (2014). Ce que font les protagonistes de l'eau. Une approche combinatoire d'un système sociotechnique. *Actes de la recherche en sciences sociales*. 2014/3 (203) 4-15.
- Manjate ES, Lana LCO, Moraes DC, Vasconcellos GR, Maciel GRM, von Sperling M. (2015) First stage of the French vertical flow wetland system: experiments with the reduction of surface area and number of units. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 5.1, 50-55.
- Mara D. (2012). Sanitation: What's the Real Problem ? *IDS Bulletin* 42(2) 86-92
- Mara D. (2018). 'Top-down' planning for scalable sustainable sanitation in high-density low-income urban areas: is it more appropriate than 'bottom-up' planning? *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*. 101.
- Melián, J.A.H., Martín-Rodríguez, A.J., Araña, J., Díaz, O.G. and Henríquez, J.J.G., (2010), Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands: *Ecological Engineering*, v. 36, p. 891-899.
- Millot Y, Troesch S, Esser D, Molle P, Morvannou A, Gourdon R, Rousseau D. (2016) Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering* 97, 516-523.
- Molle P, Lienard A, Boutin C, Merlin G & Iwema A. (2005). How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science & Technology* 51 (9), 11-21.
- Molle P, Lombard-Latune R, Riegel C, Lacombe G, Esser D, Mangeot L. (2015). French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. *Water Science and Technology*, 71(10), 1516-1523.
- Molle P, Prost-Boucle S, Lienard A. (2008). Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecological Engineering* 34, 23-29.
- Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A. (2006). Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research* 40 (2006) 606-612. doi:10.1016/j.watres.2005.11.026
- Molle P., Lombard Latune R., Riegel C., Lacombe G., Esser D. and Mangeot L. (2015). French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. *Water Science and Technology*, 71(10), 1516-1523.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A.(2005) How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. *Water Science and Technology* 51 (9); 11-21
- Molle, P., Liénard, A., Grasmick, A., Iwema, A. (2006). Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research* 40 (3) , pp. 606-612
- Molle, P., Prost-Boucle, S., Lienard, A. (2008). Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecological Engineering* 34 (1),23-29

- Morvannou A, Forquet N, Michel S, Troesch S, Molle P. (2015) Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. *Water Science & Technology* 71 (9), 1333–1339.
- Morvannou A, Troesch S, Esser D, Forquet N, Petitjean A, Molle P. (2017) Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. *Water Science & Technology*, 76.1, 124-133.
- Morvannou A., Choubert JM., Vanclooster M. and Molle P. (2014) Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. *Ecological Engineering* 70 (2014) 379-386.
- Ndong J.B. (1995). L'évolution de la pluviométrie au Sénégal et les incidences de la sécheresse récente sur l'environnement In: *Revue de géographie de Lyon*, vol. 70, n°3-4, p. 193-198.
- Niku S., Schroeder E.D., Haugh R.S. (1982). Reliability and stability of trickling filter processes. *J. Water Pollut. Control Assoc.* 54 (2), 129–134.
- Niku S, Schroeder ED, Samaniego FJ (1979) Performance of activated sludge process and reliability-based design. *Journal–Water Pollution Control Federation*, 51(12), 2841-2857.
- Oliveira S.C., Von Sperling M. (2008). Reliability analysis of wastewater treatment plants. *Water Research* 42 (2008) 1182-1194.
- Pagter M., Bragato C, Brix H. (2005). Tolerance and physiological responses of *Phragmites australis* to water deficit. *Aquatic Botany* 81 (4) 285-299. doi:10.1016/j.aquabot.2005.01.002
- Peal A., Evans B., Blackett I., Hawkins P.M. (2014). Faecal sludge management : A comparative analysis of 12 cities. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 4(4) 563-575.
- Pérez-Harguindeguy N., Díaz S., Garnier E., Lavorel S., Poorter H., Jaureguiberry P., Bret-Harte M. S., Cornwell W. K., Craine J. M., Gurvich D. E., Urcelay C., Veneklaas E. J., Reich P. B., Poorter L., Wright I. J., Ray P., Enrico L., Pausas J. G., de Vos A. C., Buchmann N., Funes G., Quétier F., Hodgson J. G., Thompson K., Morgan H. D., ter Steege H., van der Heijden M. G. A., Sack L., Blonder B., Poschold P., Vaieretti M. V., Conti G., Staver A. C., Aquino S., Cornelissen J. H. C. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61, 167–234.
- Platzer C. (1999). Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Sci. Technol.* 40 (3), 257-263.
- Pretty, J. N. (1995). Participatory learning for sustainable agriculture. *World Development*, 23(8), 1247-1263.
- Prigent S, Paing J, Andres Y, Chazarenc F. (2013). Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage vertical flow constructed wetland (VFCW). *Water Science & Technology*, 68.7, 1461-1467.
- Prost-Boucle S., Garcia O. and Molle P. (2015). French vertical-flow constructed wetlands in mountain areas : how cold temperatures impact performances ? *Water Science and Technology*, 71(8) 1219-1228.
- Prost-Boucle S., Molle P. (2012). Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: treatment limits and operation modes. *Ecological Engineering*, 43, 81-84.
- Silveira DD, Belli Filho P, Philippi LS, Kim B, Molle P. (2015). Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 77, 257-264.

- Sinnatamby, G., McGarry, M. & Mara, D. (1985). Sewerage: shallow systems offer hope to slums. *World Water* 9(1), 39–41.
- Stottmeister U., Wießner A., Kusch P., Kapplemeyer U., Kästner M., Bederski O., Müller R.A., Moorman H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*. 22 (2003) 93–117. doi:10.1016/j.biotechadv.2003.08.010
- Sun G., Gray K.R., Biddlestone A.J., Allen S.J., Cooper D.J. (2003). Effect of effluent recirculation on the performance of a reed bed system treating agricultural wastewater. *Process Biochem.* 39, 351–357
- Tanner C. (1995). Plants for constructed wetland treatment system – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering* 7 (1996) 59-83. doi:10.1016/0925-8574(95)00066-6
- Venkataramanan, V., Crocker J., Karon A., Bartram J. (2018). Community-Led Total Sanitation: A Mixed-Methods Systematic Review of Evidence and Its Quality. *Environmental Health Perspectives*. 126. 10.1289/EHP1965.
- Vinck, D. (1999). Les objets intermédiaires dans les réseaux de coopération scientifique. *Revue Française de Sociologie* 40(2), 385-414.
- Yadav A, Chazarenc F, Mutnuri S. (2018) Development of the “French system” vertical flow constructed wetland to treat raw domestic wastewater in India. *Ecological Engineering*, 77, 257-264.
- Zhang C.B., Wang J., Liu W.L., Zhu S.X., Ge H.L., Chang S.X., Chang J., Ge Y. (2009). Effects of plant diversity on microbial biomass and community metabolic profiles in a full-scale constructed wetland. *Ecological Engineering*, 36 (2010) 62-68. doi:10.1016/j.ecoleng.2009.09.010
- Zhang D.D., Jinadasa K.B.S.N., Gersberg R.M., Liu Y., Ng W.J., Tan S.K. (2014). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries. A review of recent developments (2000-2013). *Journal of Environment Management*, 141, 116-131.

- Ouvrages ou chapitre d’ouvrage

- Akrich M. (1991). L’analyse socio-technique.in : Vinck, Dominique. La gestion de la recherche, De Boeck, pp.339-353, 1991.
- APHA, (2012). In: Rice, E.W., Baird, R.B., Eaton, A.D., Clesceri, L.S. (Eds.), *AWWA/APHA/WEF Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd ed, 1496 pp. Chapters 4 and 6.
- Bouleau, G. & Guérin-Schneider, L. (2011). *Des tuyaux et des hommes: Les réseaux d’eau en France*. Versailles, France: Editions Quæ, 172p.
- Bousquet F., Etienne M., D’Aquino P. (2010). Introduction. In: *La modélisation d’accompagnement. Une démarche participative en appui au développement durable* M. Etienne (Ed.): Quæ, 9-20.
- Alexandre, O., Boutin, C., Duchene, P., Lagrange, C., Lakel, A., Lienard, A. and Ortiz, D. (1997). *Filières d’épuration adaptées aux petites collectivités: Document technique, FNDAE, v. 22.*
- Collectif ComMod. (2009). *La posture d’accompagnement des processus de prise de décision : les références et les questions transdisciplinaires*. In: *Modélisation de l’environnement : entre natures et sociétés*, D. Hervé, F. Laloé (Eds.): Quæ, 71-89.
- Crites, R., Tchobanoglous, G. (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. International Edition. McGraw-Hill, Boston, 1104p.

- d'Aquino P., Etienne M., Barreteau O., Le Page C., Bousquet F. (2001). Jeux de rôle et simulations multi-agents. In: Modélisation des agroécosystèmes et aide à la décision, E. Malézieux, G. Trébuil, M. Jaeger (Eds.). Montpellier CIRAD, 373-390.
- Deronzier G., Schérite S., Racault Y., Canler J-P., Liénard A., Héduit A., Duchène P. (2001). Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités – Document technique FNDAE n° 25, 2001.
- Dotro G, Langergraber G, Molle P, Nivala J, Puigagut J, Stein O, von Sperling M. (2017). Treatment wetlands. Biological Wastewater Treatment Series, Volume 7: Treatment Wetlands. IWA publishing, 184p.
- Etienne M. (2010). La modélisation d'accompagnement : une démarche participative en appui au développement durable, M. Etienne (Ed.). Versailles: Quæ.
- Fournet, J.(2002). Flore illustrée des phanérogames de Guadeloupe et de Martinique : Lamiacea-Orchidaceae (Guadeloupe and Martinique illustrated flora of phanerogam: Lamiacea-Orchidaceae). FRA: CIRAD; Gondwana Editions; vol. 2;1213 p.
- Fournet, J. (2002). Flore illustrée des phanérogames de Guadeloupe et de Martinique : Clefs générales "Cycadaceae-Avicenniaceae" (Guadeloupe and Martinique illustrated flora of phanerogam: general keys, "Cycadaceae-Avicenniaceae"). FRA: CIRAD; Gondwana Editions; vol. 1;1324 p.
- Funk, V., Hollowell T., Berry P., Kelloff C., and Alexander S. N. (2007). Checklist of the Plants of the Guiana Shield (Venezuela: Amazonas, Bolivar, Delta Amacuro; Guyana, Surinam, French Guiana). Contributions from the United States National Herbarium, volume 55, 584 pages.
- Metcalf & Eddy. Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery. 5th Edition, McGraw-Hill, New York, 2014, 2048p.
- Piaget, J. (2003). La représentation du monde chez l'enfant. Paris: Puf.
- Von Sperling, M. & Chernicharo, C. A. de L. (2005). Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. IWA Publishing, London. 1490p.

- Article dans des actes de conférences

- ADOS (2017). Comment s'assurer de la disponibilité et de la durabilité des ressources en eau souterraine ? PS-Eau / RESACOOOP – Lyon, 06/12/2017.
- AMCOW (2015). The N'Gor declaration on Sanitation and Hygiene. AfricaSan4, 27th May 2015.
- Bassan, M., Mbéguéré M., Koné D. (2009). Méthodologie d'évaluation des facteurs de succès et d'échec des stations de traitement des eaux usées et des boues de vidanges à grande échelle. Actes du symposium international sur la Gestion des Boues de Vidanges, Dakar, Sénégal, 30/3 – 1/7 2009.
- Bousquet, F., Barreteau, O., Mullon, C., & Weber, J. (1996). Modélisation d'accompagnement : systèmes multi-agents et gestion des ressources renouvelables. In Quel environnement au XXIème siècle ? Environnement, maîtrise du long terme et démocratie. Abbaye de Frontevraud.
- DREAL Bourgogne Franche-Comté (2016). Les zonages d'assainissement. In : Formation des commissaires enquêteurs de Bourgogne, 04/04/2016.

- Esser D., Jusiak P., Liénard A., (2006) The use of constructed wetlands for the treatment of effluents from housing schemes and villages in an island in the tropics: the case of Mayotte. In 10th IWA international conference on wetlands systems for water pollution control, sept 23-29, Lisbon, Portugal. p 877-888.
- Esser D., Riegel, C, Boura, S, Liénard A., (2010) The use of constructed wetlands for the treatment of effluents from housing schemes and villages in an island in the tropics: the case of Mayotte. In 12th IWA international conference on wetlands systems for water pollution control, 04/10 – 08/10/2010, Venise, Italy. p 332-341.
- Ferrand N., Abrami G., Hassenforder E., Noury B., Ducrot R., Farolfi S., Garin P., Bonté B., Morardet S., L'Aot D. (2016) Coupling for Coping, CoOPLAaGE: an integrative strategy toolbox fostering multi-level hydrosocial adaptation. In : Proceedings of the ACEWATER2 Scientific Workshop, Accra, Ghana, 31/10 – 3/11/2016.
- Höllman M., Léon M.V.A., Barjenbruch M., Hoffman H., Platzer C., Miglio T.R. (2018). Towards dimensioning guidelines for raw wastewater treatment in a single stage French System treatment wetlands in arid climate of Peru. In: 16th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 30/9 – 4/11, UPV, Valencia, Spain.
- Mercoiret L, Molle P, Forquet N. (2010) Domestic wastewater characteristics in French rural areas: concentrations and ratios for treatment plant under 2000 population equivalent (120 kg of BOD5 a day). In: 3rd International Smallwat Congress, Seville, Spain.
- Stricker A.-E., Husson A., Pierre M. et Canler J.-P. (2018). Consommation énergétique des filières intensives de traitement des eaux résiduaires urbaines. Journées Information Eaux (23^e édition), APTEN et IC2MP, 9-11 octobre 2018, Poitiers, France
- Sow O.S., Dodane P.H., Mbéguéré M., Koné D. (2009). Evaluation économique-financière comparée du système d'assainissement collectif et du système de gestion des boues de vidange à Dakar. Actes du symposium international sur la Gestion des Boues de Vidanges, Dakar, Sénégal, 30 juin – 1er juillet 2009.
- Trein C.M., de Andrade Moraes M.A., Garcia Zumalacarregui J.A., von Sperling M. (2018) Reduction of area and influence of the deposit layer in the first stage of a full-scale French System of Vertical Flow Constructed Wetlands in a tropical area. In: 16th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 30/9 – 4/11, UPV, Valencia, Spain.

- Thèses

- Arias Lopez J.L., (2013). Vertical-flow constructed wetlands for the treatment of wastewater and stormwater from combined sewer systems. INSA Lyon, 234p.
- Barnaud C. (2008). Equité, jeux de pouvoir et légitimité: les dilemmes d'une gestion concertée des ressources renouvelables. Mise à l'épreuve d'une posture d'accompagnement critique dans deux systèmes agraires des hautes terres du Nord de la Thaïlande, Paris X Nanterre, 408.
- Jean G. (2018). Conditions pour la mise en place d'une filière d'assainissement par toilettes sèches à litière bio-maîtrisée dans les zones rurales des pays en développement. Application au contexte Haïtien. Université de Quisqueya - INSA de Lyon.
- Morvannou A. (2011). Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands. Université catholique de Louvain. 203p.
- Petitjean A., (2011). Modélisation des transferts réactifs diphasiques dans les filtres verticaux pour le traitement des eaux résiduaires urbaines. Université de Strasbourg, INSA, ENGEES. 166 p.

Sturma A. (2013). Les défis de l'assainissement à Mayotte : dynamiques de changement social et effets pervers de l'action publique. Université Toulouse le Mirail. 458p.

- Rapports d'études

ACTED (2017). Rapport d'enquête finale connaissances, Attitudes et Pratiques, rapport Ranérou. Nov 2017. Dakar : ACTED.

ACTED (2017). Rapport d'enquête finale connaissances, Attitudes et Pratiques rapport Zone de Santa Yalla, Commune de Rufisque Nord, Ville de Rufisque. Nov 2017. Dakar : ACTED.

AFD (2012). Quel niveau de développement des départements et collectivités d'outre-mer ? Une approche par l'indice de développement humain. Paris : AFD. 62p.

AFD (2019). Eau et assainissement : Suivi 2017 de la mise en oeuvre de la stratégie 2014-2018. Paris : AFD

Agence Nationale de la Statistique et de la Démographie (ANSD), ICF. (2018). Sénégal : Enquête Démographique et de Santé Continue (EDS-Continue 2017). Rockville, Maryland, USA : ANSD et ICF.

Artelia, EDE, EHER (2016). Définition de la tarification des services d'eau en milieu rural. Phase 1 : Etude de la demande. Rapport d'étape 2 : résultats des enquêtes –ménages et analyse de la demande. 146p.

BECES/ASRADEC (2017). Etude monographique de l'assainissement autonome dans les régions du Sénégal. Rapport technique national, version provisoire. Programme de structuration du marché des boues de vidanges en faveur des ménages démunis de Pikine et Guediawaye (PSMBV). 166p.

Bhatnagar, B., Kearns, J., & Sequeira, D. (Eds.). (1996). The World Bank Participation Sourcebook. Washington, DC: The World Bank. 280p.

Black M. (1998). 1978-1998 Learning What Works. A 20 years retrospective view on international water and sanitation cooperation. UNDP-World Bank Water and Sanitation Program, Washington DC. 73p.

DEAL Martinique (2014). Rapport de contrôle de l'assainissement. Année 2012. Fort-de-France : DEAL, pôle police de l'environnement, 48p.

Duchesne P. (1999). Estimation de la production des boues. Cemagref, groupement d'Antony. 99/0688. 10p.

EDE (2017). Etude des plans directeurs d'assainissement des eaux usées et des eaux pluviales des villes de Kolda et Velingara (Horizon 2010). Avant-Projet Sommaire (APS) de la ville de Kolda. Volume 1 : rapport principal. Dakar : EDE, 117p.

EDE (2017). Etudes APS, APD et élaboration de la DAO pour l'assainissement des eaux usées de la ville de Guediawaye. Rapport d'APS. Dakar : EDE, 68p.

Entech (2015). Tierce expertise du schéma directeur d'assainissement de Mayotte. Rapport d'expertise globale, partie 1. Mèze : Entech, 697p.

Eme C. (2012). Traitement des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes. Adaptation de la filière au contexte tropical : état de l'art. Rapport final. Lyon : Irstea, 77p.

Eme C., Esser D., Molle P. (2013). Suivi des stations expérimentales FPR à Mayotte. Adaptation des FPR dans les DOM. Rapport intermédiaire. Lyon : Irstea, 86p.

- Eme C., Molle P. (2013). Retours d'expériences sur les premiers suivis expérimentaux des FPR en Guyane. Suivi des performances de Bois d'Opale 1 et 2. Rapport Intermédiaire. Lyon : Irstea, 32p.
- GRET (2016). Marketing de l'assainissement : le "social business" au plus près des besoins locaux. Retours d'expériences de terrain du Gret à Madagascar, au Burkina Faso, en Mauritanie et au Cambodge. GRET, Nogent sur Marne. 24P.
- Hall, N., Acosta Jaramillo, C.M., Jagals, P., Currie, D., Ossa-Moreno, J., Dean, A., Ross, H., Bowling, T., Hill, P., Head, B., Richards, R., Willis, J., Abal, E., Cruz Lopez, D. (2016). Strengthening community participation in meeting UN Sustainable Development Goal 6 for water, sanitation and hygiene. Brisbane: Global Change Institute, The University of Queensland, 26p.
- Hutton, G. & Varughese, M. (2016) The Costs of Meeting the 2030 Sustainable Development Goal Targets on Drinking Water, Sanitation, and Hygiene. Washington DC: Water and Sanitation Program, World Bank. 64p. doi:10.1596/K8543.
- International Association for Public Participation (2004). IAP2 Spectrum of public participation. Australasia: Wollongong, Australia.
- Jenkins, M.W. & Sugden, S. (2006). Rethinking Sanitation – Lessons and Innovation for Sustainability and Success in the New Millennium - Human Development Report. New York: United Nations Development Programme.
- JICA (2014). Plan directeur d'urbanisme de Dakar et ses environs – Horizon 2035. Rapport Final, résumé. 76p.
- Kalbermatten, J.M., Middleton, R. & Schertenleib, R., (1999). Household Centred Environmental Sanitation, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Dübendorf.
- Lefebvre E. et Roche PA., Colas-Belcour F., Vial JC., Tandonnet M., Rébeillé-Boergella E. (2015) Proposition d'un plan d'action pour l'eau dans les départements et régions d'outre-mer et à Saint-Martin. Paris : MEDDE, MOM, 234p.
- Lombard-Latune R., Eme C., Molle P., Riegel C. (2014). Suivi des stations expérimentales FPR à Mayotte. Bilan des campagnes de 2008 à 2013. Rapport final. Lyon : Irstea, 52p.
- Lombard-Latune R., Lacombe G., Molle P. (2014). Retours d'expériences sur les premiers suivis expérimentaux des FPR en Guyane. Suivi des performances de Bois d'Opale 1 et 2. Rapport final. Lyon : Irstea, 36p.
- Lombard-Latune R., Molle P. (2016). Quelles plantes pour les filtres plantés de végétaux dans les DOM ? Rapport final. Lyon : Irstea, 76p.
- Manga, M. (2011). Lifecycle Costs of Low-cost Sanitation options for Chris Hani Settlement, Soweto, South Africa. School of Civil Engineering, University of Leeds, Leeds.
- Mara, D., Sleigh, A. & Tayler, K. (2001). PC-based Simplified Sewer Design. School of Civil Engineering, University of Leeds, Leeds.
- Marin P. (2009). Partenariat public-privé pour les services d'eau urbains. Bilans des expériences dans les pays en développement. Washington DC : Banque Mondiale, 778p.
- Melo, J. C. 2005 The Experience of Condominial Water and Sewerage Systems in Brazil: Case Studies from Brasília, Salvador and Parauapebas. Water and Sanitation Program Latin America, Lima.
- Mercoiret L. (2010) Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités – Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2 000 Equivalent Habitants, 55p - <http://epnac.irstea.fr>.

- Ministère de l'Hydraulique et de l'Assainissement (2016). Lettre de politique sectorielle de développement 2016-2025. Dakar : Ministère de l'hydraulique et de l'assainissement.
- Ministère de l'Hydraulique et de l'Assainissement (2018). Revue annuelle sectorielle conjointe du secteur 2018 – Synthèse des performances. Dakar : Ministère de l'hydraulique et de l'assainissement, 12/04/2018.
- Moretti P, Lombard-Latune R., (2018). Les facteurs déterminants l'efficience et la pérennité du secteur de l'assainissement au Sénégal. Juillet 2018. Dakar : ACTED. 139p.
- Office de l'Eau Guadeloupe, SAFEGE, ANTEA, SCP, ISL (2011). Schéma départemental mixte eau et assainissement. Volet assainissement. Phase 3 : Schéma départemental. Gourbeyre : OE 971, 146p.
- Office de l'Eau Réunion (2015). Chroniques de l'eau Réunion. N°45 – 13 janvier 2015. Panorama des services publics d'assainissement de la Réunion. Saint-Denis : ODE Réunion, 15p.
- Office de l'Eau Réunion (2018). Chroniques de l'eau Réunion. N°96 – 13 mars 2018. Les services publics d'assainissement de La Réunion continuent leur modernisation. Saint-Denis : ODE Réunion, 12p.
- ONU (2015). Objectif du Millénaire pour le développement. Rapport 2015. Washington DC : UN, 75p.
- PEPAM (2016). Plan d'Action de mise en œuvre de la Stratégie Nationale de l'Assainissement Rural, rapport final PA-SNAR. Dakar: Ministère de l'hydraulique et de l'assainissement.
- PNUE (2010). Un droit de l'eau plus vert : gérer les ressources en eau douce pour les hommes et l'environnement. Nairobi : Programme des Nations Unies pour l'Environnement, 120p.
- Rosemarin A., Ekane N., Caldwell I., Kvarnström E., McConville J., Ruben C., FogdeM. (2008). Pathways for Sustainable Sanitation Achieving the Millennium Development Goals. IWA Publication, 67p.
- SGI Senegal, H2O engineering (2017). Plan directeur d'assainissement des villes de Linguère – Kebemer et Dahra. Rapport provisoire mission 1. Dakar : SGI Senegal, 141 p.
- SIEAM (2016). Présentation "Assainissement des eaux usées à Mayotte". 71p.
- TPF-SETICO (2017). Etude du plan directeur d'assainissement des villes de Dagana et de Podor. Mission A : Etude du plan directeur d'assainissement des eaux usées et pluviales, ville de Dagana. Dakar : TPF-SETICO, 124p.
- TPF-SETICO (2017). Etude du plan directeur d'assainissement des villes de Dagana et de Podor. Mission A : Etude du plan directeur d'assainissement des eaux usées et pluviales, ville de Podor. Dakar : TPF-SETICO, 121p.
- Tyndale-Biscoe P., Bond M., Kidd R. (2013). ODF Sustainability Study. London: Plan International, 181 p.
- UN. (1993). The Global Partnership for Environment and Development: A Guide to Agenda21: United Nations, 239p.
- United Nations (2018) Sustainable Development Goal 6, Synthesis Report on Water and Sanitation. Geneva: UNWater, 199p.
- United Nations Development Program (2018). Human Development Indices and Indicators, 2018 Statistical Update. New York: UNDP, 123p.
- United Nations General Assembly (2015). Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. United Nations, New York, NY, 35p.
- WHO/UNICEF (2012). Progress on Drinking Water and Sanitation – 2012 Update. World Health Organization, Geneva, 66p.

WHO/UNICEF (2015). Progress on Sanitation and Drinking-water – 2015 Update and MDG Assessment. World Health Organization, Geneva, 90p.

Wisner, B. and Adams J. (2002). Health promotion and community participation, in Environmental health in emergencies and disasters. Geneva: World Health Organisation, 20p.

Wittner C., Wéry C. (2013). Estimation des besoins de renouvellement des réseaux d'eau et d'assainissement collectif. Strasbourg UMR Geste ENGEES/IRSTEA, 39p.

World Bank. (2017). World Development Indicators 2017. Washington, DC: World Bank, 146p.

Swiss TPH, ISED (2018). Enquête ménage : comportement en matière d'hygiène et d'assainissement et volonté de payer en milieu rural au Sénégal. Appui à la Direction de l'Assainissement. Basel : Swiss TPH, 137p.

- Guides méthodologiques

Daré W., Ducrot R., Botta A., Etienne M. (2009). Repères méthodologiques pour la mise en œuvre d'une démarche de modélisation d'accompagnement. Laudun, 127.

EAWAG (2005). Household-centred Environmental Sanitation - Implementing the Bellagio Principles in Urban Environmental Sanitation: Provisional Guideline for Decision-makers. Dübendorf : Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, 48p.

EPNAC (2014). Guide d'exploitation de la filière Filtre Plantés de Roseaux. Lyon : Irstea, 30p.

Etienne M. 2009. Co-construction d'un modèle d'accompagnement selon la méthode ARDI : guide méthodologique. Laudun, France: Cardère éditeur, 71p.

GRET (2018). Memento de l'assainissement. Mettre en œuvre un service d'assainissement complet, durable et adapté. Gabert J. (coord). Versailles : Editions QUAE, 848p.

Kalbermatten, J. M., Julius, D. S., Gunnerson, C. G. & Mara, D. D. (1983). Appropriate Sanitation Alternatives: A Planning and Design Manual. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 176p.

Kar K. & Chambers R. (2008). Handbook on Community-Led Total Sanitation. Brighton, UK: Institute of Development Studies, University of Sussex, 51p.

L'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (2016). Diagnostic et schéma directeur d'assainissement collectif des eaux usées. Guide pour la rédaction d'un cahier des clauses techniques particulières. Orleans : AE Loire-Bretagne, 33p.

Le Jallé C., Baehrel C., Ngnikam E., Désille D., Ily J.M. (2012). Elaborer une stratégie municipale concertée pour l'eau et l'assainissement dans les villes secondaires africaines. Guide méthodologique n°1. pS-Eau/PDM, 68p.

Lombard-Latune R. & Molle P. (2017). Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical. Guide de dimensionnement de la filière tropicalisée. Agence française pour la biodiversité, collection Guides et protocoles, 76p.

Lüthi, C., Morel, A., Tilley, E. & Ulrich, L. 2011 Community-led Urban Environmental Sanitation (CLUES) Planning: Complete Guidelines for Decision-makers with 30 Tools. Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC), Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (EAWAG), Dübendorf. 102p.

Mara D. and Pearson H. (1998). Design manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries. Leeds : Lagoon Technology International, 114p.

OMS (1998). Manuel pas à pas sur PHAST. Une approche participative pour enrayer les maladies diarrhéiques. Genève : OMS, 135p.

Parkinson J., Luthi C. and Walther D. (2014). Sanitation 21 - A planning framework for improving City-wide Sanitation Services, IWA, Eawag-Sandec, GIZ. 35p.

Tilley E., Lüthi C., Morel A., Zurbrügg C. and Schertenleib R. (2008). Compendium of Sanitation Systems and Technologies. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. 158p.

Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond P. and Zurbrügg C. (2014). Compendium of Sanitation Systems and Technologies. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. 176p.

- Site internet

Agence Française pour la Biodiversité, Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire. eaufrance Le service Public d'Information sur l'Eau. AFB, 2019. Disponible sur : <https://www.eaufrance.fr/>

Conservatoire Botanique National de Mascarin (Boullet V. coord.) 2011. Index de la flore vasculaire de Mayotte (Trachéophytes) : statuts, menaces et protections (vascular flora(Tracheophytes) Index of Mayotte: status, threats and protection). Conservatoire Botanique National de Mascarin, Antenne de Mayotte - Coconi – Disponible sur : <http://floremaore.cbnm.org>

Conservatoire Botanique National de Mascarin (Boullet V. coord.) 2012. Index de la flore vasculaire de la Réunion (Trachéophytes) : statuts, menaces et protections (vascular flora(Tracheophytes) Index of La Réunion: status, threats and protection). Disponible sur : <http://flore.cbnm.org>

Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques. Portail de l'INSEE. INSEE, 2019. Disponible sur : <https://www.insee.fr/fr/accueil>

Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire. Portail d'information sur l'assainissement communal. MTES, 2010, 2018. Disponible sur : <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/>