Rapport final projet MUSES

Financé par l'Agence de l'Eau Adour Garonne

TBI-INSA de Toulouse
SOLAGRO

Avril 2020

Rédacteurs : Mathilde Besson, Sylvaine Berger, Eloïse Descamps, Etienne Paul, Mathieu Spérandio

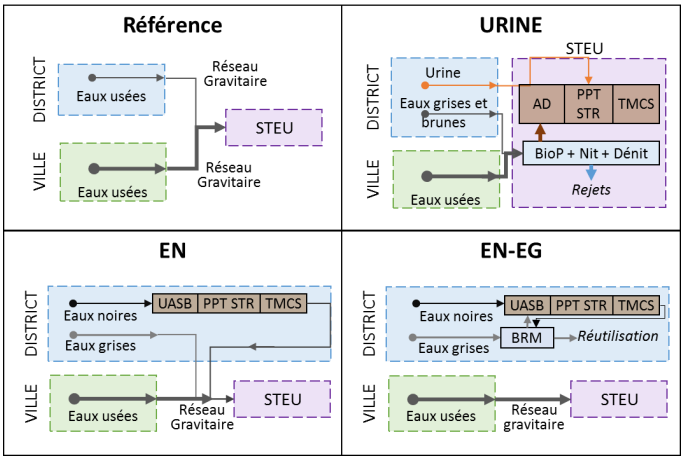
Points forts

- *Objectifs* : Le but de l'étude était d'évaluer les scénarios de séparation à la source à l'échelle d'un quartier selon des critères environnementaux, économiques et sociotechniques. Pour cela la comparaison a été réalisée avec une station récupérant les ressources. Le deuxième objectif était d'analyser l'effet des types d'urbanismes sur l'évaluation environnementale.

- *Frontières de l'étude* : Cette étude a été réalisée à l'échelle d'un seul quartier équipé et simule donc uniquement des régimes de transition et non pas la solution définitive où toute une ville serait équipée de la séparation à la source. Un choix délibéré de filière de traitement a été réalisé visant le recyclage des ressources avec les meilleures technologies disponibles et acceptées par la communauté scientifique. Cependant d'autre traitements et filières pourraient être envisagés.

- *Dans le but de recycler les nutriments et limiter l'impact de l'assainissement sur le changement climatique* la séparation à la source est la seule solution *permettant d'atteindre des objectifs ambitieux* et particulièrement la séparation des urines qui permet la récupération de l'azote à faible coût environnemental.

- La comparaison de 3 scénarios (U: Séparation Urine, EN: Séparation Eaux noires, EN-EG: Séparation eaux noires et eaux grises) par rapport à un traitement combiné (REF) montre les hiérarchies suivantes (du meilleur au moins performant) :
  - Intérêt sur critère du changement climatique: $U > EN > REF > EN - EG$
  - Intérêt sur critère énergétique : $U > EN > REF > EN - EG$
  - Intérêt sur critère économique : $REF > U \,\&\, EN - EG > EN$
  - Résilience sur la ressource en eau : $EN - EG > EN > Ref \,\&\, U$



- Les typologies d'urbanisme ne modifient pas les hiérarchies entre les 3 scénarios de séparation à la source, mais elles influencent fortement la comparaison avec la référence. Les scénarios urines et eaux noires permettent une réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) quelle que soit la typologie urbaine, alors que le scénario EN-EG est pénalisant pour les urbanismes pavillonnaires et atteint des émissions comparables à la référence pour les urbanismes denses. C'est dans les urbanismes les plus denses que les bénéfices sont les plus forts.

- Les solutions de séparation à la source en urbanisme pavillonnaires sont pénalisées par l'importance des réseaux internes au quartier et une réflexion sur la décentralisation des traitements doit être effectuée (synergies avec assainissement non collectifs).
- Concernant le potentiel économique, le scénario EN-EG est plus favorable grâce à la valeur de l'eau recyclée, alors que la valeur économique des nutriments et l'énergie ne permettent pas un gain significatif.

- Si la priorité est donnée à la réutilisation de l'eau, ce qui arrivera en France à un certain horizon, le scénario de séparation des eaux noires et eaux grises (EN-EG) permet de répondre à cette demande en eau. Le bilan économique est favorable à cette solution, mais le bilan énergétique et GES n'est pas favorable dans l'hypothèse d'un traitement des eaux grises avec des technologies énergivores.

- Des opportunités pour la mise en place de la séparation à la source ont été identifiées comme le besoin de modifier le mode de financement de l'assainissement et l'agenda politique qui s'oriente de plus en plus vers l'économie circulaire.

- Il est fortement recommandé à l'avenir d'évaluer la séparation à la source dans des scénarios de récupération plus élargis permettant d'amplifier les bénéfices de cette gestion différenciée, notamment sur le plan énergétique: récupération chaleur eaux grises, synergies avec eaux pluviales pour des traitements décentralisés plus naturels, comparaison avec la réutilisation de l'eau à la station d'épuration.

	Réf	U	EN	EN-EG
Séparation	Toilettes conventionnelles	Toilettes séparatives d'urine	Toilettes sous vide	Toilettes sous vide
Collecte	Réseau gravitaire	Par camion pour l'urine et gravitaire pour le reste	Réseau sous vide pour les eaux noires et gravitaires pour les eaux grises	
Lieu de traitement	Centralisé à la STEU		Décentralisé au quartier pour les eaux noires et centralisé pour les eaux grises	Décentralisé sur le quartier
Hypothèses majeures	Chasses de 3 et 6 L	Récupération de 80 % des urines. Dilution des urines par 0,2 L/chasse	Chasses d'eau de 1,2 L	
Récupération N fertilisant	7,0 % ± 0,5 %	53 % ± 1 %	60 % ± 2 %	62 % ± 1 %
Récupération P fertilisant	12 % ± 3 %	60 % ± 4 %	73 % ± 3 %	68 % ± 1 %
Récupération DCO (biogaz)	36 % ± 1 %	34 % ± 1 %	48 % ± 3 %	40 % ± 2 %
Limitation consommation eau	/	/	Oui avec la diminution des chasses d'eau	
Valorisation de l'eau	/	/	/	Oui 100 % des eaux grises
Bilan électrique kWh/an/EH	-17,9 ± 0,5	-8 ± 22	-7 ± 6	78 ± 11
Bilan chaleur kWh/an/EH	-2,68 ± 0,03	1,2 ± 0.5	9 ± 2	17,6 ± 0.7
Bilan changement climatique	De 91 à 189 $kgCO_2$ eq/an/EH	- 15 à - 59 % par rapport à REF	- 4 à - 39 % par rapport à REF	+ 0 à + 29 % par rapport à REF
Bilan économique Coûts de l'assainissement	1,6 €/m^3	1,7 €/m^3 Faible recette par les fertilisants	2,1 €/m^3	1,9 €/m^3 Recettes apportées par la réutilisation des eaux grises
Modifications du jeu d'acteurs	/	Ajout d'un acteur de transport	Nouvelles compétences nécessaires pour le réseau sous vide. Gestion décentralisée des traitements	

Synthèse

Un outil a été développé pour l'analyse de scénarios d'assainissement à l'échelle d'un nouveau quartier. Cet outil est modulaire et évolutif comme il peut simuler plusieurs urbanismes, plusieurs tailles de quartier et plusieurs scénarios de gestion. L'outil développé permettra d'aider les maitres d'œuvre et maitre d'ouvrage et toute entité impliquée dans le développement de l'assainissement urbain à choisir et dimensionner des filières.

Le nombre de scénarios possibles étant très élevé (plusieurs centaines), notre travail s'est focalisé sur trois filières pour tester des cas d'étude contrastés utilisant des stratégies de séparation à la source plus ou moins complètes. Comme la simulation porte sur un quartier, on simule donc uniquement des régimes de transition et non pas la solution définitive où toute une ville serait équipée de la séparation à la source. Il ne faut donc pas chercher à extrapoler les résultats obtenus au-delà de leur frontières. Un choix délibéré de filière de traitement a été réalisé visant le recyclage des ressources tout en évaluant les aspects économiques. Les services rendus sont pris en compte dans les discussions.

Les stations d'épuration doivent dorénavant se transformer en station valorisant les ressources (eau, matière organique, azote, phosphore). L'analyse du bilan environnemental d'une station d'épuration montre que les émissions directes de gaz à effet de serre dans l'atmosphère sont responsables du tiers de l'impact d'une station avec notamment le N_2O, puissant gaz à effet de serre émis pendant le traitement de l'azote. Un second tiers provient de l'amortissement des infrastructures construites en début de cycle de vie. Enfin le dernier tiers englobe la consommation d'électricité et des produits chimiques ainsi que l'épandage des boues.

La valorisation totale des ressources contenues dans les eaux usées montre l'importance de la valorisation de l'azote, composé qui à l'heure actuelle n'est jamais valorisé (2 à 3 stations avec des pilotes de récupération en Europe). La réutilisation de l'eau est aussi un enjeu important pour faire face à la limitation de la ressource et au changement climatique. La récupération du phosphore, importante pour la préservation des ressources minières, et la valorisation de la matière organique en énergie, sont moins impactant sur la limitation du changement climatique.

Les possibilités de valorisation de l'azote dans une station d'épuration sont limitées du fait de la dilution très forte dans nos eaux usées. Les procédés disponibles pour le récupérer ne sont applicables que sur des effluents concentrés, par exemple le surnageant de déshydratation des boues digérées. Cependant seulement 10% de l'azote des eaux usées est disponible dans ce flux. Ainsi l'investissement conséquent pour ajouter ces procédés, ne montre qu'une récupération limitée. La séparation à la source peut permettre de lever ce verrou.
Ce travail a eu pour but d'analyser dans quelle mesure la séparation à la source peut améliorer cette valorisation et à quel coût environnemental. Ainsi des filières alternatives ont été

comparées avec une filière de référence valorisant au maximum les ressources et spécifiquement l'azote. Trois filières séparatives ont été évaluées :

1) la séparation des urines avec un traitement centralisé des urines dans la station d'épuration (Scénario Urine);
2) la séparation des eaux noires et des eaux grises avec un traitement décentralisé pour les premières et centralisé pour les secondes (scénario EN);
3) une séparation des eaux noires et grises avec un traitement décentralisé (scénario EN-EG).

Le deuxième objectif de cette étude était la prise en compte des effets de l'urbanisme sur le bilan environnemental. Pour cela l'étude se positionne à l'échelle du quartier avec six configurations urbaines différentes représentatives des villes européennes. L'effet de la taille du quartier a aussi été étudié. A cette étude technique, une analyse des coûts opérationnels a été réalisée ainsi que le surcout lié aux investissements. Ainsi les leviers et les freins économiques ont pu être comparés avec ceux environnementaux. Enfin les freins et leviers liés à l'implantation de telles filières ont été identifiés.

Il a été démontré que :

- *Dans le but de recycler les nutriments et limiter l'impact de l'assainissement sur le changement climatique* la séparation à la source est la seule solution *permettant d'atteindre des objectifs ambitieux* et particulièrement la séparation des urines qui permet la récupération de l'azote.

  - La séparation à la source permet d'augmenter significativement les taux de récupération des nutriments sous la forme de fertilisants, passant de 6 % à minimum 48 % pour l'azote et de 13 % à 58 % pour le phosphore.
  - L'analyse du bilan sur le changement climatique montre des diminutions d'au moins 20 % de l'impact grâce à la valorisation de l'azote et de la baisse des émissions de N_2O pour le scénario Urine et EN. Pour les urbanismes denses (non pavillonnaires), il est même possible d'atteindre des réductions comprises entre 30 % et 60 % grâce à une diminution de la contribution des réseaux.

- La comparaison de 3 scénarios (U: Séparation Urine, N: Séparation Eaux noires, EN-EG: Séparation eaux noires et eaux grises) par rapport à un traitement combiné (REF) montre les hiérarchies suivantes:

  - Intérêt sur critère du changement climatique: $U > EN > REF > EN - EG$
  - Intérêt sur critère énergétique : $U > EN > REF > EN - EG$
  - Intérêt sur critère économique : $REF > U$ & $EN - EG > EN$
  - Résilience sur la ressource en eau : $EN - EG > EN > Ref$ & U

  - Le bilan énergétique du scénario Urine peut être équivalent à la référence (pour un choix de procédés optimisés) de même que le bilan électrique pour le scénario EN. Dans le cas du scénario EN-EG, la consommation du traitement des eaux grises (présumée par bioréacteur à membrane) est fortement négative de même que la consommation de chaleur pour la récupération de l'azote. Une optimisation de la consommation de chaleur est toutefois possible.

- ❖ Le scénario EN-EG montre un bilan défavorable sur le changement climatique à cause des consommations énergétiques élevées du très majoritairement au choix du traitement des eaux grises par BRM aérobie. L'augmentation de la proportion d'employée permet de diminuer le volume traité et ainsi les consommations. Pour la typologie urbaine la plus dense (tour de grande hauteur) un bilan sur le changement climatique identique à la référence est atteignable.

- Les typologies d'urbanisme ne modifient pas les hiérarchies entre les 3 scénarios de séparation à la source, mais elles influencent fortement la comparaison avec la référence. Les scénarios urines et eaux noires permettent une réduction des émissions de GES quelle que soit la typologie urbaine, alors que le scénario EN-EG est pénalisant pour les urbanismes pavillonnaires et atteint des émissions comparables à la référence pour les urbanismes denses. C'est dans les urbanismes les plus denses que les bénéfices sont les plus forts.

  - ❖ Les solutions de séparation à la source en urbanisme pavillonnaires sont pénalisées par l'importance des réseaux internes au quartier et une réflexion sur la décentralisation des traitements doit être effectuée (synergies avec assainissement non collectifs)
  - ❖ Les taux de récupération de l'azote ne sont pas sensibles aux types d'urbanisme. Par contre, la modification du taux DCO/P entrant dans la station va dépendre des urbanismes et de la proportion d'employés (bâtiments professionnels), et conduit à une amélioration de la déphosphatation biologique avec l'augmentation de la densité d'EH traité.

- Si la priorité est donnée à la réutilisation de l'eau, ce qui arrivera en France à un certain horizon, le scénario de séparation des eaux noires et eaux grises (EN-EG) permet de répondre à cette demande en eau. Le bilan économique est favorable à cette solution, mais le bilan énergétique et GES n'est pas favorable dans l'hypothèse d'un traitement des eaux grises avec des technologies énergivores.

  - ❖ Concernant le potentiel économique le scénario EN-EG est favorable grâce à la valeur de l'eau recyclée, alors que la valeur économique des nutriments et de l'énergie ne permettent pas un gain significatif.

- Des opportunités pour la mise en place de la séparation à la source ont été identifiées comme le besoin de modifier le mode de financement de l'assainissement et l'agenda politique qui se tourne de plus en plus vers l'économie circulaire.

  - ❖ Le système d'assainissement est largement verrouillé dans un régime sociotechnique fortement centralisé par le « tout à l'égout ». Les régimes sociotechniques établis, donc dominants, se caractérisent par une inertie et des effets d'auto-stabilisation qui impliquent également un certain nombre de barrières à la diffusion de ces alternatives technologiques.

- Il est fortement recommandé à l'avenir d'évaluer la séparation à la source dans des scénarios de récupération plus élargis permettant d'amplifier les bénéfices de cette gestion différenciée, notamment sur le plan énergétique: récupération chaleur eaux grises, synergies avec eaux pluviales pour des traitements décentralisés plus naturels, comparaison avec la réutilisation de l'eau de station d'épuration.

Table des matières

Points forts ..... **i**

Synthèse ..... **iv**

Table des matières ..... **vii**

Glossaire ..... **ix**

Partie I. Introduction **1**

Partie II. L'assainissement à l'heure actuelle : contexte et enjeux **3**

I. Contexte : organisation et modèle économique 3

I.1 Organisation des services de l'eau et de l'assainissement en France 3

I.2 Modèle économique 4

II. Enjeux : Faire mieux avec moins 6

II.1 Diminuer l'impact des stations sur l'environnement 6

II.2 Récupérer les ressources dans une optique d'économie circulaire. 6

III. Les solutions 7

III.1 Analyse du bilan changement climatique 7

III.2 Séparation à la source comme réponse à ces problématiques 8

IV. Champs d'étude 12

Partie III. Méthodologie mise en œuvre **13**

I. Méthodologie employée 13

II. Scénarios étudiés 14

II.1 Description générale 14

II.2 Choix des traitements 16

II.3 Données inventaires ACV 17

III. Urbanismes étudiés 19

Partie IV. Comparaison des scénarios de séparation à la source **20**

I. Tableau de Synthèse 20

II. Description du quartier étudié 22

III. D'un point de vue environnemental 22
III.1 Bilan matière 22
III.2 Bilan énergie 23
III.3 Analyse de cycle de vie 24
IV. D'un point de vue des coûts opérationnels 27
IV.1 Tableau de synthèse 27
IV.2 Peu d'études disponibles sur l'évaluation économique 27
IV.3 Périmètre de l'étude économique 28
IV.4 Résultats 28
IV.5 Analyse 31
V. Conclusion 32

Partie V. Influence de l'urbanisme 33
I. Tableau de Synthèse 33
II. Description des quartiers 34
III. Bilan matière 35
III.1 Azote 35
III.2 Phosphore 35
III.3 Bilan énergie 35
IV. Analyse environnementale 37
IV.1 Bilan énergie primaire 37
IV.2 Changement climatique 38
V. Conclusion 39

Partie VI. Freins et leviers à la mise en place de séparation à la source 40
I. Faire évoluer le cadre législatif 40
II. Les freins socio-organisationnels : établir une nouvelle gouvernance 41
III. Les freins technico-économiques : explorer les modèles 42
IV. Les opportunités pour le changement 43
V. La pérennité du modèle de financement en question 44

Partie VII. Préconisations d'implantation de la séparation à la source 45
I. Conclusions majeures 45
II. Séparation à la source et urbanisme 46
III. Perspectives 48

Bibliographie 51

Annexes 55

Glossaire

ACV : analyse de cycle de vie
AD : Digesteur
AER ; bassin aéré
ANAER : bassin anaérobie
ANOX : bassin anoxique
BioP : élimination biologique du phosphore
BRM : bioréacteur à membrane
CAPEX : dépenses d'investissement
CB : configuration urbaine d'immeubles continus
CC : configuration urbaine de centre-ville
CH_4 : méthane
CO_2 : dioxyde de carbone
COS : coefficient d'occupation du sol
CP : configuration urbaine de pavillons continus
DB : configuration urbaine d'immeubles discontinus
DBO_5 : demande biologique en oxygène à 5 jours
DCO : demande chimique en oxygène
Dénit : dénitrification
DP : configuration urbaine de pavillons discontinus
DSP : délégation de service public
DW : déshydratation des boues
EH : équivalent habitant (60 gDBO_5/jour)
EN : scénario eaux noires traitées en décentralisé sur les eaux, les eaux grises sont envoyées à la station d'épuration
EN-EG : scénario eaux noires et eaux grises séparées et traitées en décentralisé sur le quartier
GES : gaz à effet de serre
HT : configuration urbaine d'immeubles de grande hauteur
N : azote
N_2O : protoxyde d'azote
NaOH : soude caustique
Nit : nitrification
OPEX : dépenses d'exploitation
P : phosphore
PAER : bassin post aéré

PANOX ; bassin post-anoxique
PPT STR : précipitation de struvite
PRIM : décantation primaire
PTHK : post épaississeur
SEC : décanteur secondaire
STEU : station de traitement des eaux résiduaires
THK : épaississeur
TMCS : Chemiosorption transmembranaire (récupération de l'azote)
U : scénario urine
UASB : upflow anaerobic sludge blanket, réacteur de digestion anaérobie par un lit de boue fluidisé.

Partie I. Introduction

Le XXIe siècle doit faire face aux conséquences de l'anthropisation du monde qui menace l'équilibre de la planète. Le changement climatique est une de ces conséquences. Mais selon les neuf frontières planétaires introduites par (Rockström et al., 2009) le changement climatique n'est pas le seule déséquilibre observé. En effet, le nouveau cadre présenté dans cette étude a pour but d'estimer l'impact des activités anthropiques sur l'état environnemental de la Terre. Ils ont introduit neuf frontières planétaires qui, si elles sont dépassées, peuvent menacer la stabilité de l'état holocène. Sur les neuf seuils, trois ont déjà été dépassés : i) le taux de perte de biodiversité, ii) l'interférence humaine avec le cycle de l'azote et iii) le changement climatique. L'agriculture moderne est responsable de la perturbation du cycle de l'azote avec une augmentation significative des formes actives de l'azote, qui ont un impact sur l'eutrophisation et sur la biodiversité marine. Le cycle du phosphore est également perturbé même si la limite planétaire ne semble pas être dépassée. Cependant, il s'agit d'un composant minéral dont les ressources sont limitées et le recyclage devrait donc être une voie de gestion importante. Enfin le changement climatique est bel et bien en train de changer nos territoires notamment sur les ressources en eau. Les scenarios prospectifs menées dans les différents bassins hydrographiques français montrent un abaissement des niveaux d'étiages des rivières (Chauveau et al., 2013). Les niveaux des nappes phréatiques sont aussi en train de baisser inexorablement du fait des prélèvements non compensées par les recharges (Cabaret and Saltel, 2012). Or l'eau sera certainement partie intégrante des solutions du futur pour adapter nos villes au changement climatique (Charlesworth, 2010). Des nouvelles ressources renouvelables sont donc à identifier et les eaux usées est une piste prometteuse sur ce point.

Dans ce contexte de limitation des ressources, l'assainissement doit faire face à un enjeu de transformation de sa fonction. En effet, à son objectif principal de traitement et d'élimination de la pollution vis-à-vis des cours d'eau s'ajoute une volonté grandissante de récupération de ressources. Ce changement s'inscrit dans une démarche plus globale d'économie circulaire afin de limiter les pressions sur les ressources naturelles. Les eaux usées peuvent contribuer à ce changement de paradigme en récupérant les nutriments, la matière organique et l'eau dont elles sont composées. La récupération du phosphore et de l'eau s'inscrit dans un contexte de restriction des ressources disponibles pour respectivement la production d'engrais et d'eau pour différents usages (irrigation, chasses d'eau voir hygiène selon la qualité atteinte).

En parallèle de cette transformation du système « end-of-pipe » vers un modèle

plus circulaire, l'assainissement doit rechercher à limiter son impact sur l'environnement et notamment son impact sur le changement climatique.

La recherche se mobilise sur ces aspects et plusieurs solutions ont émergées. Des procédés de récupération du phosphore sont déjà à l'œuvre dans certaines station d'épuration (même si peu sur le sol français). La production de méthane est fortement encouragée par la digestion anaérobie des boues. Pour finir de nombreux projets voient le jour pour la réutilisation des eaux usées traitées en irrigation.

En plus de ces recherches sur la station d'épuration, une autre voie de recherche est explorée : la séparation à la source. Celle-ci est basée sur le constat d'une différence forte de la composition des différents flux constituant les eaux usées. En effet, l'urine correspond à environ 1 % des volumes d'eaux usées mais contient 70 à 80 % de l'azote et 50 % du phosphore (Larsen and Gujer, 1996). Si les eaux noires sont considérées (effluents des toilettes) le pourcentage du phosphore atteint même 73 % pour 17% du volume (incluant les chasses d'eau).

Ainsi, une séparation à la source, c'est-à-dire au niveau de l'habitat, permettrait de traiter des flux plus concentrés et en se focalisant sur certains composés : nutriments sur l'urine ou les eaux noires et l'eau sur les eaux grises.

Ce changement de pratique de l'assainissement entraine de fortes modifications de l'assainissement actuel puisque la chaine de collecte doit être dédoublée, les traitements peuvent être décentralisés en plusieurs lieux et des sous-produits doivent être gérés. La mise en place de ces solutions doit donc être justifiée par rapport aux objectifs initiaux, c'est-à-dire favoriser la circularité de la matière tout en limitant l'impact de la station sur son environnement qui passe par la limitation de ces consommations d'énergie et de produits chimiques. De plus, l'aspect économique doit être aussi analysé car les contraintes budgétaires des institutions sont importantes et les modèles de financement sont indexés aux consommations d'eau.

Un outil d'évaluation de ces solutions est ainsi nécessaire, afin de se diriger vers les solutions les plus avantageuses suivant ces différents critères. De plus, les freins et leviers à la mise en place de ses solutions nécessitent d'être aussi identifiés afin de favoriser l'émergence de sites pilotes en France.

Ce rapport est la synthèse du projet MUSES (modélisation urbaine de séparation des effluents à la source) financé par l'Agence de l'eau Adour Garonne. La création de l'outil d'évaluation a fait partie d'une thèse de doctorat réalisée par Mathilde Besson. Le manuscrit (disponible sur demande (Besson, 2020)) détaille de manière plus approfondie la méthodologie et les résultats de l'analyse environnementale.

La première partie de ce rapport fait un état des lieux de l'organisation de l'assainissement en France, des enjeux et des solutions possibles. Dans la deuxième partie la méthodologie suivie pour créer l'outil d'aide à la décision est détaillée. Quatre scénarios d'assainissement à l'échelle d'un quartier sont analysés dans la troisième partie avec un volet environnemental et économique. Dans une quatrième partie, l'influence du type d'urbanisme est analysée. La cinquième partie explore les freins et leviers pour la mise en place de ces systèmes. Enfin, la dernière partie tire des préconisations suite à cette étude et des perspectives.

Partie II. L'assainissement à l'heure actuelle : contexte et enjeux

I. CONTEXTE : ORGANISATION ET MODELE ECONOMIQUE

I.1 Organisation des services de l'eau et de l'assainissement en France

Les services d'eau et d'assainissement sont des services publics à caractère industriel et commercial placés sous la responsabilité des collectivités locales. Depuis la loi NOTRe du 7 Août 2015, c'est aux communautés de communes et aux communautés d'agglomération que reviennent les compétences « eau » et « assainissement ».

Le service d'assainissement des eaux usées dont sont chargées les collectivités recouvre :

- la collecte
- le transport
- la dépollution

En qualité d'autorités organisatrices, ce sont les collectivités qui choisissent le mode de gestion des services d'eau potable et d'assainissement suivant deux possibilités. Elles peuvent choisir de gérer directement les services en régie ou faire appel à un prestataire extérieur dans le cadre d'un contrat de délégation de service public (DSP). La régie n'exclut pas cependant de recourir à un opérateur privé dans le cadre d'un contrat de prestation de service ou réaliser une partie, voire l'ensemble des prestations d'exploitation. Les trois quarts des services d'assainissement collectif sont gérés en régie et concernent un peu plus de la moitié des usagers.

En 2013, 3,2 milliards de m^3 d'eaux usées ont été collectées. Entre 2006 et 2013, on constate une baisse tendancielle des volumes d'eaux collectées et distribuées (-13% entre 2006 et 2013). Les entreprises de l'eau ont traité 53% des volumes d'eaux usées collectées en France en 2013 et cette part est en moyenne de 54% depuis 2006 (SISPEA 2015). Ces entreprises gèrent les ¾ des grandes installations de traitement françaises, soit près de 60% de l'ensemble des capacités de traitement (équivalent à 57 millions d'habitant). Elles ont également en charge la moitié du linéaire de réseau de collecte des eaux usées.



En France environ 10 000 communes (environ 5 % de la population) ne sont pas

desservies par l'assainissement collectif. Depuis 2005, les collectivités en charge de l'assainissement ont dû mettre en place un Service Public d'Assainissement Non Collectif (SPANC), afin d'accompagner les particuliers dans la mise en place de leur installation d'assainissement autonome. En 2011, les SPANC concernaient 12 millions de personnes et 5 millions de logements.

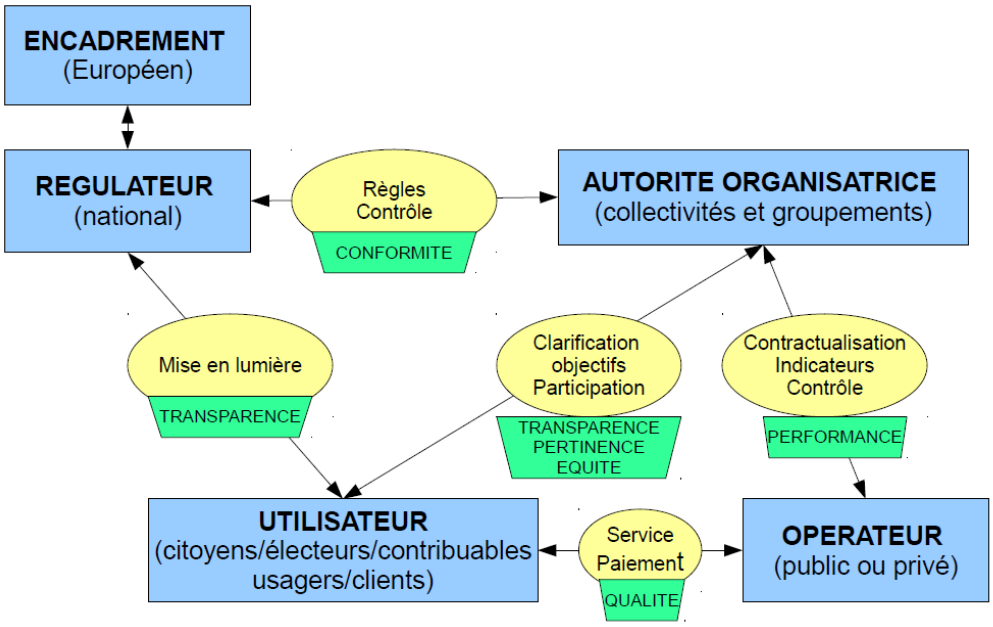


Figure 1 : Les acteurs de la gestion de l'eau et de l'assainissement en France (CGEDD et al., 2016)

I.2 Modèle économique

En France, le modèle économique de l'eau est basé sur le principe « l'eau paie l'eau » fixé par l'État qui suppose que les dépenses des collectivités en matière d'eau et d'assainissement doivent être équilibrées par les recettes perçues auprès des usagers.

Le Code général des collectivités territoriales établit le mode de fixation des prix des services d'eau et d'assainissement selon, une facturation du « binôme ». Le prix comprend (voir aussi Figure 2) :

- La part fixe, liée à l'abonnement aux services de l'eau. Le montant est fixé par les collectivités en charge des services, la situation géographique de l'habitation, le diamètre du compteur…
- La consommation réelle d'eau telle que relevée au compteur par m^3

On note une forte variabilité au niveau des prix : pour 80 % de la population le prix de l'eau potable est compris entre 1,57 €/m^3 et 2,60 €/m^3 et d'un prix de l'assainissement collectif compris entre 1,34 €/m^3 et 2,87 €/m^3. La facture moyenne mensuelle TTC pour l'abonné est ainsi évaluée à 40 €/mois, dont 20,30 € pour l'eau potable et 20,10 € pour l'assainissement collectif.

Pour une ville ville-type de 100 000 EH (Rapport CGEDD n° 010151-01, 2016), 2/3 du prix est dédié aux charges d'exploitation et 1/3 au patrimoine (renouvellement/construction), dont la grande majorité pour les réseaux.

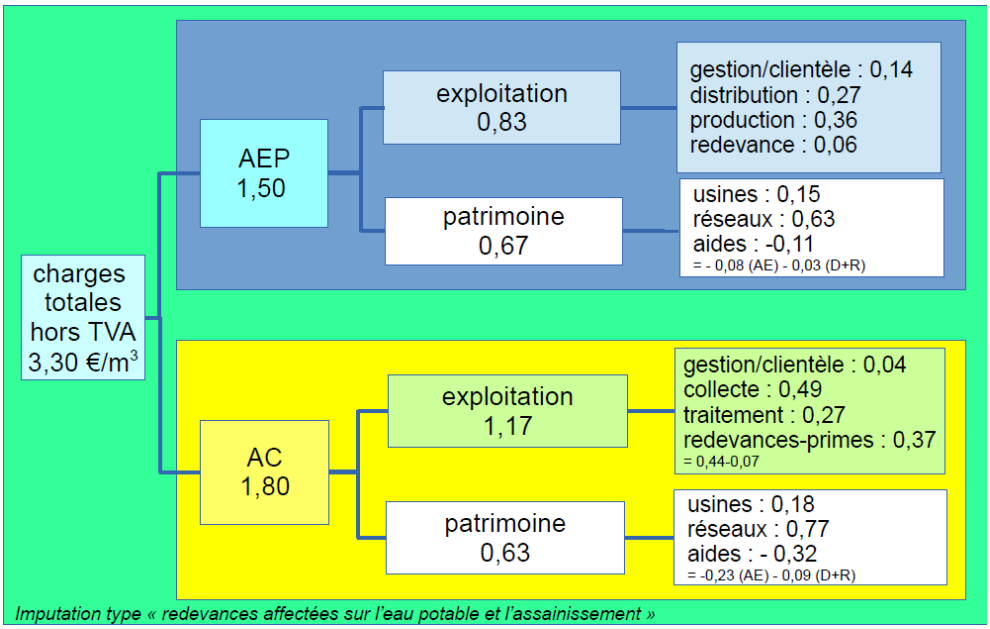


Figure 2 : Présentation simplifiée des charges de services intégrant les aides et redevances, celles pour la pollution étant imputée sur l'assainissement. Ville-type de 100 000 habitants. (CGEDD et al., 2016)

Des flux financiers impliquant de multiples acteurs (SISPEA et al., 2018)

L'eau et l'assainissement représentent une somme de factures acquittées par les consommateurs dont le montant se répartit entre plusieurs acteurs. Sur les 12,01 milliards d'euros TTC facturés en 2012 :

- les services d'eau potable et d'assainissement collectif perçoivent 9,460 milliards d'euros : 3,526 milliards par les régies et 5,934 milliards par les délégataires, dont 863 millions sont reversés aux collectivités locales, autorités organisatrices ;
- les Agences de l'eau perçoivent 1,915 milliards d'euros de redevances ;
- l'Etat perçoit la TVA et Voies Navigables de France perçoit sa taxe, pour un montant global de 641 millions d'euros.

Les collectivités, maître d'ouvrage des infrastructures, perçoivent également des subventions de différentes sources pour leurs investissements :

- 929 millions d'euros de la part des Départements et des Régions. Ces collectivités interviennent dans le cadre de « contrats plan Etat-Région » ou sur des projets d'investissement d'envergure (barrages, grands équipements). Leurs subventions baissent régulièrement (leur niveau était de 1,043 milliard d'euros en 2008) ;
- 1,754 milliards d'euros des Agences de l'eau. Les ressources des Agences de l'eau proviennent des factures d'eau, à travers les redevances sur les prélèvements d'eau et sur les activités polluantes. Les taux de ces redevances sont fixés indépendamment dans chacun des 6 grands bassins mais font l'objet d'un encadrement par le parlement.

II. ENJEUX : FAIRE MIEUX AVEC MOINS

II.1 Diminuer l'impact des stations sur l'environnement

Les stations d'épuration ont pour but de traiter les eaux usées avant leur rejet dans le milieu naturel afin de préserver celui-ci des risques d'eutrophisation. En effet l'apport de nutriments entraine une croissance excessive d'algues. Leur décomposition nécessite une consommation de l'oxygène présent dans le milieu qui ne sera plus disponible pour le reste des espèces animales et végétales. Les stations d'épuration participent ainsi à limiter la pollution diffuse des cours d'eau pouvant entrainer un déclassement de l'état écologique des cours.

Néanmoins il a été observé que les rejets des stations d'épuration restent encore l'une des raisons majeures de déclassement de l'état écologique des cours d'eau du fait de mauvaise performances d'épuration ou des débits d'étiages très faibles entrainant une faible dilution des eaux de sortie de la station dans le cours d'eau. Ainsi, diminuer la pression sur les cours d'eau des rejets domestiques reste d'actualité.

La présence de micropolluants et notamment de résidus pharmaceutiques pose aussi de nombreuses questions sur leur impact dans le milieu et leur traitement. Du fait d'une grande diversité de molécule, il est à l'heure actuelle difficile de conclure sur les effets de ces molécules dans les cours d'eau. De plus les performances épuratoires des stations d'épuration sont très dépendantes des molécules (Tiwari et al., 2017; Verlicchi et al., 2012). Ce sujet reste toutefois un sujet de recherche prioritaire à l'heure actuelle.

Enfin, les stations d'épuration ont un impact fort sur l'environnement de par leur demande en infrastructure conséquente, leur émission de gaz à effet de serre et leur consommation d'énergie et de produits chimiques. Des études précédentes ont aussi montré que l'un des impacts majeurs des stations contribuant au réchauffement climatique provient des émissions de gaz (N_2O, CH_4, CO_2) (Bisinella de Faria et al., 2015). Plus largement, ces émissions représentent 1,5 % des émissions totales à l'échelle du globe en 2010 (IPCC, 2014), soit les mêmes émissions que l'aviation.

II.2 Récupérer les ressources dans une optique d'économie circulaire.

Les eaux usées ne sont plus vues uniquement comme une pollution à traiter mais comme des ressources à valoriser (WWAP, 2017): en particulier de l'eau, de la matière organique, de l'azote et du phosphore.

En effet, l'azote et le phosphore responsable d'eutrophisation dans les masses d'eau sont aussi les principaux fertilisants utilisés en agriculture. La production d'engrais azoté par le procédé Haber-Bosch est réputée pour ses consommations énergétiques élevées. Or, l'azote des excrétas humains de l'agglomération parisienne (pour prendre un exemple), couvrirait 38 % des besoins en fertilisant pour produire la nourriture des parisiens (Esculier et al., 2019). Actuellement l'équivalent de 1,5 % des besoins en fertilisant est renvoyé en agriculture via l'épandage des boues.

La production d'engrais phosphoré nécessite l'extraction minière dont les ressources sont finies. Les réserves actuelles s'épuiseraient entre 2040 et 2070 selon divers scénarios prospectifs (Enk et al., 2011). La récupération du phosphore des excrétas humains à l'échelle mondiale

permettrait de pourvoir à 22 % des besoins en fertilisant (Mihelcic et al., 2011). Le même ordre de grandeur (25 %) est obtenu sur l'agglomération parisienne (Esculier et al., 2019).

De plus, la raréfaction des ressources en eau sera accrue par le changement climatique. Ainsi, des nouvelles sources d'eau sont nécessaires et la réutilisation des eaux usées traitées est actuellement une voie prometteuse.

Enfin, les eaux usées sont aussi vues comme une ressource de matière carbonée utilisable pour la production d'énergie par méthanisation mais aussi des productions de molécules d'intérêts pour l'industrie chimique (Cavaillé et al., 2016; Puyol et al., 2017) .

III. LES SOLUTIONS

III.1 Analyse du bilan changement climatique

Les travaux de (Bisinella de Faria et al., 2015) ont permis de réaliser le bilan des impacts sur le changement climatique d'une station d'épuration en boues activées. La Figure 3 montre que l'infrastructure et les émissions directes sont les deux postes clés responsables de plus de la moitié du changement climatique lié à la station d'épuration. Les émissions directes proviennent des gaz à effet de serre émis pendant le traitement et particulièrement du protoxyde d'azote (N_2O) lié au traitement de l'azote. Les autres contributions au changement climatique sont plus mineures et comprennent les consommations d'énergie et de produits chimiques ainsi que les émissions de gaz à effet de serre lors de l'application des boues dans les champs.

Ainsi, afin de diminuer l'impact de la station d'épuration sur le changement climatique, il est nécessaire de chercher à diminuer au maximum les émissions de N_2O. Limiter l'infrastructure de la station par une intensification des procédés est aussi une voie importante d'étude en étudiant aussi son effet sur les émissions de N_2O (Gao et al., 2016; Pronk et al., 2015).

Cette application des boues permet théoriquement de réduire les apports d'engrais et les émissions de gaz à effet de serre liées à la production de ces engrais.

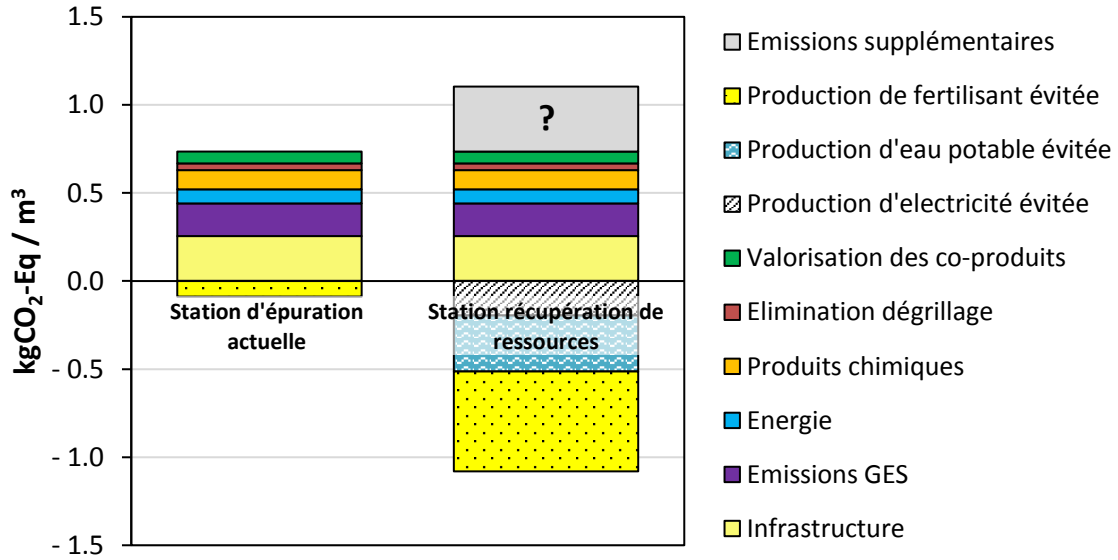


Figure 3 : Impact sur le changement climatique de la station d'épuration actuelle (Bisinella de Faria et al., 2015) et d'une station fictive qui valoriserait l'ensemble des nutriments, matière organique et eau.

La Figure 3 illustre le bilan sur le changement climatique dans le cas où l'ensemble des ressources contenues dans les eaux usées sont valorisées, à savoir :

- L'azote et le phosphore en engrais
- Les eaux usées traitées remplacent des usages d'eaux potables
- L'ensemble de la matière organique est valorisé en méthanisation avec revente de l'électricité produit.

Ainsi, la plus grande diminution des effets sur le changement climatique est réalisable par la valorisation de l'azote. Le remplacement d'eaux potables par les eaux usées traitées permet aussi un gain significatif. La valorisation du phosphore et de la matière organique ont des effets plus minoritaires sur les GES, mais contribuent à une réduction de l'épuisement des ressources minières.

Ainsi, pour diminuer l'impact de la station d'épuration sur le changement climatique, il est nécessaire de valoriser autant que possible l'azote.

III.2 Séparation à la source comme réponse à ces problématiques

La séparation à la source permettrait de mettre en œuvre les pistes d'amélioration précédemment relevées. En effet, l'azote des eaux usées provient majoritairement de l'urine, tandis que le phosphore se retrouve pour quasiment la moitié dans l'urine et les matières fécales (Figure 4). Les eaux grises, contiennent la quasi-totalité du volume produit, seul les chasses d'eau peuvent se retrouver avec l'urine et les matières fécales (en bleu clair dans la Figure 4).

Cette composition très différenciée dans chaque flux permet d'envisager des procédés spécifiques sur chaque flux et chaque composé. La collecte séparative de l'urine est toute indiquée pour la récupération de nutriments, tandis que les matières fécales sont utilisables pour récupérer la matière organique.

De plus, la séparation et la valorisation de l'azote présent dans les urines ou les eaux noires va permettre de ne pas le traiter par nitrification et dénitrification dans la ligne eau de la station d'épuration, et ainsi diminuer les émissions de N_2O. Enfin, la grande majorité des résidus pharmaceutiques sont excrétés dans les urines et les matières fécales et donc les eaux noires. Dans ces flux plus concentrés, les traitements pour leur élimination seront plus efficaces et moins énergivores qu'à la station d'épuration.

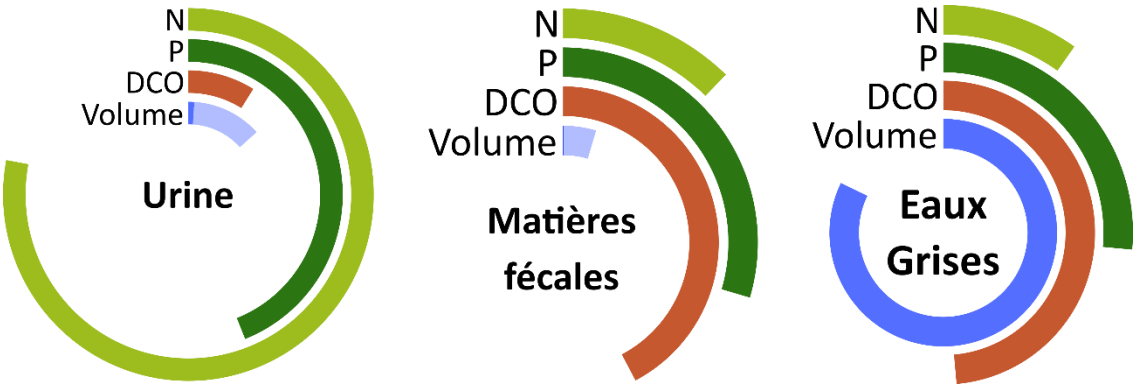


Figure 4: Décomposition des flux de nutriments (azote et phosphore), de la matière organique (DCO) et du volume produit selon les différents flux d'eaux usées (Données issues d'une étude bibliographique liste des auteurs à retrouver en Annexe I).

III.2.a Retour d'expérience des projets pilotes

Deux types de séparation à la source existent : la séparation des urines et celle des eaux noires provenant des toilettes. Des projets pilotes ont été construits depuis les années 90 (voir la Figure 5). Dans un premier temps, la séparation des urines a été testée dans les pays scandinaves pour faciliter la gestion des excrétas humains dans les maisons non raccordées aux égouts (Esculier, 2018). Puis l'intérêt agronomique de l'urine a amené à la mise en place de projets de séparation avec valorisation agricole. Les urines étaient collectées par des toilettes séparatives et stockées en bordure de champs pendant plusieurs mois. Le caractère alcalin de l'urine entraine une hygiénisation permettant un réemploi en fertilisant (Vinneras and Jönsson, 2013). La Suisse a aussi été un initiateur de la séparation des urines et travaille toujours activement sur cette thématique (Keogh, 2018). L'EAWAG un institut suisse de recherche en environnement a ainsi développé un traitement de l'urine par stabilisation (nitrification partielle) et concentration (distillation) (Etter and Udert, 2015). Ce procédé est maintenant en phase de commercialisation avec la spin-off VUNA. Néanmoins, une consommation énergétique élevée est constatée. De plus, de nombreux traitements ont été testés à l'échelle laboratoire mais peu à des échelles significatives (Harder et al., 2019).

Le deuxième type de séparation à la source est la séparation des eaux noires provenant des toilettes. Cette séparation a été testée majoritairement en Allemagne et aux Pays-Bas (de Graaff and van Hell, 2014; Sievers et al., 2016). La digestion anaérobie des eaux noires est systématiquement appliquée (de Graaff et al., 2010). Les digestats sont ensuite traitées pour récupérer majoritairement le phosphore, l'azote étant éliminé. De plus, de nombreux projets couplent la digestion des eaux noires avec les biodéchets de cuisine afin d'augmenter la production de méthane. Les eaux grises restantes sont la plupart du temps traitées sur place. Enfin, des projets de séparation des eaux grises uniquement ont eu aussi lieu afin de réutiliser les eaux en irrigation ou dans les chasses d'eau (Friedler et al., 2005). Ces projets se retrouvent essentiellement dans les pays souffrant de stress hydrique (Israël, Australie, côte ouest des Etats-Unis…).

III.2.b Inconvénient et défis

L'analyse de ces projets pilotes a montré les défis à surmonter et les obstacles limitant la mise en place plus large de ces solutions.

Tout d'abord la séparation des urines est freinée par des toilettes à séparation encore peu optimisées et dédiées à un public soucieux de son impact environnemental. Ainsi, la réduction des volumes de chasse est très élevée et limite la performance de nettoyage de la cuvette. De plus, la séparation des urines se fait avec une barrière entre les deux cuvettes très haute laissant peu de solutions lors de mauvaises utilisations des toilettes (fèces dans la cuvette des urines). En mars 2019, les toilettes Save! ont été mises sur le marché par le constructeur Laufen et élaborées par EOOS sur les conseils de l'EAWAG. Ces toilettes ont pour objectif de solutionner l'ensemble de ces problématiques. Pour cela des toilettes identiques à des conventionnelles ont été construites, avec une capture passive de l'urine par la tension superficielle de la porcelaine (voir schéma en Annexe II). Ces toilettes sont supposées collecter une urine très peu diluée et en grande quantité. Les prochains projets pilotes où elles seront installées viendront confirmées ces promesses. Cependant, un changement reste nécessaire pour l'ensemble des modèles de toilettes : les hommes doivent uriner assis afin de collecter leur urine.

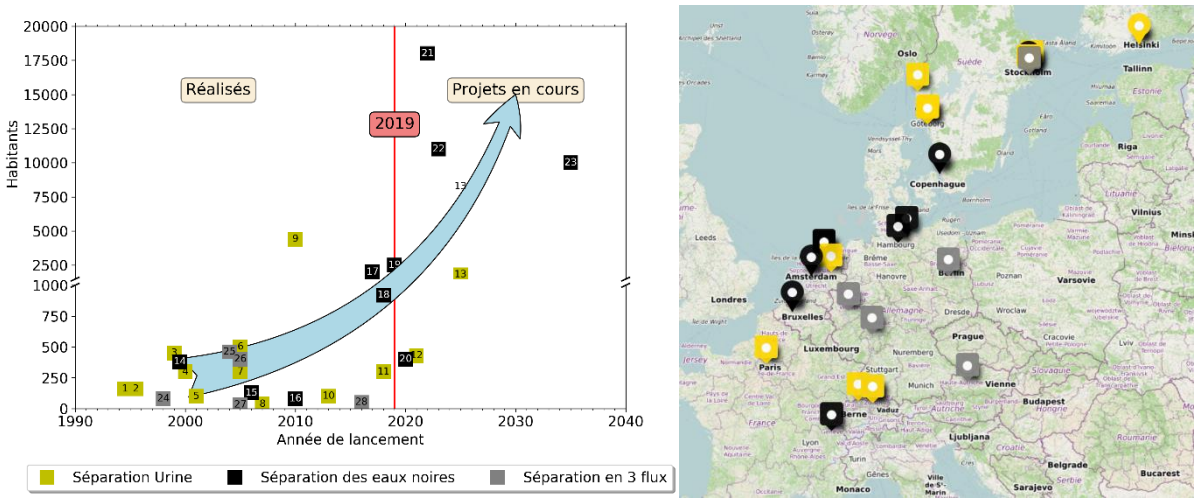


Figure 5: Evolution de la taille et du type de séparation pour les projets pilotes. (Liste non exhaustive).
1: Understenhojden (SE), 2: Palsternackan (SE), 3: Ecole Eklandaskolan (SE), 4: Kullon (SE), 5: Universeum Museum (SE), 6: Basel-Landschaft library (SW), 7: Currumbin (AU), 8: Forum Chriesbach (SW), 9: University X Windesheim (NL), 10: ValueFromUrine pilot (NL), 11: Technical building in WWTP , Seine Aval (FR), 12: Aalto University (FI), 13: Saint-Vincent-de-Paul (FR), 14: Flintenbreite (DE), 15: Lemmerweg (NL), 16: Noorderoek (NL), 17: Jenfelder Au (DE), 18: Schipperskaai (BE), 19: Buiksloterham (NL), 20: Noorderoek (NL), 21: Strandeiland (NL), 22: Stockholm Royal Seaport (SE), 23: H+ (SE), 24: Gebers (SE), 25: Solar City (A), 26: Saniresch (DE), 27: SCST (DE), 28: NEST (SW)

Les premiers projets pilotes ont été aussi confrontés à de la précipitation dans les conduites d'urine (Vinneras and Jönsson, 2013). En effet de par sa forte salinité, l'urine a tendance à précipiter avec les minéraux présents dans l'eau de chasse (Udert et al., 2003). A terme cette précipitation peut causer l'entartrage total des conduites. Depuis des guides de bonnes pratiques sont disponibles pour éviter ces désagréments. Trois points clés ressortent : 1) Privilégier l'eau de pluie dans les chasses d'eau moins riche en minéraux que l'eau potable, 2) Bien dimensionner le réseau de collecte (pas de coude, pente suffisante), 3) entretenir le réseau (nettoyage fréquent à l'acide citrique et mise en charge ponctuelle) (Brun, 2019).

Dans le cas de la séparation des eaux noires, peu de problème technique sont venus à l'encontre des projets. Par contre des problèmes structurels ont dû être déjoués. En effet, le réseau sous vide utilisé pour transporter les eaux noires est d'une technicité plus grande qu'un réseau gravitaire (Islam, 2017; Miszta-Kruk, 2016). Ainsi une formation des agents de maintenance du réseau d'assainissement est nécessaire. De plus peu de donnée était disponible pour le dimensionnement de réseau pour les eaux noires et les réseaux peuvent avoir des consommations énergétiques très variés. Enfin le défi principal est de mettre en place des traitements décentralisés pérennes dans le temps avec un réseau d'acteur et de gestion bien défini au préalable.

La séparation à la source fait aussi face aux limites d'utilisation des sous-produits. En effet dans certains projets suédois aucun agriculteur n'a voulu récupérer l'urine stockée et aucune valorisation n'a donc été possible. L'urine, bien que concentrée en nutriment, n'est pas équivalente aux engrais commerciaux et cela représente un frein pour les agriculteurs (Brun, 2018). De manière plus générale, ces sous-produits sont considérés comme des déchets et doivent donc faire l'objet d'un suivi (voir encart réglementaire). Jusqu'à présent, seul le produit du procédé VUNA, l'Aurin, a reçu une autorisation de mise sur le marché Suisse comme engrais universel.

Valorisation des produits issus des excrétas humains

L'urine est considérée comme un déchet, le sulfate d'ammonium et la struvite également.

La valorisation peut être réalisée par un plan d'épandage impliquant le suivi agronomique de chaque parcelle et engageant la responsabilité du producteur ou par la mise en œuvre d'une d'autorisation de mise sur la marché (AMM) et acquérir le statut de produit. Dans ce cas, le produit est utilisé dans les mêmes conditions qu'une matière fertilisante commerciale et il n'est pas nécessaire de prévoir d'études pédologiques, de plans d'épandage et de suivi agronomique. Cette AMM est délivrée par l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) à l'issue d'une évaluation permettant, de vérifier dans les conditions d'emploi prescrites, l'absence d'effet nocif sur la santé humaine, la santé animale et sur l'environnement et son efficacité, selon les cas, à l'égard des végétaux et produits végétaux ou des sols.

D'une façon générale, l'expérience de valorisation des fertilisants ou des amendements d'origine organique (MAFOR) montre qu'actuellement le modèle économique ne peut être assuré uniquement par la vente de ces nutriments (exemple des prix du marché de 800 €/t N et 350 €/t P). En effet, les agriculteurs sont prêts, de manière quasi unanime, à payer un urino-fertilisant transformé et concentré, à un prix inférieur ou égal aux fertilisants actuels à unité NPK égale. Toutefois si le produit ne rassemble pas toutes les conditions, il devra être à « zéro euro rendu racine ».

IV. CHAMPS D'ETUDE

Le projet MUSES avait pour but de créer un outil d'aide à la décision qui permette d'évaluer la pertinence de solutions de séparation à la source vis-à-vis de solutions conventionnelles à l'échelle d'un quartier.

Ce choix de l'échelle du quartier permet de s'approcher de la réalité actuelle de la mise en place des projets pilotes de séparation à la source qui ont des tailles limitées. De plus en considérant le quartier, il est possible de prendre en compte l'influence de différents urbanismes. Que la séparation à la source s'implémente dans une zone pavillonnaire peu dense ou dans un centre urbain à forte dominance de bâtiment tertiaire n'aura pas le même impact sur les transports à mettre en place et les contraintes foncières pour le traitement. Ces différences d'urbanismes pourraient aussi expliquer les variations obtenues dans les évaluations déjà réalisées.

Le choix des scénarios évalués a dû être restreint afin de pouvoir créer leur modélisation associée et ne pas démultiplier le nombre de scénario à analyser. Pour cela, le choix s'est porté sur des scénarios proches des projets pilotes existants. Ainsi les séparations des urines et des eaux noires sont évaluées, de même qu'une réutilisation des eaux grises traitées. Le choix des traitements s'est basé sur les meilleures technologies disponibles.

L'analyse du contexte lié à l'assainissement, a montré l'importance de valoriser l'azote ce qui est peu fait à l'heure actuelle. Ainsi cette étape a été rajoutée dans tous les scénarios. Enfin le scénario de référence a été choisi avec soin pour représenter lui aussi une situation idéale avec les meilleures technologies disponibles pour valoriser les nutriments. Ainsi les scénarios alternatifs ne sont pas comparés à la situation actuelle mais à ce que pourrait devenir les stations dans un avenir plus ou moins proche.

Enfin le dernier enjeu du projet MUSES était d'analyser les freins et leviers mis à jour dans les projets précédents mais aussi ceux des acteurs professionnels français représentés dans un comité de suivi du projet. Les contraintes de chaque acteur ont ainsi pu émerger au fur et à mesure des réunions.

Partie III. Méthodologie mise en œuvre

I. METHODOLOGIE EMPLOYEE

La méthodologie utilisée est illustrée par la Figure 6, plus de détails sont disponibles dans le manuscrit de thèse (Besson, 2020) résultant du projet MUSES (diffusable sur demande).

Dans un premier temps les quartiers sont construits, puis les quantités et caractéristiques des eaux usées produites sont déduites du nombre de personnes habitant et travaillant dans le quartier. Le dimensionnement des collectes des eaux usées et des traitements est ensuite réalisé. Les traitements décentralisés sont modélisés à partir de données de la littérature, tandis que la station d'épuration est modélisée sur un logiciel dédié permettant une prise en compte plus fine des phénomènes présents.

Les résultats des deux modèles permettent de générer l'inventaire du cycle de vie du système, notamment le bilan matière et énergie. Une fois les résultats de l'ACV obtenus pour chaque système la comparaison des scénarios à l'échelle du quartier est effectuée. Pour cela les résultats de l'état initial avant la construction du quartier vont être soustraits à chaque résultat des différents scénarios de traitement du quartier. Les résultats du quartier sont ensuite normalisés par le nombre d'EH traité (équivalent habitant). Enfin une comparaison est réalisée entre la référence et les scénarios de séparation à la source.

Le choix équivalent habitant (EH) comme unité fonctionnelle de l'ACV, s'explique par le besoin d'une unité invariante entre les différents urbanismes et tailles de quartier.

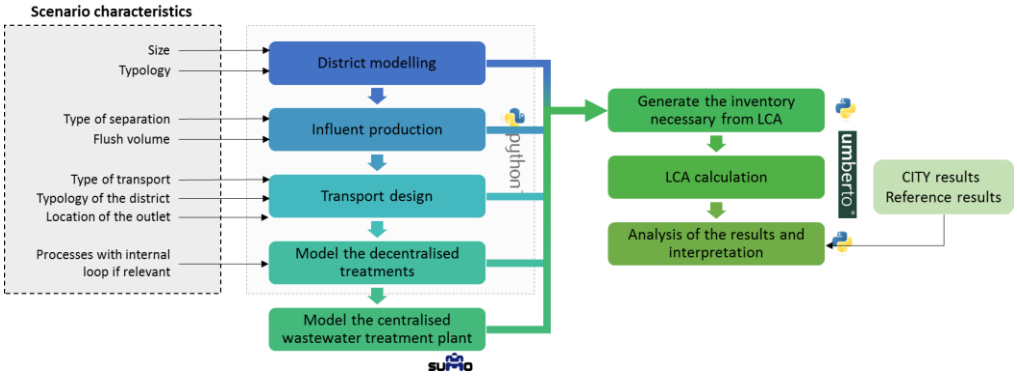


Figure 6: Méthodologie suivie pour analyser les différents scenarios de séparation à la source

II. SCENARIOS ETUDIES

II.1 Description générale

Trois scénarios de séparation à la source ont été étudiés (Figure 7), inspirés des projets pilotes européens.

Ainsi une séparation des urines a été étudiée ainsi qu'une séparation des eaux noires. Au vue de la difficulté de mettre en place des filières décentralisées de gestion des urines, un traitement à la station d'épuration a été préféré.

Le choix des traitements a été fait pour maximiser la récupération des nutriments et de la matière organique. Ces nutriments ont vocation à être des fertilisants et les meilleures technologies disponibles et acceptées par la communauté scientifique ont été choisies selon des critères de fiabilité et de consommation énergétique.

Au vue de l'importance de la valorisation de l'azote, un traitement spécifique a été ajouté pour extraire l'azote, ce qui n'est pas fait dans les projets pilotes.

Le scénario Urine considère la séparation des urines, leur transport et leur traitement sur la STEU centralisée conjointement avec les surnageants de déshydratation des boues digérées. Pour le scénario EN, les eaux noires séparées avec des toilettes sous vide et sont traitées de manière décentralisée sur le quartier, alors que les eaux grises sont envoyées à la STEU. Dans le dernier scénario EN-EG, les eaux noires séparées et les eaux grises font tous deux l'objet de traitements décentralisés.

Ces trois scénarios de séparation à la source sont comparés à un scénario de Référence consistant à une collecte des eaux usées par réseaux gravitaire et un traitement des centralisé à la station d'épuration. Comme les traitements des scénarios de séparation à la source sont les meilleures technologies disponibles pour valoriser la matière, la même approche a été appliquée à la station d'épuration. Celle-ci a donc été choisie pour récupérer et valoriser au maximum les nutriments et la matière organique.

Chaque scénario est analysé à l'échelle du quartier en prenant en considération l'impact sur la station d'épuration existante qui traite le reste des eaux usées de la ville.

L'objectif principal de ce projet était de construire un outil capable d'évaluer avec les frontières d'étude les plus étendues possibles, des scénarios d'assainissement. Bien que de nombreux scénarios puissent évalués avec cet outil, seuls trois scénarios ont été étudiés afin de limiter la dispersion. Les résultats sur ces scénarios permettront d'affiner les prochains scénarios à étudier.

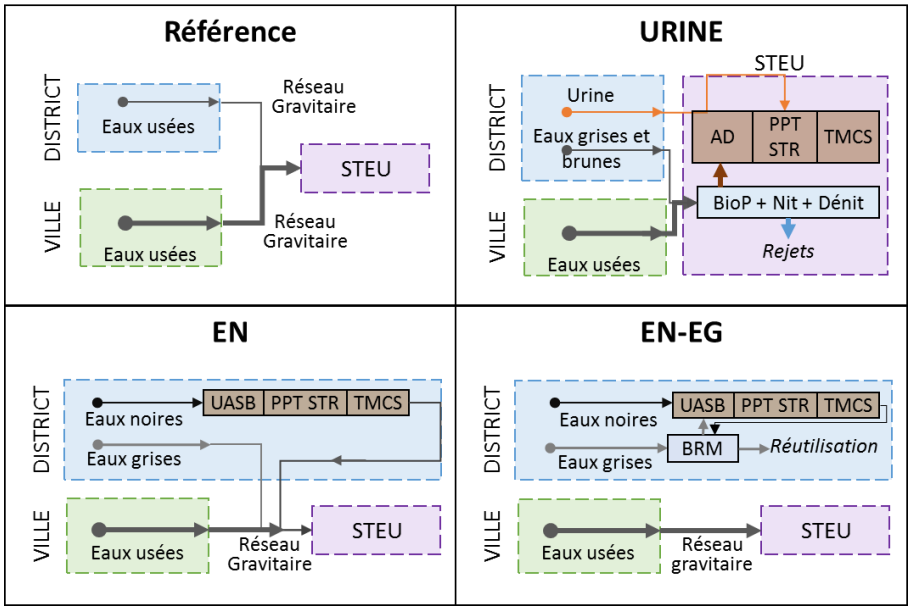


Figure 7: Scénarios étudiés. EN : Eaux noires, EN-EG : Eaux noires et Eaux grises, AD : Digesteur, PPT STR : précipitation de struvite, TMCS : Chemiosorption transmembranaire (récupération de l'azote). BioP : élimination biologique du phosphore, Nit : nitrification, Dénit : dénitrification

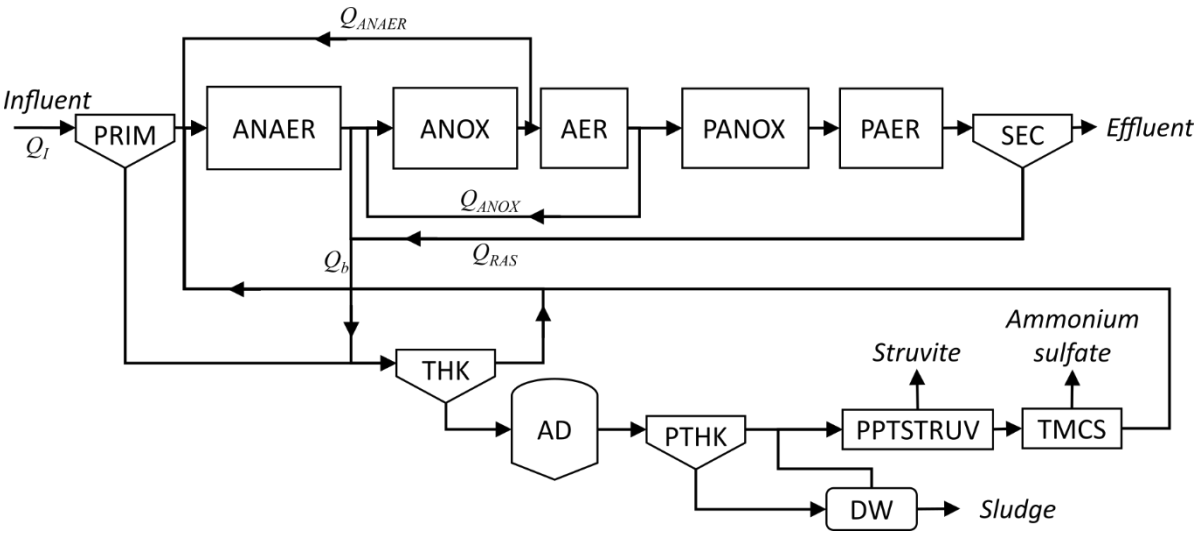


Figure 8 : Description schématique du fonctionnement de la station d'épuration intégrant la valorisation des nutriments. PRIM : décantation primaire, ANAER : bassin anaérobie, ANOX : bassin anoxique, AER ; bassin aéré, PANOX ; bassin post-anoxique, PAER : bassin post aéré, SEC : décanteur secondaire, THK ; épaississeur, AD : Digestion anaérobie, PTHK : post épaississeur, DW : déshydratation des boues, PPTSTRUV : précipitation de struvite, TMCS : chimio-sorption transmembranaire (récupération de l'azote).

II.2 Choix des traitements

Les procédés mis en place dans ces scénarios ont été choisis comme étant les meilleures technologies disponibles et testées et acceptées pour répondre aux objectifs fixés à savoir : minimiser la consommation énergétique des procédés en maximisant la récupération des nutriments et de la matière organique.

II.2.a Station d'épuration

La station d'épuration décrite en Figure 8**Erreur ! Source du renvoi introuvable.** est améliorée pour récupérer les nutriments et la matière organique, ainsi elle correspond à une station d'épuration améliorée par rapport à la station d'épuration actuelle.

Une station d'épuration traitant 56 000 EH a été considérée avec un débit de 12 900 m^3/j.

Les technologies pour récupérer le phosphore se mettent en place dans les surnageants de déshydratation des boues après digestion. Le procédé considéré comme le plus abouti est une précipitation du phosphore sous forme de struvite. Afin d'augmenter la quantité de P récupéré, une déphosphatation biologique des eaux usées est mise en place avec un bassin anaérobie en tête de station. Une population bactérienne suraccumulant le phosphore est ainsi cultivée. Le P piégé dans la boue sera libéré pendant la digestion anaérobie.

Afin de récupérer l'azote, les procédés actuels de récupération ne peuvent s'installer que sur des flux concentrés donc sur les surnageants de déshydratation des boues après digestion. Ainsi après l'étape de récupération du phosphore aura lieu une récupération de l'azote. Peu de technologies sont disponibles pour la récupération de l'azote et la plupart nécessitent une consommation énergétique élevée comme le stripping de l'ammoniac. Un procédé émergent semble très prometteur : la chimiosorption transmembranaire (TMCS) qui a été installé à échelle pilote sur deux stations d'épuration suisses (Böhler et al., 2016). Ce traitement semblable à un stripping de l'ammoniac utilise une membrane hydrophobe pour transférer l'ammoniac au lieu d'un flux d'air, limitant ainsi les consommations énergétiques.

II.2.b .Digestion des eaux noires

La digestion des eaux noires se fait à l'aide d'un réacteur dit UASB (upflow anaerobic sludge blanket) qui a la particularité de combiner la réaction et la séparation des phases liquide et solide, par la mise en place d'un lit de boues avec des vitesses de sédimentation différentes permettant de découpler le temps de séjour des boues et des liquides. Cette technologie a déjà fait ses preuves pour le traitement des eaux noires (de Graaff et al., 2010), avec une productivité de 60% de la DCO entrante convertie en méthane (exprimé en DCO).

II.2.c Précipitation du P en struvite

La struvite est un minéral composé de façon équimolaire d'azote, de phosphore et de magnésium. Quel que soit le flux traité le magnésium est l'élément limitant et doit donc être ajouté. Un ratio molaire Mg/P de 1,5 est nécessaire afin d'atteindre une récupération de phosphore supérieure à 80 %. Dans le cas des digestats d'eaux noires 86 % des phosphates est récupérés (de Graaff and van Hell, 2014). Pour le procédé dans la STEU, le modèle SUMO calcule la production de struvite suivant les paramètres chimiques (pH, et concentration).

II.2.d Récupération de l'azote (TMCS)

Comme mentionnée dans la partie précédente, le procédé TMCS est basé sur le transfert de l'ammoniac. Il faut donc être dans des conditions de pH et de température favorable à sa présence plutôt que l'ion

ammonium. Ce couple de paramètres doit être optimisé afin de limiter l'impact du traitement. Pour cette étude les paramètres par défaut sont un pH de 9,6 pour une température de 45°C permettant ainsi 89% d'ammoniac par rapport à l'ammonium. Un ajout de soude est réalisé pour atteindre le pH de fonctionnement. Un transfert de 90 % de l'ammoniac est considéré avec un coefficient de transfert de 1,7 10^{-5} m/s (Ahn et al., 2011).

II.2.e Bioréacteur à membrane

Les eaux grises dans le dernier scénario (EN-EG) sont traitées dans un bioréacteur à membrane permettant une meilleure élimination des pathogènes que les boues activées grâce à la barrière membranaire.

Le dimensionnement du réacteur se fait suivant les besoins de traitement pour atteindre les normes de rejets (voir paragraphe suivant) : avec ou sans dénitrification, avec ou sans déphosphatation biologique et avec ou sans un complément d'élimination chimique. L'aération est nécessaire pour les réactions biologiques mais aussi pour limiter le colmatage des membranes. La valeur de 1,2 $Nm^3/h/m^2$ a été choisie comme étant une valeur médiane de celles trouvées dans la littérature (Jefferson et al., 2001; Lesjean and Gnirss, 2006; Merz et al., 2007; Peter-Fröhlich et al., 2007).

II.2.f Objectifs et contrôles

La comparaison par la méthode d'ACV nécessite de mettre en place des scénarios ayant des objectifs et des fonctionnalités similaires. Il est donc important que chaque scénario ait la même efficacité de traitement. Les normes de rejet auxquelles la station est soumise, ont été ainsi choisies pour l'ensemble des rejets : centralisé ou décentralisé dans le scénario EN-EG, considérant une station rejetant en zone sensible à l'eutrophisation.

Afin de respecter ces normes de rejets à la STEU, quel que soit le nouveau quartier, un contrôle a été mis en place sur le logiciel SUMO. Ainsi, l'ajout de chlorure ferrique est dosé afin d'atteindre 1 mg-P/L. Le méthanol nécessaire pour la post-dénitrification est dosé pour respecter 10 mg-N/L.

De plus, les débits des recirculations pour la déphosphatation biologique et la pré-dénitrification sont proportionnels au débit entrant dans la station.

II.3 Données inventaires ACV

L'inventaire de l'ACV est décrit dans la Figure 9. Les données issues de la modélisation sont utilisées pour générer l'inventaire. Les émissions de N_2O ne sont pas modélisées dans le modèle SUMO, et le facteur d'émissions de (IPCC, 2019) a été utilisé : 1,6 % du N entrant dans la station ou le BRM.

De plus cette étude a été réalisée en considérant une situation européenne; ainsi le mix européen de production d'électricité a été choisi.

L'ensemble des hypothèses utilisées peuvent être retrouvées dans le manuscrit de thèse (Besson, 2020).

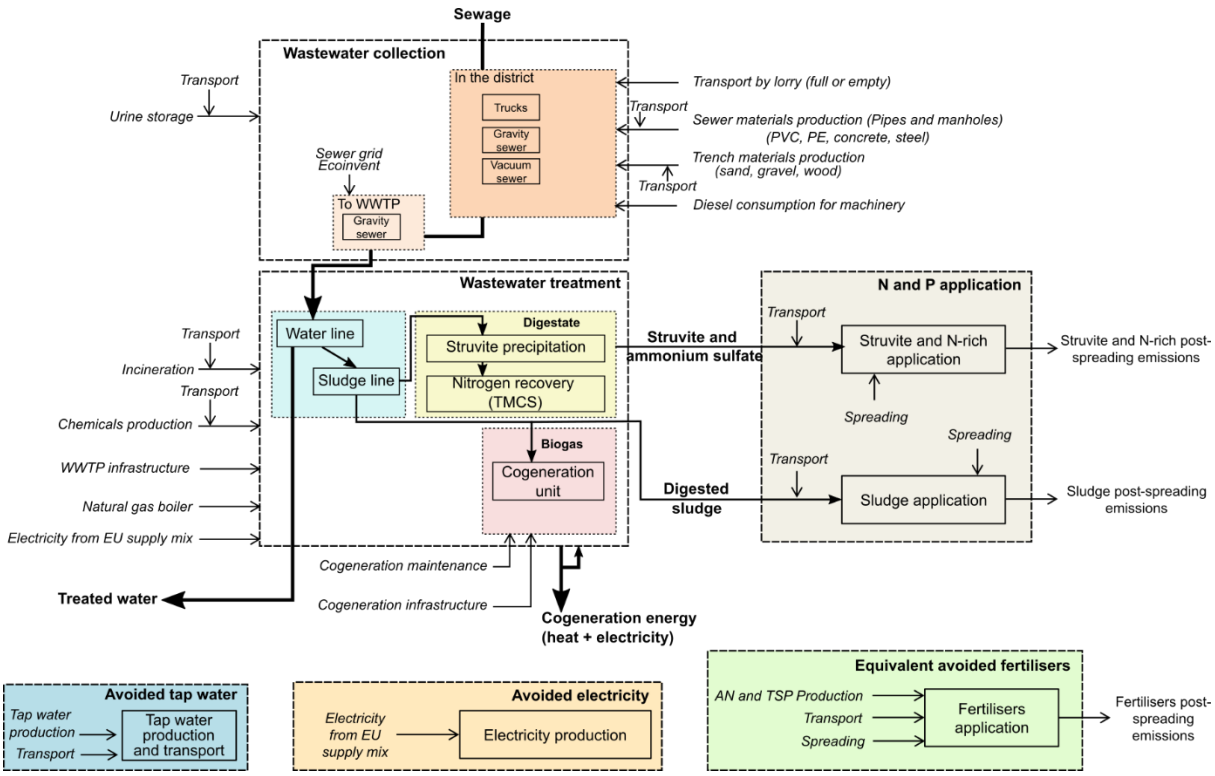


Figure 9: Frontières du système étudié en ACV.

III. URBANISMES ETUDIES

Les différents scénarios ont été étudiés sur plusieurs types d'urbanisme afin de connaitre son influence sur l'efficacité et les impacts des systèmes. La densité d'habitant est supposée avoir un impact fort sur la gestion des eaux usées. Une densité faible entraine de longues distances de transport afin d'atteindre les mêmes flux à traiter qu'un quartier de forte densité. L'usage des bâtis va aussi influencer les flux à traiter. Moins d'eaux usées sont produites dans les bâtiments de bureaux que dans les logements et encore moins que dans les hôtels.

Les travaux de (Bonhomme, 2013) ont permis de créer six types d'urbanismes caractéristiques des villes françaises :

- DP ; pavillons discontinus
- CP : pavillons continus
- DB : immeubles discontinus
- CB : immeubles continus
- HT : immeubles de grande hauteur
- CC : centre-ville

L'étude bibliographique a montré que ces typologies se retrouvent dans la plupart des pays européens. Plusieurs caractéristiques varient en même temps entre chaque type d'urbanisme : la densité bâtie représentative de la surface générée pour les activités, le coefficient d'occupation des sols décrivant l'espace encore disponible dans le quartier, le pourcentage de bâtiments collectifs et individuels, ainsi que le pourcentage de surface de plancher réservée au logement ou au tertiaire.

La création des quartiers théoriques utilise ces données pour positionner les bâtiments, les routes et les points de collecte des eaux usées. Les six types d'urbanismes sont décrits dans la Figure 10 avec des exemples de quartier toulousain représentatifs. Les caractéristiques de chaque urbanisme peuvent être retrouvées en Annexe III.

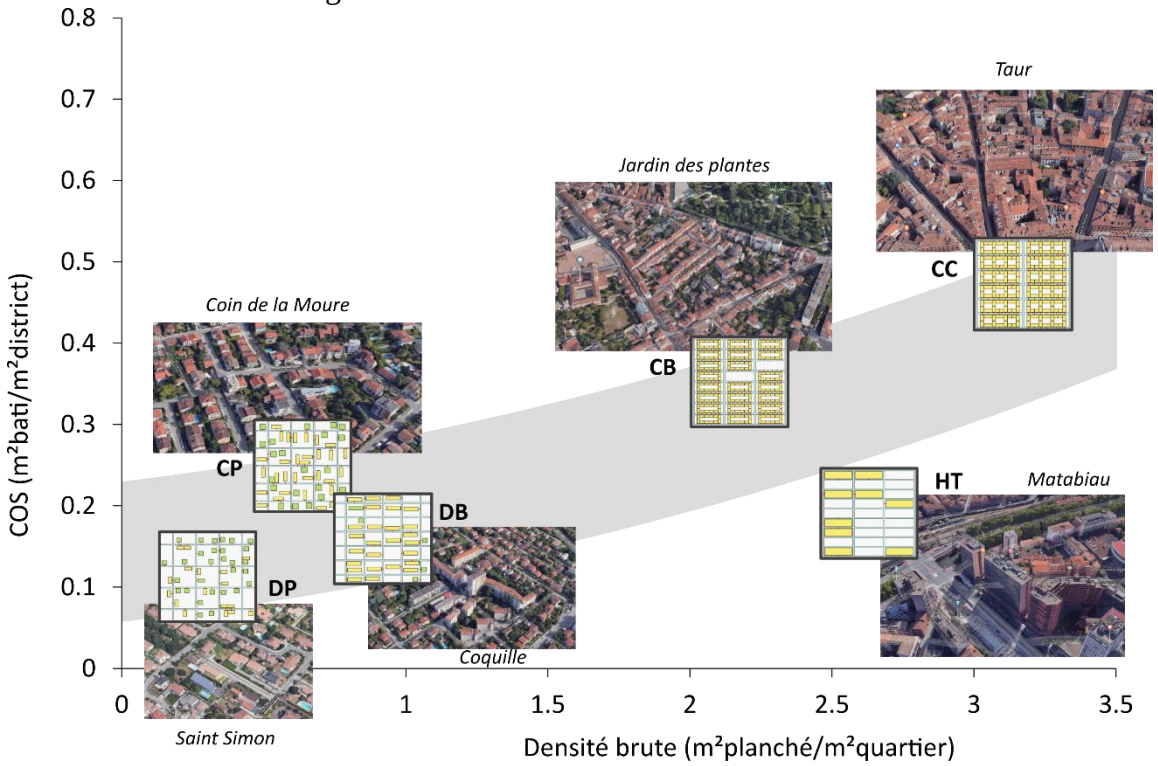


Figure 10: Les différents types d'urbanisme selon leur coefficient d'occupation du sol (COS) et leur densité bâtie brute, avec des exemples de la région toulousaine.

Partie IV. Comparaison des scénarios de séparation à la source

I. TABLEAU DE SYNTHESE

	Réf	U	EN	EN-EG
Récupération N fertilisant	6 %	48 %%	54 %	57 %
Récupération P fertilisant	13 %	58 %	73 %	68 %
Récupération DCO (biogaz)	35 %	32 %	46 %	39 %
Limitation consommation eau	/	/	Oui avec la diminution des chasses d'eau	
Valorisation de l'eau	/	/	/	Oui 100 % des eaux grises
Bilan électrique kWh/an/EH	19	20	22	98
Bilan chaleur kWh/an/EH	-25	-6	44	102
Bilan changement climatique	84 kgCO_2 eq/an/EH	46 kgCO_2 eq/an/EH	55 kgCO_2 eq/an/EH	106 kgCO_2 eq/an/EH
Bilan économique Coûts de l'assainissement	1,6 €/m^3	1,7 €/m^3 Faible recette par les fertilisants	2,1 €/m^3	1,9 €/m^3 Recettes apportées par la réutilisation des eaux grises

SYNTHÈSE

- La séparation à la source permet d'augmenter fortement la récupération des nutriments de 6 % à minimum 48 % pour l'azote et de 13 % à minium 58 % pour le phosphore.
- La valorisation de la matière organique est peu modifiée par les scénarios de séparation à la source.
- Le bilan énergétique montre des besoins importants de chaleur pour la récupération de l'azote dans les traitements décentralisés. Le traitement des eaux grises par bioréacteur à membrane est plus consommateur d'électricité que les autres scénarios.
- Le bilan sur le changement climatique montre un impact plus faible des scénarios URINE et EN grâce à la valorisation de l'azote en fertilisant et à la imitation de l'émission de N_2O pendant le traitement biologique. Cependant les consommations énergétiques liées au traitement des eaux grises dans le scénario EN-EG ne sont pas compensées par la valorisation des eaux traitées. Ce scénario abouti à un impact plus important du système sur le changement climatique que la référence.
- Le bilan économique montre un intérêt plus marqué pour la valorisation de l'eau et la revente de l'électricité que pour la valorisation des nutriments.

II. DESCRIPTION DU QUARTIER ETUDIE

Dans cette partie, les quatre scénarios mentionnés précédemment ont été modélisé pour un urbanisme précis : les immeubles discontinus, présentant une densité moyenne parmi les urbanismes étudiés. Une analyse environnementale et économique ont été menées.

Ce quartier (Figure 11) d'une surface de 6,25 ha comprend 921 habitants et 469 personnes travaillant dans le quartier, avec une majorité de bâtiment de logement collectif et quelques maisons individuelles.

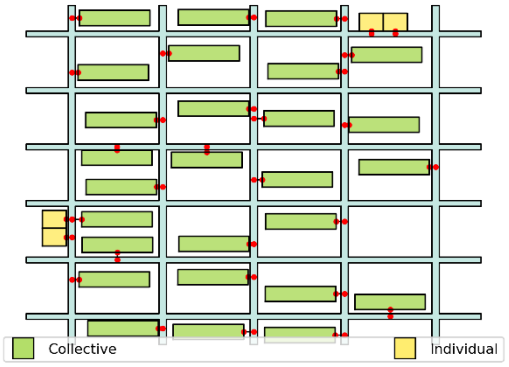


Figure 11 : Plan du quartier étudié avec en jaune les maisons individuelles et en vert les bâtiments collectifs.

III. D'UN POINT DE VUE ENVIRONNEMENTAL

Grâce à l'outil développé, il est possible d'analyser les quatre scénarios au regard de leur efficacité de récupération des ressources et du bilan énergétique. L'analyse de cycle de vie vient compléter cette analyse pour prendre en compte les effets de la gestion des eaux usées sur les autres systèmes (production de fertilisant, d'énergie et d'eau potable).

III.1 Bilan matière

En ce qui concerne les capacités de récupération, les trois différents scénarios de séparation à la source permettent un gain important sur les nutriments (azote et phosphore) comme illustré par la Figure 12.

Le scénario de référence ne permet de récupérer que 6 % de l'azote et 13 % du phosphore sous forme de fertilisant. Les scénarios alternatifs de séparation à la source permettent d'atteindre entre 48 % à 57 % de l'azote et de 58 % à 73 % du phosphore.

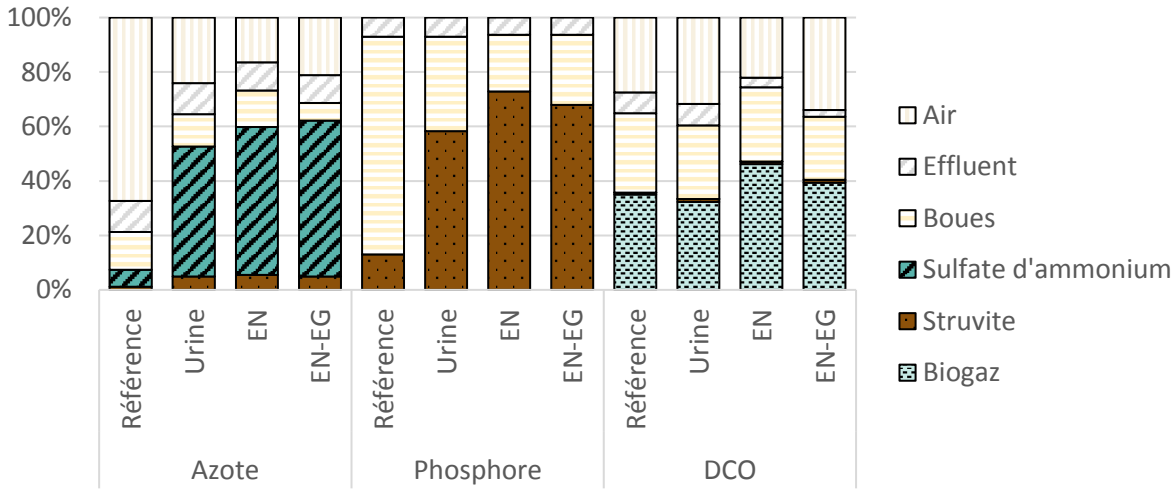


Figure 12: Devenir de l'azote, du phosphore et de la matière organique pour chaque scenario.

Le phosphore récupéré dans le scénario de référence se retrouve quasi intégralement dans les boues qui sont considérées épandues dans les champs. Ainsi, une partie de ce phosphore est valorisée. Cependant (Bisinella de Faria et al., 2015) considère que seulement 70 % est biodisponible pour les plantes contre 100 % dans le cas de fertilisant. Ainsi, la séparation à la source permet bien d'augmenter le taux de phosphore disponible pour les végétaux de 69 % à minimum 83 %.

De plus, la séparation des urines permet de récupérer autant de phosphore que la séparation des eaux noires (EN) car la station d'épuration fonctionne avec une élimination biologique du phosphore. Ainsi, une partie importante du phosphore des eaux usées se retrouve dans les boues et sera précipité dans la struvite. L'élimination biologique est, de plus, améliorée avec la modification du ratio DCO/P en entrée de station.

Par contre la séparation à la source ne permet pas d'augmenter significativement les taux de récupération de la matière organique. La séparation de l'urine peut même entrainer une légère baisse de la production de biogaz.

III.2 Bilan énergie

La Figure 13**Erreur ! Source du renvoi introuvable.** illustre le bilan des consommations et production électrique. Les productions des trois premiers scénarios permettent de compenser leurs consommations. A noter qu'ici, l'étude se fait à l'échelle du quartier et non à l'échelle de la STEU. Dans le cas de référence la STEU ne produit que 81 % de sa consommation. Cependant, avec la construction du nouveau quartier, les consommations supplémentaires à la STEU sont compensées par la production supplémentaire, c'est pourquoi le bilan du scénario de Référence est négatif.

Le scénario Urine permet de réduire la consommation liée à l'aération, mais les pré-traitements pour la récupération d'azote compensent malheureusement cette baisse.

Pour le scénario EN, une forte baisse des consommations au niveau de la station est observée. Cependant, les besoins électriques du réseau sous vide viennent la compenser. Un bilan énergie (électrique) similaire au scénario de référence et Urine est atteint.

Pour le dernier scénario (EN-EG) avec des traitements totalement décentralisés, la consommation du BRM est rédhibitoire pour le bilan électrique. De plus, comme la production de biogaz décentralisée est faible, l'unité de cogénération produit plus de chaleur que d'électricité.

$$E_{ref}=E_{EN}=E_{Urine}<<E_{EN-EG}$$

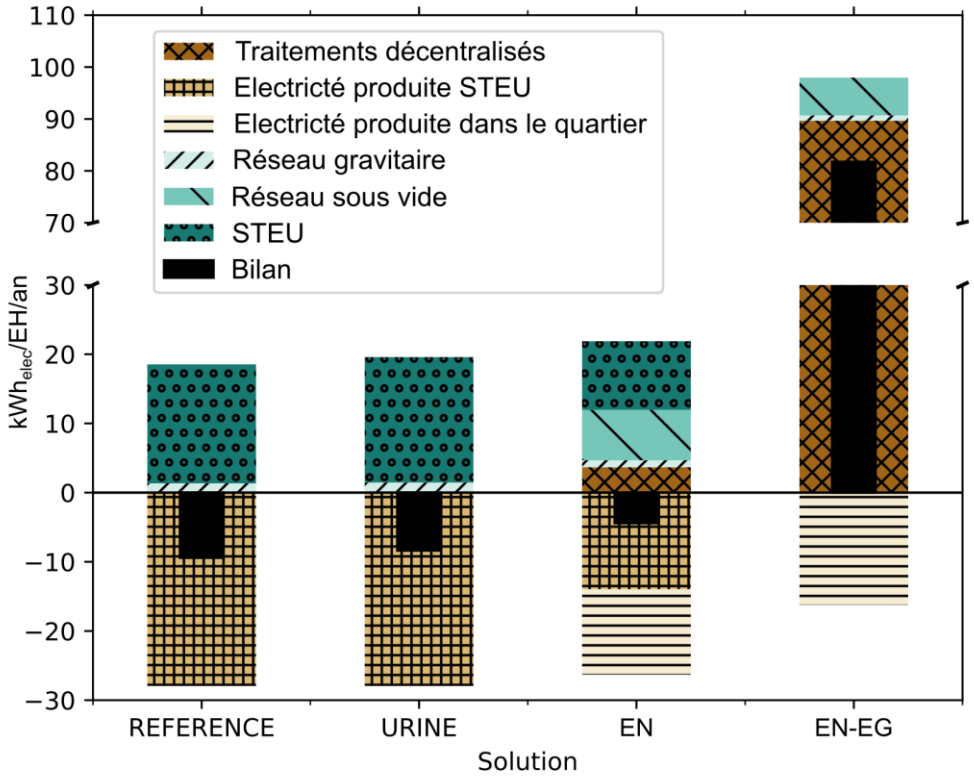


Figure 13 : Bilan énergétique (électrique) pour les quatre scenarios étudié. En positif les consommations, en négatif les productions. La barre noire représente le bilan)

III.3 Analyse de cycle de vie

L'impact environnemental du cycle de vie du système peut être analysé à deux niveaux :

- Les méthodes dites « Midpoints » qui quantifient une liste de catégories d'impacts globaux des substances émises ou consommées.
- Les méthodes dites « Endpoints » équivalent aux dommages causés par les impacts globaux précédents à la fin de la chaine sur trois cibles : la qualité des écosystèmes, la santé humaine et les ressources.

Les méthodes « midpoint » présentent une meilleure précision du fait de la meilleure connaissance des cycles en jeu. Les méthodes « Endpoint » permettent toutefois d'analyser les impacts les uns vis-à-vis des autres et donc d'identifier les catégories responsable de la majorité des dommages sur l'environnement.

Ces deux types de méthodes sont analysés.

III.3.a Méthode « Endpoint »

La Figure 14 montre que l'impact du système assainissement (collecte et traitement), est majoritairement sur la santé humaine (de 45 % à 59 %). De plus, que ce soit sur la santé humaine ou la qualité des écosystèmes, le changement climatique est responsable de la majeure partie des dommages.

Le deuxième contributeur aux dommages sur la santé humaine est la production de particules. Le troisième contributeur sur l'impact total est de la déplétion des ressources fossiles. On remarque ainsi que ces trois causes (changement climatique, production de particule et déplétion des ressources) sont souvent liées à la consommation d'énergie produite à partir de ressources fossiles.

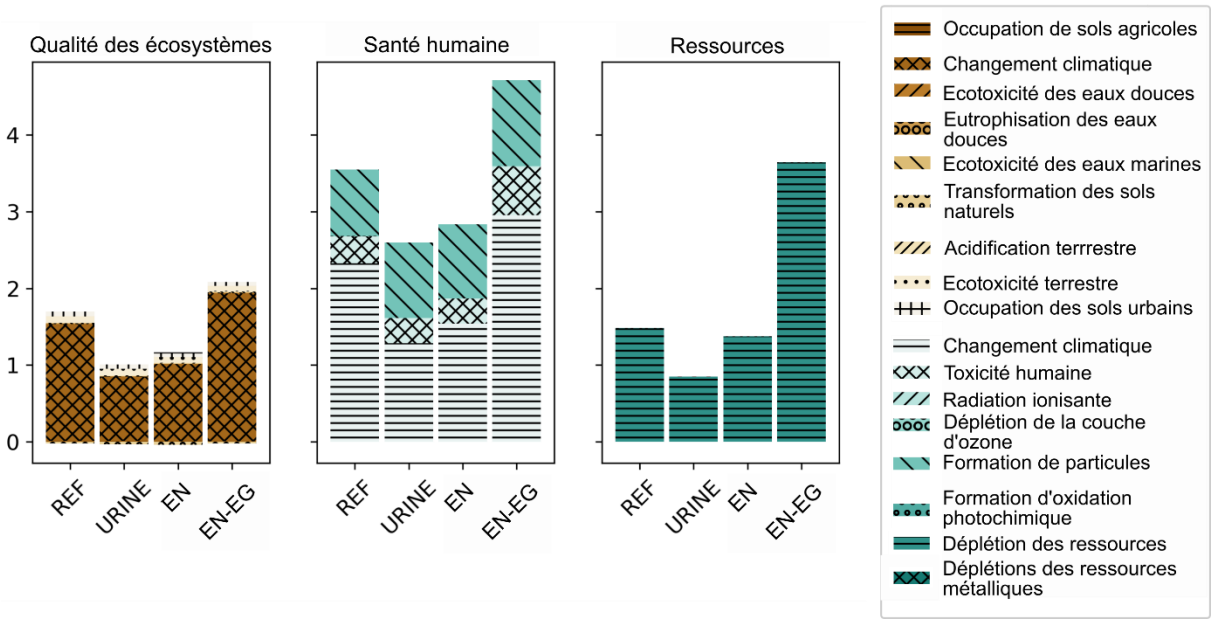


Figure 14 : Analyse de contribution par la méthode Endpoint (ReCiPe) pour les quatre scénarios sur les trois zones de dommages et selon les types d'impacts responsables.

III.3.b Méthode « Midpoint »

Seul l'impact sur le changement climatique va être analysé, celui-ci étant le plus impactant. L'analyse sur les autres catégories d'impacts peut être trouvée dans le manuscrit de thèse (Besson, 2020).

La Figure 14 présente ce bilan avec en positif les impacts du système et en négatif les impacts évités grâce à ce système sur les systèmes connexes : production de fertilisant, d'énergie, et d'eau potable.

On remarque ainsi que les scénarios Urine et EN permettent de diminuer respectivement de 45 % et 34 % l'impact sur le changement climatique. Ces deux diminutions sont possibles grâce à la diminution des émissions de N_2O et de l'augmentation des émissions évitées liées à la production de fertilisants minéraux. Le scénario EN nécessite un apport de chaleur pour la récupération de l'azote qui entraine un bilan moins performant que le scénario urine.

Cependant, le scénario EN-EG est 27 % plus impactant que la référence sur le changement climatique. Cela est dû aux besoins d'électricité élevés pour le BRM traitant les eaux grises. Les besoins en chaleur pour la récupération de l'azote sont aussi plus élevés. Ces impacts ne sont pas compensés par les impacts évités liés à la production d'eau potable. De plus, il a été ici considéré que l'ensemble des eaux grises traitées seraient réutilisées. Les besoins d'eau pour les chasses ne correspondent qu'à 6 % des eaux grises disponibles. Il est donc nécessaire de chercher d'autres usages pour cette eau réutilisable.

Ainsi la séparation à la source est une bonne stratégie pour diminuer l'impact de l'assainissement sur le changement climatique.

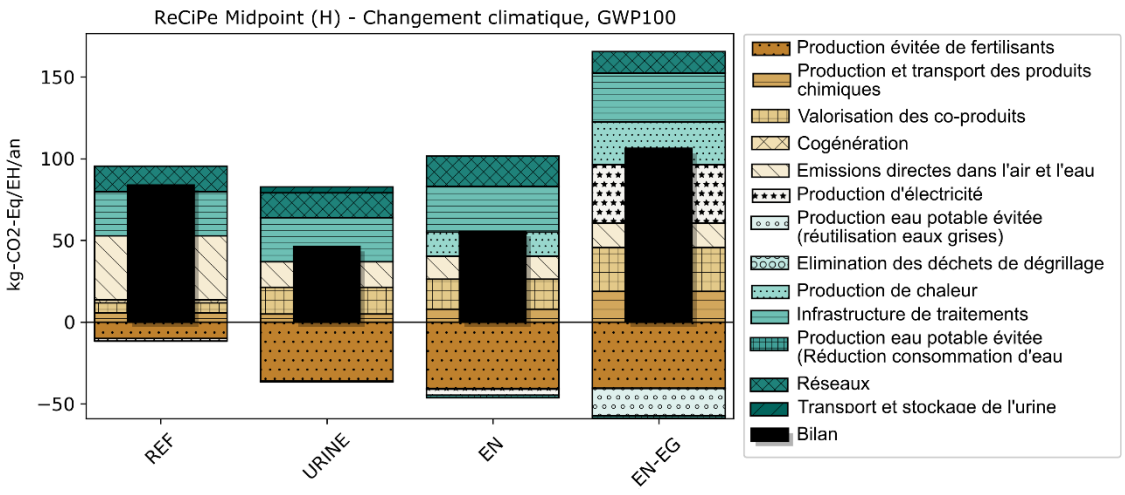


Figure 15 : Impact sur le changement climatique selon les quatre scénarios (avec mix énergétique européen)

III.3.c Pistes d'améliorations

Peut-on aller encore plus loin en termes d'amélioration ? Plusieurs pistes peuvent être dégagées pour améliorer le bilan sur le changement climatique. Tout d'abord, le procédé de récupération de l'azote pourrait être optimisé afin de consommer moins de chaleur. Pour cela une récupération de la chaleur sur les effluents pourrait être mise en place. Si 50 % de la chaleur est récupérée, les scénario Urine et EN seraient équivalents. Pour le scénario EN-EG cela n'est pas suffisant, il faut aussi baisser la consommation d'électricité pour le traitement des eaux grises. Toutefois, peu de procédés sont disponibles avec des consommations inférieures à 1.5 kWh/m^3 comme celle de cette étude. Les disques rotatifs ont une consommation de 2.88 kWh/m^3 (Friedler and Hadari, 2006), tandis que les besoins en aération des BRM varient de 0.3 à 8 Nm^3/h/m². Des traitements extensifs comme des lits plantés de roseaux sont aussi possibles mais les performances épuratoires sont différentes.

Le bioréacteur à membrane anaérobie peut avoir aussi une place dans la chaîne de traitement permettant le traitement de la DCO sans apport d'oxygène. Il reste néanmoins nécessaire de traiter l'azote et le phosphore.

Il faut ici noter que cette étude a pris comme facteur d'émissions de N2O dans la station la valeur moyenne issue de (IPCC, 2019) de 1,7 % de l'azote entrant qui est émis en N-N2O. Cependant de grandes disparités existent selon les types de filières. Ainsi les filières ne traitant pas l'azote vont avoir des facteurs d'émissions beaucoup plus faible (0,8 % en moyenne) alors que les filières intensives de type biofiltre présentent des valeurs beaucoup plus élevées (de 1,8 % à 4,05 % (Bollon et al., 2016)). Ainsi le gain à séparer à la source l'azote sera d'autant plus grand dans des filières intensives de traitement.

IV. D'UN POINT DE VUE DES COUTS OPERATIONNELS

IV.1 Tableau de synthèse

	REF	URINE	EN	EN-EG
OPEX	5 748 €/an	9 721 €/an	16 680 €/an	27 724 €/an
Recettes	2 568 €/an	3 955 €/an	4 415 €/an	22 282 €/an
Coûts de traitements	1,6 €/m^3	1,7 €/m^3 Faible recette par les fertilisants	2,1 €/m^3	1,9 €/m^3 Recettes apportées par la réutilisation des eaux grises

SYNTHÈSE

- Les charges d'exploitations augmentent avec les scénarios de séparation à la source mais des optimisations sont réalisables afin de la réduire.
- Les recettes liées à la vente de fertilisant sont mineures par rapport au charges, et ce même pour les scénarios de séparation à la source qui produisent plus de fertilisants. La production d'électricité par cogénération permet des gains plus significatifs.
- La valorisation des eaux grises traitées dans le scénario EN-EG, permet des recettes non négligeables. Grâce à celles-ci le bilan charges /recettes est proche de celui du scénario de référence.
- Seule une augmentation de 15 % à 30 % du coût du traitement est observable pour les scénarios de séparation à la source, malgré des surcoûts d'investissement et des charges plus importantes.

IV.2 Peu d'études disponibles sur l'évaluation économique

« La mise en œuvre des nouvelles filières passera par un changement systémique en comparaison à une optimisation unique du système conventionnel » (Zimmermann et al., 2018). Toutefois, nous n'avons pas identifié de données bibliographiques sur le modèle économique global, les données économiques recensées sont rattachées uniquement à l'expérimentation.

Peu de travaux ont été publiés (Landry and Boyer, 2016; Meinzinger et al., 2010; Oldenburg et al., 2007) l'analyse économique des modèles de séparation à la source et dans chacune des analyses répertoriées, les périmètres, les situations de référence et les nouveaux systèmes diffèrent. Chaque étude montre la difficulté d'intégrer l'ensemble des coûts et aménités positives de la totalité du système. Toutefois quelques conclusions peuvent être tirées :

- Les coûts d'exploitation restent comparables à la référence urbaine, notamment du fait des recettes des

nouvelles filières : vente d'énergie (biogaz), vente de fertilisants.
- - Les recettes liées au fertilisants (digestat, urine) ne sont pas importantes.

Une étude plus qualitative (Zimmermann et al., 2018) montre que les filières alternatives bénéficient de notations plus faibles pour les coûts et la robustesse, mais de meilleures notes sur la résilience, la flexibilité, et l'environnement.

Enfin, aucune d'entre elles ne prend en compte les aménités positives que la séparation à la source peut apporter (réutilisation des eaux grises en ville, impact sur le renouvellement des réseaux…). En outre, les filières alternatives sont comparées aux filières existantes mais l'exercice prospectif n'est jamais proposé.

IV.3 Périmètre de l'étude économique

L'analyse macro-économique porte sur l'intégration d'une solution de séparation à la source sur un nouveau quartier de 697 EH avec une station d'épuration de 57 000 EH. Les données de flux de matière et énergie sont issues de la modélisation réalisée pour l'ACV sur les 4 scénarios.

Les coûts d'exploitation (consommables, maintenance) et les recettes sont calculés à partir des flux matière et énergie auxquels ont été appliqués des coûts unitaires. Ces coûts unitaires sont issus des bases de données utilisées pour des études de faisabilité. Pour la maintenance des réseaux sous-vide, les coûts ont été estimés à +20% par rapport au coût de maintenance d'un réseau gravitaire.

Pour la main d'œuvre et le CAPEX, en l'absence de données pour les nouvelles solutions, le calcul a été réalisé par l'analyse de surcoût vis-à-vis de la filière de référence. Les coûts de cette dernière sont des coûts d'une filière actuelle et non sur une filière de référence projetée et améliorée. Les données pour la STEP de référence sont issues du rapport CGEDD n°010151-01 (CGEDD et al., 2016) qui présente les charges liées à l'assainissement pour une ville-type de 100 000 habitants.

IV.4 Résultats

IV.4.a OPEX

Les charges d'exploitation (hors main d'œuvre et hors maintenance du réseau existant) présentées en Figure 16, sont les moins élevées pour la solution de référence, la solution décentralisée EN-EG présentant les coûts les plus élevés. En effet, les coûts de fonctionnement des filières alternatives sont élevés mais peu optimisés (consommations importantes de produits chimiques, évacuation de volume important de boues non déshydratées).

Des optimisations sur les procédés (conditions de performance pour l'utilisation de NaOH, déshydratation ou épaississement des boues en sortie) permettront de limiter ces coûts

IV.4.b Recettes

Les recettes (Figure 17) engendrées par la vente de fertilisants, vente de chaleur et vente d'électricité cogénérée sont plus élevées pour les scénarios de séparation à la source du fait de flux plus importants que la solution de référence. Toutefois, le montant de ces recettes est faible au regard des montants des charges d'exploitations annuelles.

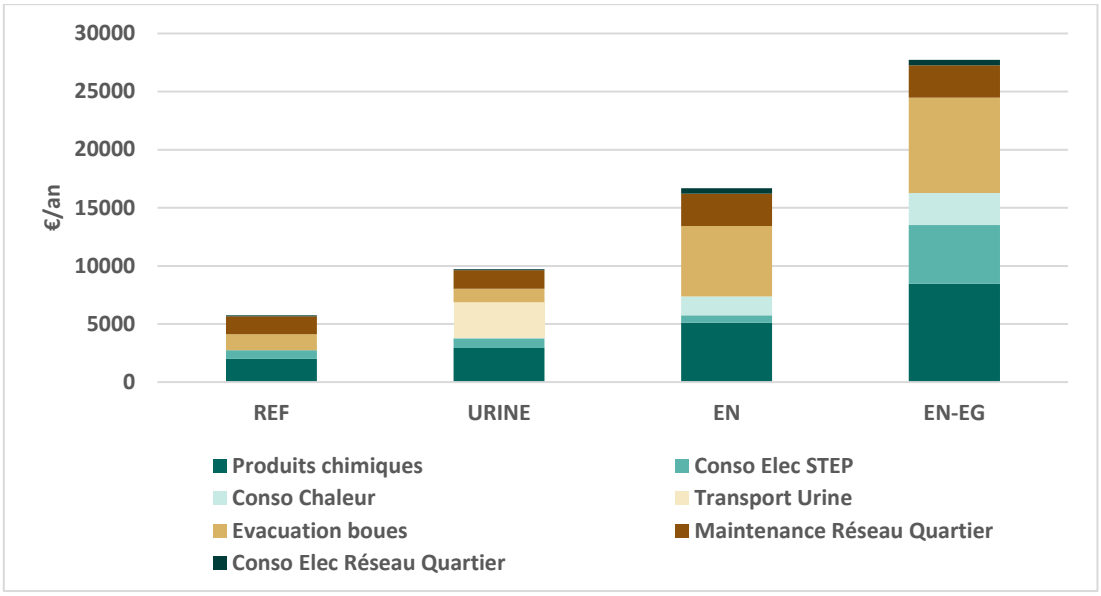


Figure 16 : Charges d'exploitation pour les 4 scénarios étudiés (hors main d'oeuvre et hors maintenance réseau quartier->STEU

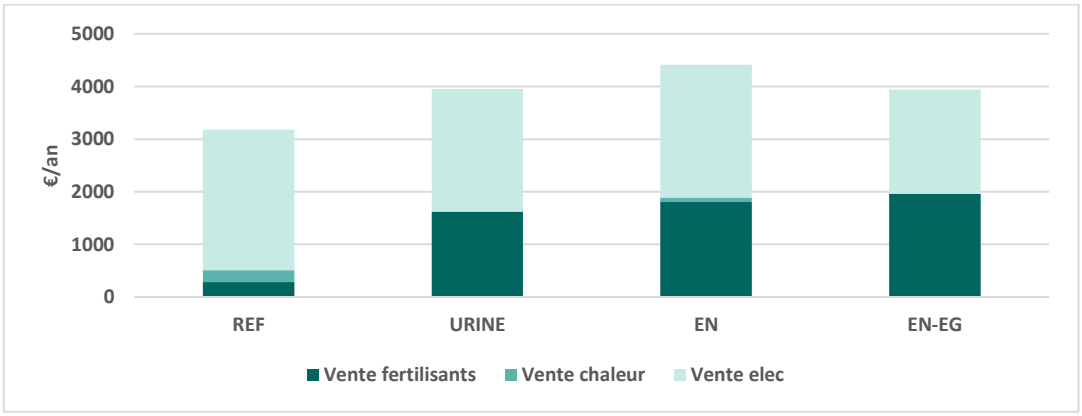


Figure 17 : Recettes générées par la vente d'énergie et de fertilisants

Dans le cas du scénario décentralisé EN-EG, la vente d'eau REUSE permet d'atteindre des recettes intéressantes, vis-à-vis des charges (Figure 18). Le prix de vente des eaux grises traitées et recyclées a été fixé arbitrairement à 0,5 €/m^3. A titre de comparaison le prix moyen de l'eau potable vendue aux usagers (CGEDD n° 010151-01(CGEDD et al., 2016)) s'élève à 3,30 €HT/m^3.

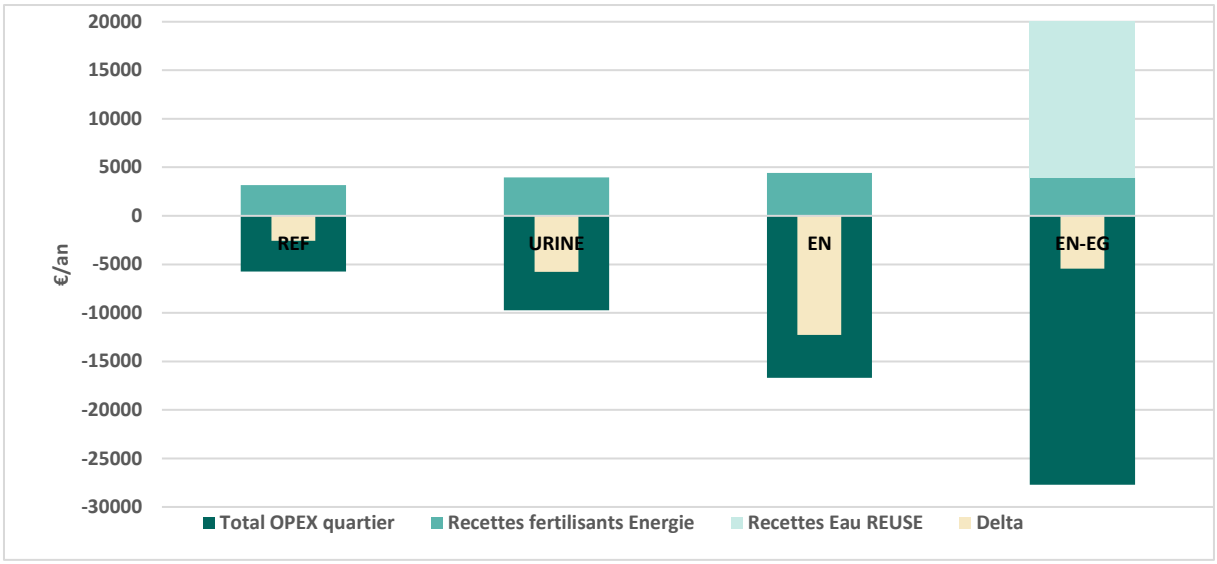


Figure 18: Charges d'exploitation et recettes des différents scénarios étudiés

IV.4.c Coûts de traitement

Le coût de traitement a été calculé en prenant en considération l'intégralité des CAPEX et des OPEX, y compris les coûts de main d'œuvre et de maintenance du réseau existant ainsi que les recettes, y compris vente d'eau REUSE. Il est donné en Figure 19, en € par m^3 d'eau traitée.

Le coût de traitement des filières alternatives reste plus élevé, de 15 % à 30 % par rapport à la filière de référence.

En outre, quelle que soit la filière, les coûts liés au réseau (CAPEX et OPEX) représentent une partie importante du coût de traitement

Une analyse de sensibilité a été réalisée sur les paramètres principaux, 3 scénarios supplémentaires ont été envisagés par rapport au scénario de base présenté précédemment :

- Doublement des CAPEX des usines décentralisées (EN et EN-EG)
- Coûts de traitement sans recette
- Augmentation du coût de transport de l'urine (x3)

Cette analyse montre en Figure 20, que les recettes liées aux fertilisant sont limitées.

Pour le scénario URINE le coût de transport doit rester limité pour que ce scénario reste concurrentiel de la filière de référence. En outre, l'analyse montre que dans le cas d'une filière totalement décentralisée (scénario EN-EG), la vente de l'eau REUSE permet de réduire fortement le coût de traitement.

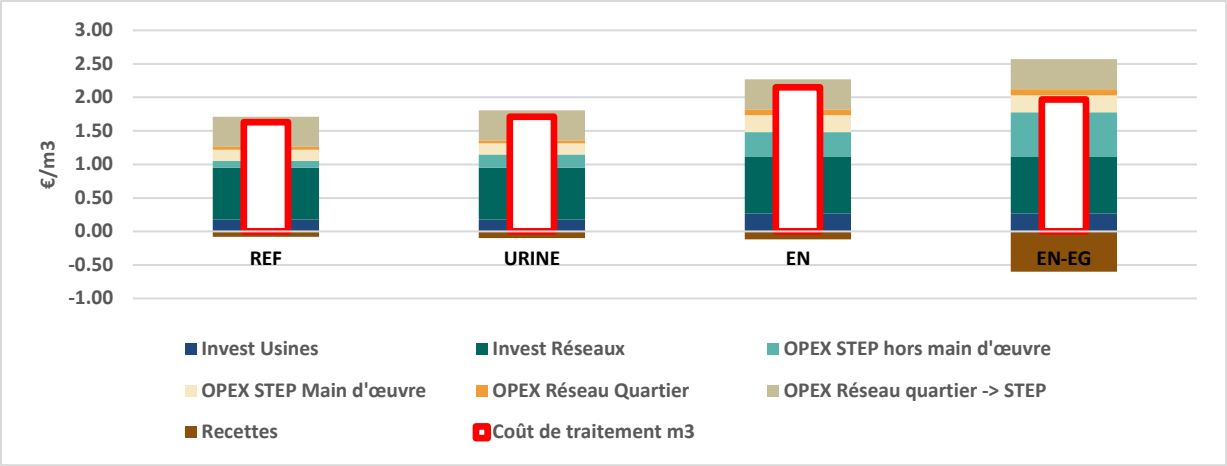


Figure 19 : Coûts de traitement des différents scénarios

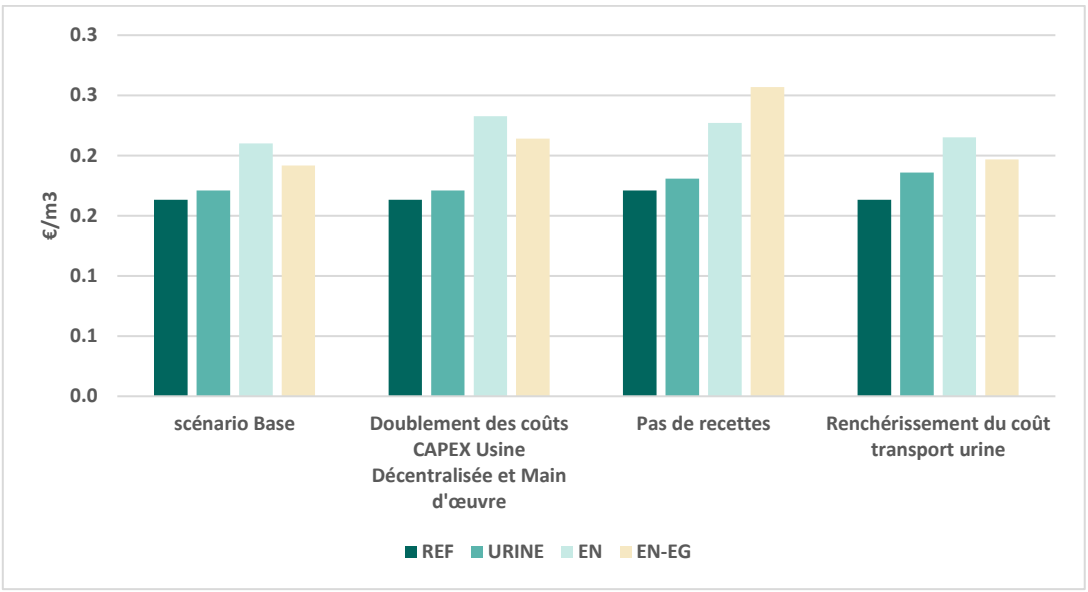


Figure 20 : Analyse de sensibilité du coût de traitement selon quelques paramètres (CAPEX, recettes et coût de transport de l'urine)

IV.5 Analyse

Cette analyse économique, basée sur des hypothèses de CAPEX peu précises, montre que le surcoût de traitement de la nouvelle filière par rapport à la référence, reste limité. De plus, les pistes d'amélioration sont nombreuses, notamment via l'optimisation des procédés mais surtout la prise en compte dans l'évaluation économique des externalités positives qu'apportent ces solutions (baisse de pression sur les ressources, possibilité de contrôler les micropolluants, la récupération des métaux…).

V. CONCLUSION

Cette étude a montré, pour une typologie urbanistique moyenne, que les scénarios de séparation à la source 'Urine' et 'Eaux noires' améliorent le bilan environnemental comparativement à une gestion 'tout à l'égout' intégrant une station d'épuration récupérant les ressources. Ces deux scénarios permettent une diminution des impacts de la filière sur le changement climatique (émissions GES) tout particulièrement grâce à la séparation et la valorisation de l'azote. Cette valorisation a en effet deux effets positifs :

- diminution des émissions directes de N_2O à la station
- émissions évitées par la substitution d'engrais minéral azoté.

Seul le scénario de séparation des eaux noires et grises avec un traitement décentralisé (EN-EG) ne permet pas d'améliorer le bilan environnemental. Une augmentation de 27 % des impacts de la filière sur le changement climatique, par rapport à la station d'épuration récupératrice de ressources est observée. La réutilisation des eaux usées traitées ne permet pas de compenser les émissions liées à la consommation énergétique plus élevée du traitement des eaux grises spécifiquement. Cependant ce scénario permet une diminution des besoins en eau de manière conséquente et donc une possible adaptation au changement climatique en intégrant une nouvelle ressource en eau pour les villes. Ce scénario nécessite ainsi une optimisation énergétique plus approfondie.

Des pistes d'amélioration ont été proposées comme une récupération de chaleur sur le flux sortant de la récupération de l'azote afin de limiter les besoins en chaleur. La récupération de chaleur directe sur les eaux grises est aussi envisageable comme ressource supplémentaire. D'autres traitements des eaux grises moins énergivores que le BRM devront être aussi explorés.

Enfin d'un point de vue économique, les points clés du bilan sont très différents du bilan sur le changement climatique. En effet la réutilisation des eaux usées traitées permet le gain le plus substantiel, tandis que la valorisation de l'azote (et du phosphore) ne présente que peu d'intérêt économique.

De plus, alors que le transport par camion des urines ou des boues décentralisées ne présente pas un impact significatif vis-à-vis du bilan environnemental, il contribue significativement aux coûts opérationnels du système. De même la consommation des produits chimiques pour l'élimination (méthanol et chlorure ferrique) a beau diminuer, la consommation pour la valorisation (magnésium et acide sulfurique) augmente. Le coût global des produits chimiques augmente entre la référence et les scénarios alternatifs. Ainsi les coûts opérationnels augmentent avec les scénarios de plus en plus décentralisés. Néanmoins cette première analyse économique conclue à une augmentation des coûts de 15 à 30 % selon les scénarios.

Partie V. Influence de l'urbanisme

I. TABLEAU DE SYNTHESE

	Réf	U	EN	EN-EG
Récupération N fertilisant	7,0 % ± 0,5 %	53 % ± 1 %	60 % ± 2 %	62 % ± 1 %
Récupération P fertilisant	12 % ± 3 %	60 % ± 4 %	73 % ± 3 %	68 % ± 1 %
Récupération DCO (biogaz)	36 % ± 1 %	34 % ± 1 %	48 % ± 3 %	40 % ± 2 %
Limitation consommation eau	/	/	Oui avec la diminution des chasses d'eau	
Valorisation de l'eau	/	/	/	Oui 100 % des eaux grises
Bilan électrique kWh/an/EH	-17,9 ± 0,5	-8 ± 22	-7 ± 6	78 ± 11
Bilan chaleur kWh/an/EH	-2,68 ± 0,03	1,2 ± 0.5	9 ± 2	17,6 ± 0.7
Bilan changement climatique	De 91 à 189 $kgCO_2$ eq/an/EH	- 15 à - 59 % par rapport à REF	- 4 à - 39 % par rapport à REF	+ 0 à + 29 % par rapport à REF

SYNTHÈSE

- Les taux de récupération des nutriments sont peu impactés par les différents types d'urbanisme.
- Le bilan électrique est sensible à la taille de l'installation de cogénération décentralisée et s'améliore avec la densité de PE traités.
- Un optimum dans le bilan chaleur est observable pour les scénarios EN et EN-EG avec les besoins de chaleur qui diminue avec l'augmentation de la taille de l'UASB et une production de chaleur qui diminue au profit d'électricité.
- L'impact du système sur le changement climatique est fortement influencé par le type d'urbanisme avec un impact du réseau prédominant pour les quartiers de faible densité et ce pour l'ensemble des scénarios.
- L'amélioration du bilan énergétique pour les fortes densités permet d'obtenir un impact similaire à la celui de la référence pour le scénario EN-EG montrant ainsi une des voies d'optimisation de ce scénario.

II. DESCRIPTION DES QUARTIERS

Les 6 types d'urbanismes (DP ; pavillons discontinus, CP : pavillons continus, DB : immeubles discontinus, CB : immeubles continus, HT : immeubles de grande hauteur, CC : centre-ville) ont été étudiés en suivant la même procédure que celle utilisée pour l'étude Partie IV.

Pour chaque type d'urbanisme, trois tailles ont également été étudié : 6, 16 et 36 ha.

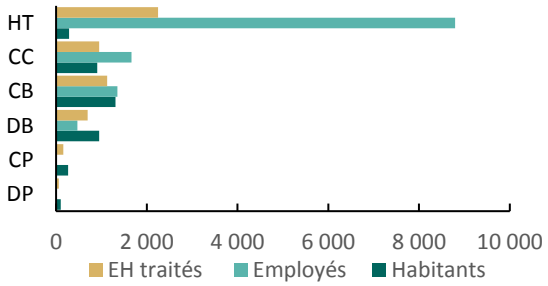


Figure 21 : Description des quartiers en termes de nombre d'EH traités et du nombre d'habitants et d'employés.

En plus de la densité bâtie qui impacte le nombre de personne et donc d'EH traités, l'usage des bâtiments varie. Ainsi les quartiers centre-ville et tour de grande hauteur, présentent un taux plus élevée de bureaux vis-à-vis des habitants que les autres quartiers (voir Figure 21).

Dans la suite de ce travail, les différents urbanismes sont présentés en suivant la densité d'EH traités par chaque quartier. Lorsque la densité est mentionnée sans précision, il est question d'une densité d'EH traités. L'augmentation de cette densité d'EH se fait conjointement avec l'augmentation de la proportion d'employés.

Comme les employés et les habitants ne produisent pas le même volume d'eaux grises et d'eaux noires que les habitants, la différence de ratio entraine des différences dans les volumes d'eaux usées produits. De plus comme quasiment 50 % de la matière organique est contenue dans les eaux grises qui sont peu produites par les employés, l'augmentation de leur nombre entraine une diminution de la charge EH (en DBO_5) à traiter pour une charge en azote équivalent en azote et phosphore. Le ratio N/EH et P/EH des effluents collectés varie donc avec les types d'urbanismes (voir Figure 22).

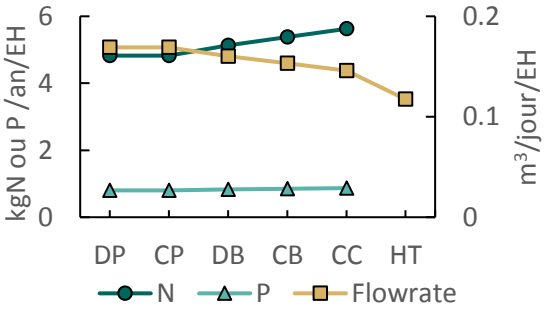


Figure 22 : Charge hydraulique et d'azote et de phosphore à traiter selon la charge d'équivalent habitant.

III. BILAN MATIERE

Les graphiques illustrant les bilans matières sont disponibles en Annexe VI-I.

III.1 Azote

L'effet de l'urbanisme est relativement faible sur le taux de récupération de l'azote. Son augmentation avec l'augmentation de la densité de EH traité, s'explique par la variation du ratio N/EH dans les influents à traiter (voir Figure 22).

III.2 Phosphore

Dans le cas du phosphore, l'urbanisme a une influence sur les résultats du scénario EN et dans une moindre mesure pour les autres scénarios. De plus le scénario EN est fortement influencé par l'échelle d'implémentation. Cela est dû à une modification du ratio DCO/P entrant dans la station par une proportion plus élevée d'eaux noires éliminées des influents.

III.3 Bilan énergie

III.3.a Electrique

La Figure 23 présente le bilan énergétique à l'échelle du nouveau quartier. Ainsi cela représente les consommations et productions supplémentaires par rapport à l'état initial du système sans le nouveau quartier.

Les scénarios Référence et Urine présentent un bilan (point rouge) non influencé par le type d'urbanisme ou la taille du quartier. Cependant les deux derniers scénarios voient de manière générale une amélioration du bilan avec l'augmentation de la densité et de la taille.

Ainsi les scénarios Référence et Urine présentent un bilan (point rouge) non influencé par le type d'urbanisme ou la taille du quartier. Cependant les deux derniers scénarios voient de manière générale une amélioration du bilan avec l'augmentation de la densité et de la taille.

Cette amélioration est possible grâce à une taille de l'unité de cogénération décentralisée plus importante qui permet une efficacité de production d'électricité plus importante. Dans le cas du scénario EN-EG, une diminution des besoins en électricité est aussi observable. Cela est dû à une diminution du volume d'eaux grises à traiter avec l'augmentation de la proportion d'employés.

Deux points des scénarios EN et EN-EG ne suivent pas la tendance mentionnée plus haut : l'urbanisme de tour de grande hauteur de 36 ha. Le bilan se dégrade pour ces deux points par rapport à une taille inférieure. Cela s'explique par une augmentation des consommations pour le réseau sous vide. Ces consommations sont liées au débit transporté dans chaque section de conduites. Dans la configuration HT, les débits transportés sont élevés pour un nombre de conduite faible entrainant de fortes pertes de charge.

III.3.b Chaleur

La Figure 24 présente le bilan des consommations et productions de chaleur du système. Le scénario Urine présente une dégradation du bilan avec l'augmentation de la densité d'EH traités. En effet la production de chaleur reste identique pour l'ensemble des configurations urbaines mais les débits d'urine (et d'azote) à traiter par EH sont plus importants entrainant des besoins en chaleur plus conséquents pour l'étape de récupération d'azote.

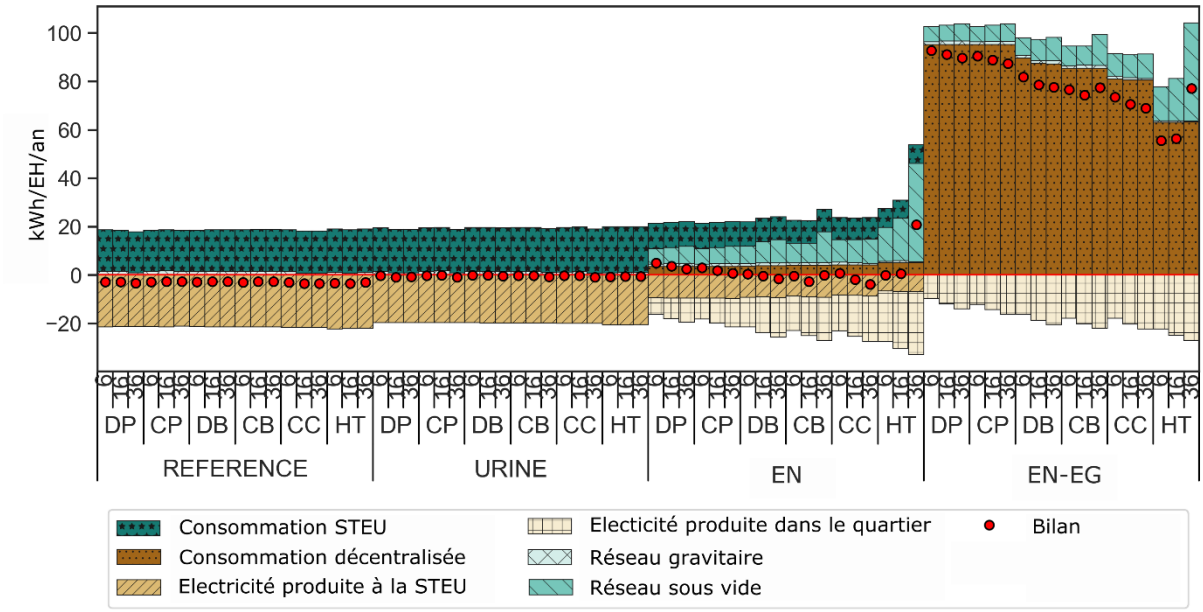


Figure 23 : Bilan des besoins électriques de l'assainissement à l'échelle du quartier et normalisé par le nombre d'EH traités. (En positif les consommations, en négatifs les productions)

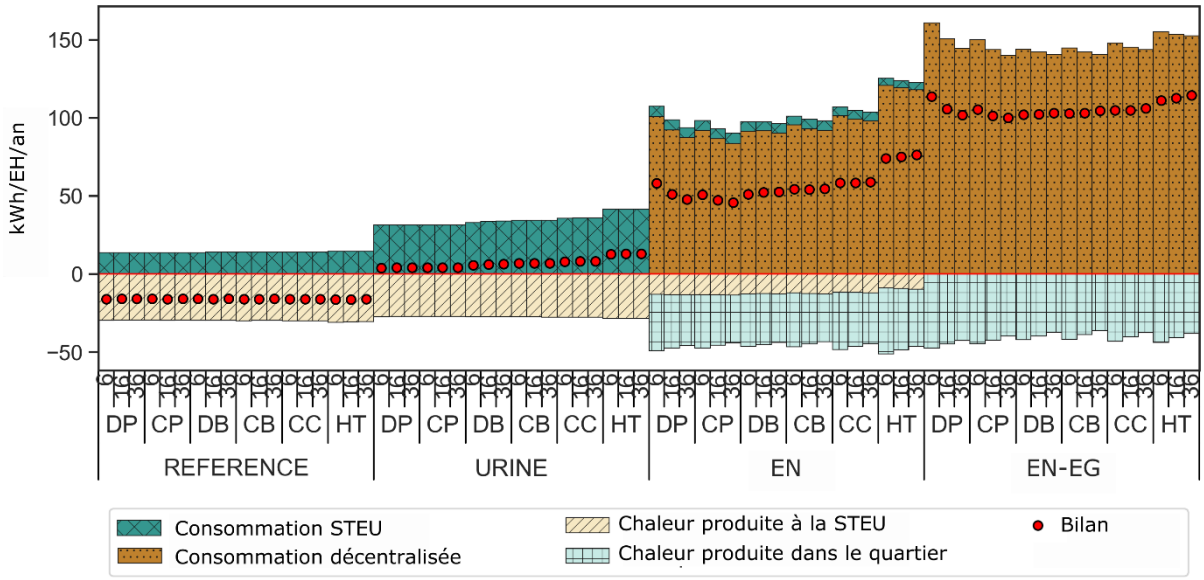


Figure 24 : Bilan des besoins de chaleur pour l'assainissement à l'échelle du quartier et normalisé par le nombre d'EH traité. (En positif les consommations, en négatifs les productions)

Pour les deux scénarios EN et EN-EG, l'augmentation de la taille des quartiers entraine une diminution des besoins en chaleur. En effet les pertes de chaleur de l'UASB sont plus faibles avec une taille d'unité plus grande. Cependant dans le même temps la production de chaleur diminue comme plus d'électricité est produite. Ainsi un optimum par scénario est observable.

IV. ANALYSE ENVIRONNEMENTALE

Les résultats de l'analyse de cycle de vie se focalisent sur 2 indicateurs uniquement : l'utilisation de l'énergie primaire et le changement climatique (en Midpoint). L'ensemble des indicateurs peut être retrouvé dans le manuscrit de thèse (Besson, 2020).

IV.1 Bilan énergie primaire

L'énergie la plus consommée dans nos systèmes est l'énergie d'origine non renouvelable représentant plus de 82 % de l'énergie consommée. A noter que le mix électrique européen a été choisi dans cette étude, avec une forte production d'énergie à partir de ressources fossiles.

On remarque sur la Figure 25 que le type d'urbanisme a un fort impact sur les besoins en énergie. Les besoins pour la construction du réseau sont conséquents pour les configurations urbaines les plus dispersées, tandis que le réseau devient négligeable pour les quartiers plus denses.

Cette observation s'explique par le fait que les réseaux dans chaque quartier sont quasiment identiques puisque l'intégralité du quartier doit être maillée. Cependant le nombre d'EH desservi n'est pas du tout équivalent entre les quartiers.

En plus du réseau, dans le cas du scénario de référence, les besoins énergétiques proviennent des infrastructures de traitements et des produits chimiques. Les scénarios Urine et EN permettent de diminuer ces besoins de produits chimiques sur la station d'épuration

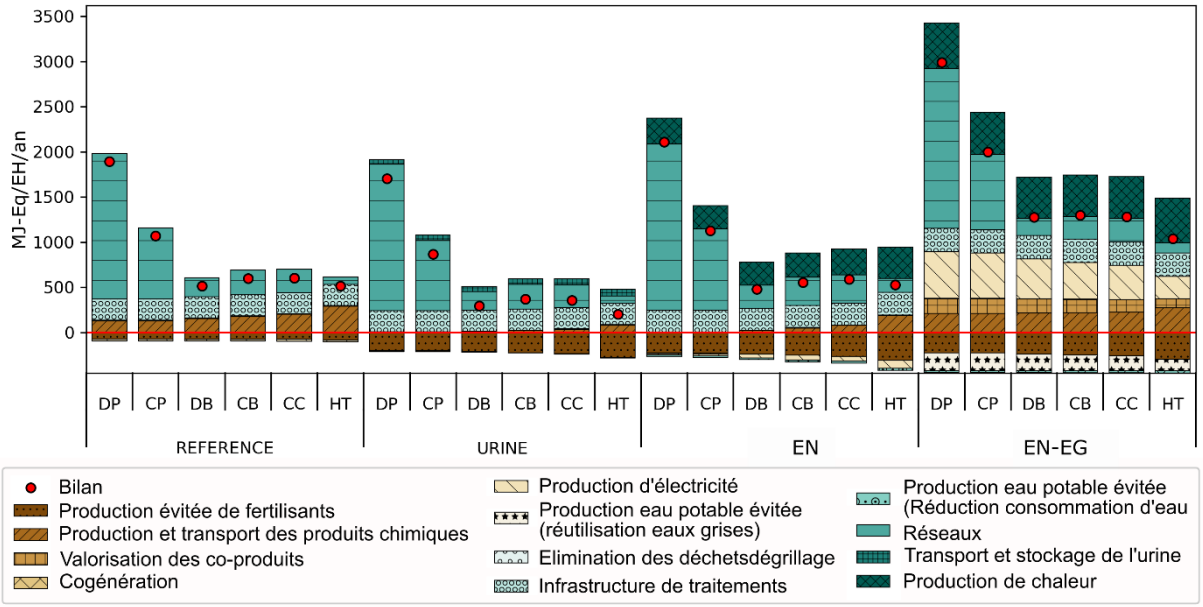


Figure 25 : Analyse des contributions sur la demande cumulée d'énergie provenant de ressources fossiles non renouvelables (Pour les quartiers de 6 ha)

IV.2 Changement climatique

Le changement climatique reste l'impact majeur lié au système d'assainissement comme illustré dans la Partie IV III.3.a.

La Figure 26 présente les améliorations ou dégradations vis-à-vis du changement climatique en comparant chaque scénario alternatif avec sa référence. On remarque ainsi que l'augmentation de la densité d'EH traités permet de d'améliorer le bilan en réduisant l'impact sur le changement climatique, quel que soit le scénario.

Les scénarios Urine et EN présentent les mêmes variations avec un meilleur bilan pour l'urine que pour le scénario EN. L'amélioration du bilan entre les configurations DP et CP et DB s'explique par une diminution de la contribution des réseaux. Le gain sur les autres contributions est d'autant plus significatif.

La diminution du changement climatique observée entre CC et HT s'explique elle par une quantité d'azote valorisée plus importante.

Le scénario EN-EG reste plus impactant que le scénario de référence. Avec l'augmentation de la densité d'EH traités, ce scénario voit son impact diminuer grâce à la diminution des besoins d'électricité, avec l'augmentation de la proportion d'employés.

Ainsi la configuration urbaine des tours de grande hauteur permet un bilan similaire à la référence.

L'analyse de contribution pour chaque scénario est disponible en Annexe VI-II .

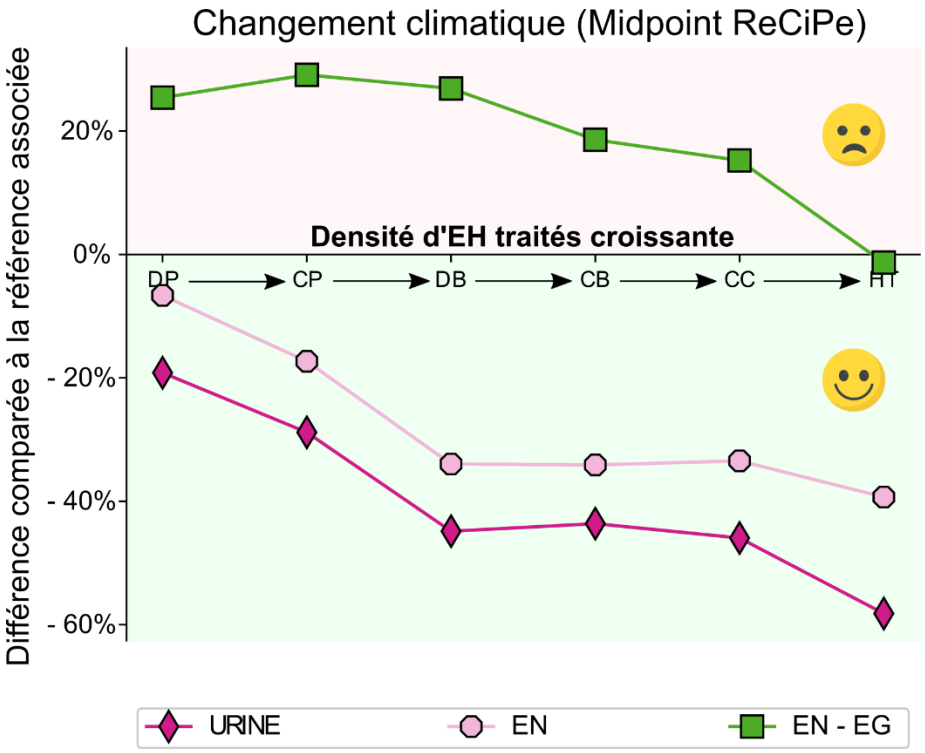


Figure 26 : Différence sur l'impact sur le changement climatique pour chaque scénario comparé à la référence. (En positif : dégradation, en négatif amélioration du bilan)

V. CONCLUSION

Cette étude a montré l'influence de l'urbanisme sur les impacts environnementaux des systèmes étudiés. Les messages clés peuvent être résumés comme il suit:

- La récupération de l'azote et de la matière organique n'est pas ou peu influencée par le type d'urbanisme et de taille. Seule la récupération du phosphore l'est, à cause de l'élimination biologique du phosphore qui est renforcée avec la modification du ratio COD/P entrant dans la station.
- La contribution du réseau est la source principale des différences entre les configurations urbaines. Pour les faibles densités de bâtis, le réseau contribue entre 42 % et 59 % à l'impact sur le changement climatique, alors que pour les plus grandes densités cela ne représente que 6 % à 20 %. Cette contribution élevée limite l'amélioration du bilan sur le changement climatique à environ 20 % pour les configurations urbaines pavillonnaires (DP et CP) et les scénarios Urine et EN.
- Pour les configurations plus denses, l'amélioration du bilan sur le changement climatique des scénarios Urine et EN, atteint 45 à 60 % et 35 à 40 % respectivement.
- Le scénario EN-EG entraine une dégradation du bilan sur le changement climatique quel que soit la configuration urbaine. L'augmentation de la densité permet toutefois de diminuer cette dégradation, pour atteindre un bilan équivalent à la référence pour la configuration urbaine la plus dense (HT), grâce à la diminution de la quantité d'eau à traiter par EH.

Partie VI. Freins et leviers à la mise en place de séparation à la source

En France, le secteur de l'assainissement est largement verrouillé dans un régime sociotechnique fortement centralisé (système d'assainissement collectif centralisé « tout à l'égout »).

La mise en place d'un système de séparation implique inévitablement un système d'assainissement plus complexe avec des systèmes de collecte, traitement et approvisionnement distincts. Cela implique également de faire intervenir de nouveaux acteurs dans le système donc d'imaginer de nouveaux modes de gouvernance. A la complexité technique s'ajoute celle de faire émerger de nouvelles formes d'organisation et de nouvelles procédures. Les régimes sociotechniques établis, donc dominants, se caractérisent par une inertie et des effets d'auto-stabilisation qui leurs apportent une certaine stabilité mais qui impliquent également un certain nombre de barrières à la diffusion d'alternatives technologiques.

I. FAIRE EVOLUER LE CADRE LEGISLATIF

C'est avant tout le cadre législatif qui définit les modalités techniques et organisationnelles. Pour faire évoluer le système, il est absolument indispensable de lever les contraintes réglementaires.

Le cadre législatif peut également servir de levier pour la mise en place de nouveaux systèmes d'assainissement. Cependant, les textes juridiques actuels sont totalement orientés vers le système d'assainissement centralisé du « tout à l'égout ».

Selon les articles L.1331-1 du Code de la santé publique et L.2224-10 du Code général des collectivités territoriales, le raccordement à l'assainissement collectif est obligatoire si :

1. le réseau public de collecte des eaux usées domestiques est établi sous la voie publique ;
2. l'immeuble concerné a accès à cette voie publique soit directement, soit par l'intermédiaire de voies privées ou de servitudes de passage ;
3. l'immeuble est situé sur une parcelle de la zone d'assainissement collectif où sera assurée la collecte des eaux usées domestiques.

Lorsque ces trois conditions sont remplies, les habitations doivent être obligatoirement raccordées au réseau public d'assainissement collectif. La réglementation actuelle encourage donc le développement d'un système d'assainissement collectif centralisé au

détriment d'autres solutions innovantes (Trapp et al., 2017)

Par ailleurs, la collecte sélective des urines fait actuellement l'objet d'un vide juridique car elle ne rentre ni dans le cadre de l'assainissement collectif, ni dans le non collectif.

Dans le cas de la mise en place de systèmes de séparation de l'urine à la source, les collectivités seraient chargées de traiter un déchet dont elles ne contrôlent ni la production (toilettes des ménages), ni le recyclage (agriculteurs) (McConville et al., 2017). Parallèlement, à priori, rien n'interdit la mise en place de toilettes à séparation dans les habitations.

Dans le modèle de séparation à la source avec stockage en pied de bâtiment, celui-ci reste connecté au réseau d'assainissement collectif. Le système stockage/collecte de l'urine pourrait se rapprocher davantage de l'assainissement non collectif notamment si le traitement est réalisé sur site par un prestataire privé (Entretiens LEESU / Administrations franciliennes 2019). Toutefois si le traitement ne se fait pas sur site, cela va à l'encontre des dispositions réglementaires du SPANC.

La mise en place d'un système de collecte sélective de l'urine pose donc des questions de responsabilité de l'installation des infrastructures et de leurs exploitations : à qui appartiendraient les cuves de stockage ? Qui serait en charge de la collecte et du traitement de l'urine ?

La séparation des eaux noires semble plus simple d'un point de vue réglementaire. Si elles ne sont pas stockées en pied de bâtiment mais sont directement acheminées vers le site de traitement et relèvent donc de l'assainissement collectif. A l'inverse, elles peuvent être traitées sur place avec des dispositifs de traitement relevant de l'assainissement non collectif.

A l'heure actuelle, l'urine est considérée comme un déchet, sa transformation en engrais est nécessaire pour sa valorisation. La démarche d'autorisation de mise sur le marché (AMM) devrait alors être engagée.

II. LES FREINS SOCIO-ORGANISATIONNELS : ETABLIR UNE NOUVELLE GOUVERNANCE

La gouvernance actuelle des services d'eau et d'assainissement est directement liée à la nature des infrastructures et aux contraintes réglementaires. Elles définissent l'organisation d'un système où chaque acteur occupe des fonctions bien définies : collecte, traitement. Les modalités de gestion sont définies par les contrats passés entre les collectivités et les acteurs de l'eau.

Les services d'eau et d'assainissement restent des sujets techniques, quasi absent de l'agenda politique. Un discours politique qui définisse clairement des objectifs environnementaux ambitieux pourrait contribuer à enclencher le changement à inciter les parties prenantes à évoluer pour répondre à ces objectifs (Domènech, 2011).

La discussion et l'information jouent un rôle central dans la diffusion d'innovation en matière d'assainissement. L'enjeu est de présenter clairement les risques et avantages de ces nouvelles technologies avec une approche systémique pour répondre aux enjeux du développement durable (gestion des ressources et des nutriments) (McConville et al., 2017). Les échanges doivent permettre d'explorer de nouveaux modes d'organisation et de

gouvernance. La mise en place de nouveaux systèmes et de nouvelles infrastructures ne sont pas toujours compatibles avec l'organisation du système en place. A savoir, les systèmes d'assainissement centralisés sont gérés par le secteur public, parfois en partenariat avec des entreprises privées soumises au contrôle des collectivités.

Les systèmes de séparation à la source nécessitent de mettre en place de nouvelles chaînes de recyclage et de traitement et donc d'impliquer des acteurs qui ne sont traditionnellement pas présents dans le secteur de l'assainissement (habitants, promoteurs, constructeurs, agriculteurs, start-up, acteurs de l'énergie, agriculteurs, acteurs économiques…). Ces nouveaux modes d'organisation entraînent une « atomisation du pouvoir » traditionnellement détenu par les collectivités et les entreprises de l'eau et une redistribution avec les nouveaux acteurs. Le modèle « top down » des systèmes centralisés laissent entrevoir des modes de gouvernance multi-acteurs complexes (Domènech, 2011). Afin de faciliter le développement de système de séparation à la source, ces nouvelles parties prenantes doivent être associées à l'élaboration de nouveaux modes de gouvernance, adaptés aux contextes et jeux d'acteurs locaux. La concertation et la coordination des acteurs doit donc être au cœur de l'élaboration et la mise en place de systèmes alternatifs. Les dispositifs de coordination et les acteurs à impliquer doivent également être adaptés à l'état d'avancement du projet (planification, mise en œuvre…) pour parvenir à établir des objectifs communs et des relations de partenariats pérennes (Ebert et al., 2019)

III. LES FREINS TECHNICO-ECONOMIQUES : EXPLORER LES MODELES

Les réseaux et installations d'assainissement conventionnels sont extrêmement développés sur le territoire français. Elles représentent des coûts importants et ont une durée de fonctionnement assez longue (donc des temps de rentabilité longs également). Les infrastructures existantes contribuent ainsi en grande partie à expliquer la rigidité du système en place. Un des objectifs des services d'eau est de veiller au bon fonctionnement et à l'entretien des infrastructures existantes afin de maintenir un service public de qualité, bien souvent dans un contexte de budget contraint. Développer la séparation à la source nécessiterait d'importants investissements pour aménager l'existant ou développer de nouvelles solutions. Les incertitudes quant aux impacts et bénéfices économiques des solutions alternatives d'assainissement sont l'un des principaux arguments qui justifient l'inertie face aux changements de systèmes.

Les entreprises de l'eau peuvent craindre une baisse de chiffre d'affaire, les aménageurs une hausse des coûts de construction, les municipalités des coûts plus élevés d'entretiens des infrastructures… Cependant, ces solutions innovantes peuvent également représenter de nouvelles opportunités économiques : baisse des coûts de traitement, valorisation économique des effluents (énergie et agriculture) (Trapp et al., 2017).

Enfin, la valorisation agronomique des fertilisants issus de la séparation à la source ne sera sans doute pas une source de

revenus. L'évacuation à coût nul semble être l'hypothèse la plus probable au moins à court terme.

Le modèle économique sera donc basé sur le financement de la filière, à voir quel modèle pourrait être retenu.

IV. LES OPPORTUNITES POUR LE CHANGEMENT

Afin de sortir du statut de niches pour se développer, les systèmes de séparation à la source peuvent s'appuyer sur les « faiblesses » du régime d'assainissement centralisé et sur l'évolution des normes et valeurs sur la gestion efficiente des ressources.

La question de la gestion durable des ressources s'impose progressivement à l'agenda politique (bioéconomie, économie circulaire…). Cette tendance peut être potentiellement porteuse pour le développement de systèmes de séparation des affluents et de modes d'assainissement alternatifs, plus ou moins décentralisés (McConville et al., 2017)

D'autres "fenêtres d'opportunité" pour le changement peuvent également être identifiées (Glaas et al., 2018) :

- Les ruptures : évènements climatiques extrêmes (inondation, dégradation des infrastructures…), changements externes (travaux sur les infrastructures, grand projet urbain…). Ces moments de « rupture » qui viennent perturber le fonctionnement du système dominant constituent une opportunité de faire autrement. Les crises comme celle du COVID-19 peuvent nous amener à devoir réévaluer la résilience de notre système assainissement et faire émerger des fragilités nouvelles, faisant ressortir les bénéfices d'un système de gestion plus relocalisé et séparatif.
- Évolution du cadre institutionnel : mesures fortes pour inciter les acteurs, publics et privés, à s'engager dans une réflexion sur l'assainissement
- Émergence d'une dynamique collective : groupements d'acteurs aux intérêts communs en mesure d'apporter les arguments convaincants aux décideurs

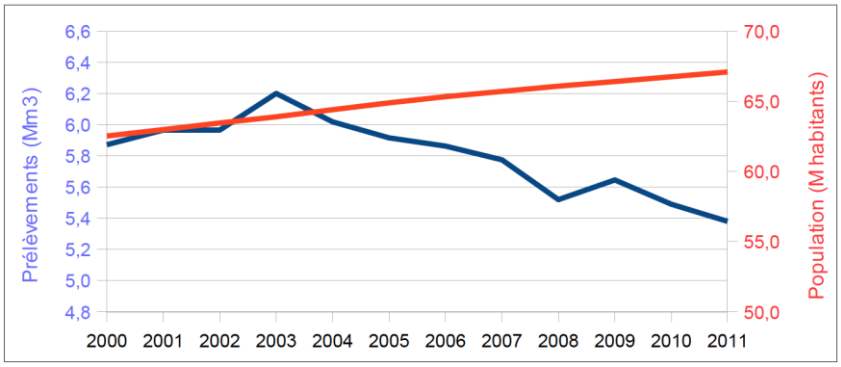


Figure 27 : Evolution comparée des prélèvements des SPEA et de la population. D'après INSEE et SOeS, données réunies dans BIPE et FP2E, 2015 (CGEDD et al., 2016)

V. LA PERENNITE DU MODELE DE FINANCEMENT EN QUESTION

Le système de tarification des services est calculé sur des volumes prélevés, or ceux-ci diminuent tendanciellement (voir Figure 27). Afin de maintenir un budget suffisant pour faire face aux coûts d'exploitation, les prix unitaires facturés aux abonnés ont été ajustés à la hausse suivant le principe de « l'eau paye l'eau ».

Cette tendance combinée à des coûts d'investissement importants vient questionner le modèle économique des services de l'eau. Une hausse trop importante des prix unitaires pose des questions d'acceptabilité et d'équité sociale.

La recommandation du CGEDD (CGEDD et al., 2016) est la suivante : même s'il n'y a pas lieu dans l'immédiat de modifier le mécanisme de financement des services d'assainissement collectif, faire néanmoins étudier les modèles alternatifs de financement des services d'assainissement collectif sur des assiettes de taxation foncière (avec l'objectif d'un nouveau rendez-vous de questionnement de ce sujet en 2020).

La question du financement du traitement des eaux pluviales étant à court terme un enjeu important, du fait des interfaces entre l'assainissement collectif et les eaux pluviales dans les collectivités ayant tout ou partie de leur réseau unitaire.

Afin de maintenir l'accès à l'eau à tous, des pistes pour un nouvel équilibre financier devront être explorées (SISPEA et al., 2018):

- L'instauration de tarifs saisonniers et de tarifs progressifs, sous condition de prise en compte des consommations effectives, des contextes socio-démographiques et économiques associés (part des ménages et des activités industrielles et tertiaires ; caractéristiques des ménages...) .
- L'évolution de la tarification aux ménages, qui permettrait de déplafonner la part fixe en cas de mise en œuvre d'une tarification sociale ;
- L'instauration d'une tarification forfaitaire pour l'assainissement collectif, fondée sur la pollution rejetée et non plus sur les volumes consommés ;
- La mise en place d'une redevance spécifique pour les activités industrielles et tertiaires, ayant des rejets plus difficiles et plus coûteux à dépolluer ;
- La mutualisation des coûts d'investissement nécessaires aux mises en conformité des réseaux des communes rurales ou à faible densité d'habitants ;
- Le recours à une taxation « eaux pluviales », assise sur le foncier bâti ou imperméabilisé, au bénéfice du budget général de la collectivité et permettant de couvrir les coûts de gestion des eaux pluviales urbaines.

Par ailleurs, les entreprises de l'eau explorent de nouvelles solutions pour recycler l'eau potable et élargir les ressources produites à partir du traitement des eaux usées (bioénergies ou biomatériaux…). En 2013, elles ont réalisé un chiffre d'affaires de 5,3 milliards d'euros hors taxe dans les services publics d'eau potable et d'assainissement, dont près de 4,9 milliards dans le cadre des DSP et 0,4 milliards dans le cadre d'autres prestations de service.

Partie VII. Préconisations d'implantation de la séparation à la source

Les différentes études mises en œuvre précédemment permettent de tirer un certain nombre d'enseignement sur la mise en place de solutions de séparation à la source.

I. CONCLUSIONS MAJEURES

Tout d'abord, selon l'analyse environnementale standardisée du cycle de vie, l'impact négatif majeur du système d'assainissement sur l'environnement est sa contribution à l'augmentation du changement climatique. Ceci est lié aux émissions directes de gaz à effet de serre (N_2O en particulier) et de la construction ou renouvellement des infrastructures. Pour faire baisser cet impact, il est primordial de remplacer l'élimination biologique de l'azote, source des émissions, par des approches de récupération. Pour cela la séparation à la source est la seule solution à l'heure actuelle. De plus cette séparation permet de mettre en place une valorisation de l'azote en agriculture limitant ainsi la production d'engrais minéral fortement consommateur de gaz naturel, et constituant une ressource locale en fertilisant pour le monde agricole. Ainsi le bénéfice de la séparation à la source de l'azote est double : limitation des émissions de gaz à effet de serre et diminution des besoins en engrais minéraux. Ces deux effets permettent d'atteindre une réduction de l'impact du système d'assainissement sur le changement climatique d'au moins 20 % selon les configurations urbaines.

Afin de conserver ces bénéfices, il est nécessaire de mettre en place des traitements de récupération de l'azote qui ne sont pas émetteur de N_2O.

De plus en diminuant les besoins de nitrification de la station d'épuration, les besoins énergétiques du traitement des flux séparés peuvent être couverts. Toutefois le procédé (TMCS) évalué dans cette étude pour la récupération de l'azote, montre des besoins en chaleur qui ne sont pas couverts par la production de chaleur à l'échelle décentralisée. Ils doivent être ainsi réduits par une meilleure récupération d'énergie.

La séparation à la source est aussi vue comme une opportunité pour valoriser les eaux et notamment à partir des eaux grises traitées. Cependant il a été démontré que les traitements mis en œuvre sont plus

consommateurs d'énergie qu'une station d'épuration et que leur bilan sur le changement climatique ne sont pas compensés par les émissions évitées liées à la production d'eau potable. Ainsi, la réutilisation des eaux grises traitées avec des technologies high-tech comme le BRM pourrait être réservée à des contextes où les ressources en eau s'amenuisent, et où la technologie de production d'eau potable n'est plus si insignifiante vis-à-vis du changement climatique, comme les cas de dessalement d'eau de mer etc.

L'analyse de l'influence des différents types d'urbanismes sur le changement climatique a montré qu'il est possible d'obtenir des situations identiques à la référence dans le scénario de réutilisation des eaux grises. Ainsi dans certains contextes lorsque l'enjeu n'est pas la réduction du changement climatique mais la réduction des pressions sur les ressources en eau, la mise en place de la réutilisation des eaux peut être mise en place sans engendrer plus d'impact sur le réchauffement climatique.

Pour finir, il semble indispensable de rechercher des voies de traitement des eaux grises alternatives à des technologies trop énergivores telles que le BRM. La réapparition de la végétation en ville et de systèmes écologiques pouvant rendre des services d'épuration doit être explorées, non seulement pour les eaux pluviales, mais aussi pour une partie des eaux usées domestiques présentant moins de pollutions comme les eaux grises.

L'analyse économique a montré que les plus-values ne concordent pas avec les plus-values environnementales. En effet les gains liés à la valorisation de l'azote en agriculture sont minoritaires. Des gains plus substantiels peuvent être atteints grâce à la valorisation de l'eau. Cependant ce dernier point est soumis à précaution comme les bénéfices sont basés sur le prix de l'eau actuel qui couvre les coûts liées à la potabilisation et à l'assainissement. Or l'analyse des freins et leviers a mis en évidence un besoin sur le moyen terme de modifier le système de financement du traitement des eaux. Le système « l'eau paye l'eau » est face à une augmentation des coûts pour l'usager comme les débits d'eau consommés baissent mais que les investissements augmentent.

Ainsi cette modification du financement de l'eau potable et de l'assainissement est une opportunité pour la séparation à la source.

Cependant le système actuel d'assainissement étant verrouillé par un petit nombre d'acteur, des nouvelles formes de gouvernance doivent être imaginées pour accompagner les changements à mettre en place.

II. SEPARATION A LA SOURCE ET URBANISME

L'étude de l'influence de l'urbanisme sur la séparation à la source a montré les limites du système centralisé actuel (scénario de référence) sur les zones peu denses (inférieure à 100 habitants par hectare). En effet la contribution du réseau dans ces zones, sur l'impact de la filière sur le changement climatique est majeure (de 40 à 60 % de l'impact total). Sur ces zones une réflexion sur la mise en place de système autonome est nécessaire afin de limiter au maximum les besoins en réseau. De plus l'échelle de décentralisation testée dans cette étude de 6 ha et donc entre 100 et 264 personnes impliquent un impact trop important du réseau. D'autres échelles de

décentralisation devraient permettre de limiter les besoins en réseau. Dans ce cas le choix des traitements à mettre en place est primordial afin de continuer à limiter l'eutrophisation des milieux avec un traitement suffisant de l'azote et du phosphore. Dans ce type d'urbanisme, la séparation des urines semble toute indiquée : elle permet de diminuer au maximum l'impact sur le changement climatique.

Dans les zones plus denses, la contribution du réseau aux impacts est moins importante et les solutions centralisées peuvent avoir du sens. D'ailleurs pour les scénarios avec une digestion anaérobie des eaux noires décentralisées, l'augmentation de la taille de la cogénération permet d'améliorer le bilan énergétique. A noter aussi que la consommation énergétique pour le réseau sous vide augmente aussi avec la taille du quartier et la densité. Il y a donc un optimum à trouver.

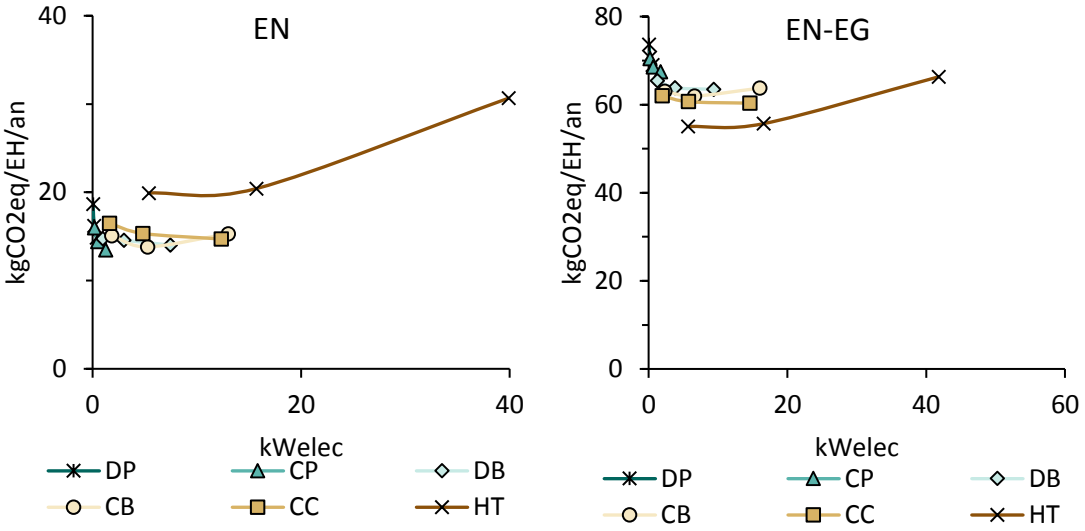


Figure 28 : Bilan des émissions pour la consommation d'électricité liée aux traitements et au transport sous vide et à la chaleur externe nécessaire.

La Figure 28 illustre cet optimum pour les scénarios EN et EN-EG en considérant uniquement l'impact sur le changement climatique des postes : consommations électrique des traitements et du réseau sous vide et de la chaleur externe à fournir. Ainsi l'optimum est autour de 5 à 10 $kW_{élec}$ de cogénération, au-delà de 15 $kW_{élec}$ une dégradation est observée à cause des besoins du réseau sous vide. Toutefois 15 $kW_{élec}$ est obtenu pour des quartiers d'environ 6 000 habitants et d'au moins 16 ha.

Le scénario de séparation des urines est aussi envisageable dans les zones denses à la vue du bilan sur le changement climatique. Toutefois une validation du positionnement des cuves de stockage de l'urine est nécessaire, afin de s'assurer de l'espace disponible. En considérant une collecte journalière des urines dans les zones très denses, l'impact environnemental du transport par camion est toujours minoritaire. Cependant les coûts engendrés ne seront certainement pas viable. Ainsi la séparation des eaux noires semble plus susceptible de s'implanter sur les zones denses, si un espace est disponible pour le traitement.

III. PERSPECTIVES

Cette étude a permis de démontrer la plus-value de la séparation à la source concernant tout particulièrement le critère de l'impact sur le changement climatique, et ceci même en considérant une station d'épuration du futur optimisée pour la valorisation des ressources. Toutefois, de nombreuses questions restent à évaluer.

Comme déjà discuté, le degré de décentralisation nécessaire pour diminuer l'impact du réseau sur les zones à faible densité reste à définir, et ce quel que soit le type de séparation.

Bien que les consommations des réseaux sous-vides suivent des tendances attendues (augmentation des besoins avec une augmentation de la taille du quartier), les valeurs obtenues restent plus faibles que celles de la littérature. Des études hydrodynamiques du transport des eaux noires sont encore nécessaires afin de mettre au point un modèle plus précis et décrivant mieux les phénomènes mis en jeu.

Concernant le traitement des eaux grises, des systèmes de traitements alternatifs, plus extensifs doivent aussi être considérés comme des systèmes naturels du type des filtres plantés de roseaux. Ceux-ci ont déjà été testés avec succès sur les eaux grises, néanmoins les performances épuratoires ne sont pas identiques à la station d'épuration étudiée ici. Des différences d'impact sur l'eutrophisation sont à évaluer entre le scénario de référence et les scénarios alternatifs. Cela soulève une question méthodologique puisque la comparaison des systèmes demande à avoir les mêmes services rendus. Des solutions conjointes avec les eaux pluviales pourraient avoir des avantages, comme un traitement de finition des eaux grises sur les systèmes d'infiltrations des eaux de pluies (noues, zones d'infiltration…). Les systèmes de stockage pourraient être aussi mutualisés pour de futures réutilisations.

Globalement, la réflexion sur les usages des eaux grises traitées doit être menée plus en détail. En effet, la réutilisation de l'eau en chasse d'eau ou l'arrosage des espaces verts ne représente qu'une faible fraction de l'eau disponible. D'autres usages doivent être ainsi imaginés et validés comme le nettoyage des voiries, les machines à laver, favoriser l'agriculture en ville ou la ville verte comme moyens d'adaptation ou changement climatique. D'autres usages sont aussi imaginables comme la recharge de nappe, le soutien à l'étiage des cours d'eau mais ces usages ne viennent pas remplacer une eau potable et l'étude doit être réalisée pour ces cas spécifiques. Enfin concernant la réutilisation des eaux usées, la comparaison avec une réutilisation centralisée à la station devra aussi être évaluée. Cette comparaison permettrait de conclure sur la méthode préférable à employer pour réutiliser l'eau, dans un contexte où il est nécessaire de le faire.

Enfin, la dernière perspective qui peut être adressée ici, est la prise en compte de la diversité des stations d'épuration et leur état actuel. En effet cette étude s'est focalisée sur une station avancée pour conclure à l'intérêt de la séparation à la source vis-à-vis d'une transformation de la station. Néanmoins dans des configurations urbaines de densité intermédiaire les deux types de séparations à la source (urine ou eaux noires) présentent des résultats d'impacts environnementaux similaires. Or selon l'état actuel de la station d'épuration traitant le quartier, les solutions de séparation à la source peuvent apporter des réponses différentes.

De manière plus large les perspectives de cette étude et de l'outil développé sont nombreuses. En effet, grâce à ce premier projet sur la thématique, un projet couplant modélisation, essai pilote de traitement des urines et analyse sociotechnique a pu être financé par l'ANR (projet DESIGN n° ANR-17-CE22-0017, 2018-2021). Un projet européen de soutien et dissémination des gouvernances mis en œuvre dans les projets pilote a failli voir le jour. Celui-ci alliait évaluation des projets pendant la phase d'étude mais aussi pendant l'exploitation des projets. Fort de ces expériences un prochain projet est envisagé pour la suite de DESIGN avec une ambition de développer des projets pilotes.

Bibliographie

Ahn, Y.T., Hwang, Y.H., Shin, H.S., 2011. Application of PTFE membrane for ammonia removal in a membrane contactor. Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res. 63, 2944–2948.

Besson, M., 2020. Modelling and environmental assessment of source separation scenarios for wastewater at district scale. Université deToulouse, France.

Bisinella de Faria, A.B., Spérandio, M., Ahmadi, A., Tiruta-Barna, L., 2015. Evaluation of new alternatives in wastewater treatment plants based on dynamic modelling and life cycle assessment (DM-LCA). Water Res. 84, 99–111. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.048

Böhler, M., Fleiner, J., Gruber, W., Seyfried, 1., Luning, L., Traksel, D., 2016. POWERSTEP. WP4 : Nitrogen management in side stream. D4.2 Planning and design of a full-scale membrane ammonia stripping (Deliverable No. 4.2). Eawag.

Bollon, J., Filali, A., Fayolle, Y., Guerin, S., Rocher, V., Gillot, S., 2016. N2O emissions from full-scale nitrifying biofilters. Water Res. 102, 41–51. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.091

Bonhomme, M., 2013. Contribution à la génération de bases de données multi-scalaires et évolutives pour une approche pluridisciplinaire de l'énergétique urbaine (Thèse de doctorat en Génie Civil). Laboratoire de recherche en architecture et Laboratoire matériaux et durabilité des constructions - Université de Toulouse, France.

Brun, F., 2019. Note pour concevoir et exploiter les réseaux de collecte de l'urine humaine, Programme OCAPI. LEESU.

Brun, F., 2018. Freins et leviers à l'emploi de fertilisants à base d'urine humaine en agriculture en Île-de-France, Rapport d'étude AGROCAPI.

Cabaret, O., Saltel, M., 2012. Contribution à la révision du SAGE Nappes Profondes de Gironde : Utilisation du MOdèle Nord-Aquitain - phase "Tendance et Scénario" (Rapport Final No. BRGM/RP-61479-FR). BRGM, France.

Cavaillé, L., Albuquerque, M., Grousseau, E., Lepeuple, A.-S., Uribelarrea, J.-L., Hernandez-Raquet, G., Paul, E., 2016. Understanding of polyhydroxybutyrate production under carbon and phosphorus-limited growth conditions in non-axenic continuous culture. Bioresour. Technol. 201, 65–73. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.003

CGEDD, IGA, Roche, P.-A., Guerber, F., Nicol, J.-P., Tual, A., Simoni, M.-L., 2016. Eau potable et assainissement : à quel prix ? (No. 010151–01). France.

Charlesworth, S.M., 2010. A review of the adaptation and mitigation of global climate change using sustainable drainage in cities. J. Water Clim. Change 1, 165–180. https://doi.org/10.2166/wcc.2010.035

Chauveau, M., Chazot, S., Perrin, C., Bourgin, P.-Y., Sauquet, E., Vidal, J.-P., Rouchy, N., Martin, E., David, J., Norotte, T., Maugis, P., De Lacaze, X., 2013. Quels impacts des changements climatiques sur les eaux de surface en France à l'horizon 2070 ? Houille Blanche 5–15. https://doi.org/10.1051/lhb/2013027

de Graaff, M.S., Temmink, H., Zeeman, G., Buisman, C.J.N., 2010. Anaerobic Treatment of Concentrated Black Water in a UASB Reactor at a Short HRT. Water 2, 101–119. https://doi.org/10.3390/w2010101

de Graaff, R., van Hell, A.J., 2014. Nieuwe Sanitatie Noorderhoek, Sneek deelonderzoeken (New Sanitation Noorderhoek, Sneek sub-studies) (No. 2014–48), STOWA. STOWA, Amersfoort - Netherlands.

Domènech, L., 2011. Rethinking water management: From centralised to decentralised water supplyand sanitation models. Doc. Anàlisi Geogràfica 57, 293. https://doi.org/10.5565/rev/dag.280

Ebert, B., Schramm, E., Wang, B., Winker, M., 2019. Governance instruments for optimising source separation in novel urban water systems: the case of cross-connections in urban water systems. Water Policy 21, 412–427. https://doi.org/10.2166/wp.2019.183

Enk, R.J. van, Acera, L.K., Schuiling, R.D., Ehlert, P., de Wilt, J.G., van Haren, R., 2011. The phosphate balance: current developments and future outlook. InnovationNetwork, Utrecht.

Esculier, F., 2018. The nutrition/excretion system of urban areas: socioecological regimes and transitions. (Theses). Université Paris Est.

Esculier, F., Le Noë, J., Barles, S., Billen, G., Créno, B., Garnier, J., Lesavre, J., Petit, L., Tabuchi, J.-P., 2019. The biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity: A regionalized analysis of a water-agro-food system. J. Hydrol. 573, 1028–1045. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.043

Etter, B., Udert, K.M., 2015. VUNA Final Report. Eawag, Dübendorf, Switzerland.

Friedler, E., Hadari, M., 2006. Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings. Desalination 190, 221–234. https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.10.007

Friedler, E., Kovalio, R., Galil, N.I., 2005. On-site greywater treatment and reuse in multi-storey buildings. Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res. 51, 187–194.

Gao, M., Yang, S., Wang, M., Wang, X.-H., 2016. Nitrous oxide emissions from an aerobic granular sludge system treating low-strength ammonium wastewater. J. Biosci. Bioeng. 122, 601–605. https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2016.04.004

Glaas, E., Hjerpe, M., Jonsson, R., 2018. Conditions Influencing Municipal Strategy-Making for Sustainable Urban Water Management: Assessment of Three Swedish Municipalities. Water 10, 1102. https://doi.org/10.3390/w10081102

Harder, R., Wielemaker, R., Larsen, T.A., Zeeman, G., Öberg, G., 2019. Recycling nutrients contained in human excreta to agriculture: Pathways, processes, and products. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 49, 695–743. https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1558889

IPCC, 2019. Wastewater treatment and discharge, in: 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, Switzerland.

IPCC (Ed.), 2014. Climate change 2014: mitigation of climate change: Working Group III contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, New York, NY.

Islam, M.S., 2017. Comparative evaluation of vacuum sewer and gravity sewer systems. Int. J. Syst. Assur. Eng. Manag. 8, 37–53. https://doi.org/10.1007/s13198-016-0518-z

Jefferson, B., Laine, A.L., Stephenson, T., Judd, S.J., 2001. Advanced biological unit processes for domestic water recycling. Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res. 43, 211–218.

Keogh, L., 2018. Flows of Science: Source Separation Technology at the Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Eawag, Dübendorf, Switzerland.

Landry, K.A., Boyer, T.H., 2016. Life cycle assessment and costing of urine source separation: Focus on nonsteroidal anti-inflammatory drug removal. Water Res. 105, 487–495. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.09.024

Larsen, T.A., Gujer, W., 1996. Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine). Water Sci. Technol. 34, 87–94.

Lesjean, B., Gnirss, R., 2006. Grey water treatment with a membrane bioreactor operated at low SRT and low HRT. Desalination 199, 432–434. https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.204

McConville, J.R., Kvarnström, E., Jönsson, H., Kärrman, H., Johansson, M., 2017. Is the Swedish wastewater sector ready for a transition to source separation? DESALINATION WATER Treat. 91, 320–328. https://doi.org/10.5004/dwt.2017.20881

Meinzinger, F., Otterpohl, R., Londong, J., 2010. Resource efficiency of urban sanitation systems: a comparative assessment using material and energy flow analysis, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft. Ges. zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der Techn. Univ. Hamburg-Harburg, Hamburg.

Merz, C., Scheumann, R., El Hamouri, B., Kraume, M., 2007. Membrane bioreactor technology for the treatment of greywater from a sports and leisure club. Desalination 215, 37–43. https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.10.026

Mihelcic, J.R., Fry, L.M., Shaw, R., 2011. Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces. Chemosphere, The Phosphorus Cycle 84, 832–839. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.046

Miszta-Kruk, K., 2016. Reliability and failure rate analysis of pressure, vacuum and gravity sewer systems based on operating data. Eng. Fail. Anal. 61, 37–45. https://doi.org/10.1016/j.engfailanal.2015.07.034

Oldenburg, M., Peter-Fröhlich, A., Dlabacs, C., Pawlowski, L., Bonhomme, A., 2007. EU demonstration project for separate discharge and treatment of urine, faeces and greywater – Part II: Cost comparison of different sanitation systems. Water Sci. Technol. 56, 251. https://doi.org/10.2166/wst.2007.578

Peter-Fröhlich, A., Bonhomme, A., Oldenburg, M., 2007. Sanitation concepts for separate treatment of urine, faeces and greywater (SCST) (Final report: EU-demonstration project No. Contract : LIFE03ENV/D000025). KompetenzZentrum Wasser Berlin gGmbH.

Pronk, M., de Kreuk, M.K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M.C.M., 2015. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. Water Res. 84, 207–217. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011

Puyol, D., Batstone, D.J., Hülsen, T., Astals, S., Peces, M., Krömer, J.O., 2017. Resource Recovery from Wastewater by Biological Technologies: Opportunities, Challenges, and Prospects. Front. Microbiol. 7. https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.02106

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., Wit, C.A. de, Hughes, T., Leeuw, S. van der, Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. Nature 461, 472–475. https://doi.org/10.1038/461472a

Sievers, J.C., Wätzel, T., Londong, J., Kraft, E., 2016. Case study: characterization of source-separated blackwater and greywater in the ecological housing estate Lübeck "Flintenbreite" (Germany). Environ. Earth Sci. 75, 1428. https://doi.org/10.1007/s12665-016-6232-y

SISPEA, Dequesne, J., Bréjoux, E., Debuf, O., Binjamin, F., 2018. Observatoire des services publics d'eau et d'assainissement : Panorama des services et de leur performance en 2015, Observatoire des services publics d'eau et d'assainissement. Eau France.

Tiwari, B., Sellamuthu, B., Ouarda, Y., Drogui, P., Tyagi, R.D., Buelna, G., 2017. Review on fate and mechanism of removal of pharmaceutical pollutants from wastewater using biological approach. Bioresour. Technol. 224, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.042

Trapp, J.H., Kerber, H., Schramm, E., 2017. Implementation and diffusion of innovative water infrastructures: obstacles, stakeholder networks and strategic opportunities for utilities. Environ. Earth Sci. 76, 154. https://doi.org/10.1007/s12665-017-6461-8

Udert, K.M., Larsen, T.A., Biebow, M., Gujer, W., 2003. Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system. Water Res. 37, 2571–2582. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00065-4

Verlicchi, P., Al Aukidy, M., Zambello, E., 2012. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment—A review. Sci. Total Environ. 429, 123–155. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.028

Vinneras, B., Jönsson, H., 2013. The Swedish experience with source separation, in: Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. IWA Publishing, London, New York.

WWAP, 2017. The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: The Untapped Resource., UNESCO. ed. United Nations World Water Assessment Programme, Paris.

Zimmermann, M., Felmeden, J., Michel, B., 2018. Integrated Assessment of Novel Urban Water Infrastructures in Frankfurt am Main and Hamburg, Germany. Water 10, 211. https://doi.org/10.3390/w10020211

Annexes

Annexe I. CARACTERISATION DES INFLUENTS ET LISTE AUTEURS ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

	Urine		Fèces		Eaux grises		Unité
Volume	1,36	± 0,15	0,12	± 0,03	110	± 33	L/pers/j
Chasse d'eau	16,3		6				L/pers/j
Concentration							
DCO	7,4	± 4,8	423	± 206	0,507	± 0,260	gO2/L
DBO5	3,8	± 1,2	103	± 87	0,260	± 0,147	gO2/L
TN	7,8	± 1,7	14	± 4	0,012	± 0,005	gN/L
NHx	7,3	± 5,4	3,0	± 1,2	0,002	± 0,002	gN-NHx/L
TP	0,7	± 0,3	5,2	± 1,8	0,005	± 0,003	gP/L
PO4	0,6	± 0,5	4,5	± 5,1	0,003	± 0,001	gP-PO4/L
TSS	0,7	± 0,3	376	± 70	0,111	± 0,051	gTSS/L
Flux							
DCO	10,11	± 7,66	48,83	± 35,44	55,74	± 45,18	gO2/pers/j
DBO5	5,13	± 2,25	11,85	± 12,83	28,57	± 24,73	gO2/pers/j
TN	10,60	± 3,52	1,67	± 0,86	1,33	± 0,94	gN/pers/j
NHx	9,96	± 8,46	0,35	± 0,22	0,27	± 0,25	gN-NHx/pers/j
TP	0,90	± 0,57	0,60	± 0,35	0,54	± 0,53	gP/pers/j
PO4	0,84	± 0,73	0,52	± 0,71	0,34	± 0,23	gP-PO4/pers/j
TSS	1,00	± 0,53	43,33	± 18,47	12,17	± 9,23	gTSS/pers/j

Almeida, M.C., Butler, D., Friedler, E., 1999. At-source domestic wastewater quality. Urban Water 1, 49–55. https://doi.org/10.1016/S1462-0758(99)00008-4

Andersson, Å. & Jenssen A. 2002. Flöden och sammansättning på BDT-vatten, urin, fekalier och fast organiskt avfall i Gebers (Flows and com-position of greywater, urine, faeces and solid biodegradable waste in Gebers; In Swedish, English summary). Institutionsmeddelande 2002:05, Department of Agricultural Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, Sweden.

Bahlo, K. (1999): Bewachsene Bodenfilter zur Grauwasserreinigung (Planted soil filters for greywater treatment), pp. 85-95: Grauwasser-Recycling, Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., Darmstadt, Germany.

Beck, M.B., Speers, A., 2006. 2nd IWA Leading-Edge on Sustainability in Water-Limited Environments. IWA Publishing.

Beck, W.S., (1971) “Human Design”, Harcourt Brace Javanovich Inc

Berne R.M. and Levy M.N., 1998. Physiology. 4th edition, St. Louis Mosby Inc.

Ciba-Geigy (1977): Wissenschaftliche Tabellen Geigy, Teilband Körperflüssigkeiten (Scientific tables Geigy, Volume body fluids). Ciba-Geigy AG. Basel, Switzerland.

Drangert, J.-O., 1998. Urine blindness and the use of nutrients from human excreta in urban agriculture. GeoJournal 45, 201–208.

Etter, B., Tilley, E., Khadka, R., Udert, K.M., 2011. Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal. Water Research 45, 852–862. doi:10.1016/j.watres.2010.10.007

Fittschen, I., and Hahn, H. (1998): Characterization of the municipal wastewaterpart human urine and a preliminary comparison with liquid cattle excretion. Water Science and Technology 38 (6), 9-16.

Gernaey, K.V., Flores-Alsina, X., Rosen, C., Benedetti, L., Jeppsson, U., 2011. Dynamic influent pollutant disturbance scenario generation using a phenomenological modelling approach. Environmental Modelling & Software 26, 1255–1267. doi:10.1016/j.envsoft.2011.06.001

Gillot Sylvie

Gunther, F. (2000) Wastewater treatment by greywater separation: outline for a biologically based greywater purification plant in Sweden. Ecological Engineering 15, 139–146.

Guyton A.C., 1991. Textbook of Medical Physiology, 8th edition, W.B. Saunders Company.

Henze, M. (Ed.), 2008. Biological wastewater treatment: principles, modelling and design. IWA Publ, London.

Houssay, B.A.,1955. Human Physiology, McGraw Hill Book Company, Inc

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärman, E., 2005. Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model.

Jönsson, H., Burström, A. & Svensson, J. 1998. Mätning på två urinsorterande avloppssystem (Measurements on two urine separating sewage systems; In Swedish, English summary). Report 228, Department of Agricultural Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, Sweden.

Jönsson, H., Stenström, T.-A., Svensson, J., Sundin, A., 1997. Source separated urine-nutrient and heavy metal content, water saving and faecal contamination. Water Science and Technology, Sustainable Sanitation 35, 145–152. doi:10.1016/S0273-1223(97)00192-3

Karlgren, L., Ljungström, K., Olsson, E. & Tullander, V. 1977. Hushållsspillvattnet – sammansättning och egenskaper (Household wastewater – composition and characteristics; In Swedish). Statens institut för byggforskning, Meddelande/bullentin M77:16. Stockholm, Sweden.

Kärrman, E., Jönsson, H., Gruvberger, C., Dalemo, M. & Sonesson, U.1999. Miljösystemanalys av hushållens avlopp och organiska avfall (Environmental systems analysis of wastewater and solid organic household waste). Report 1999•15 VA-FORSK/VAV. Stockholm, Sweden.

Koppe, P., and Stozek, A. (1999): Kommunales Abwasser: seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozeß einschließlich Klärschlämme (Municipal sewage: its components and their source, composition, and reactions in the treatment process including sewage sludge). Vulkan-Verlag. Essen, Germany.

Kujawa-Roeleveld, K., Elmitwalli, T., Gaillard, A., van Leeuwen, M., and Zeeman, G. (2003): Co-digestion of concentrated blackwater and kitchen refuse in an accumulation system within the DESAR (decentralized sanitation and reuse) concept. Water Science and Technology 48 (4), 121-128.

Kuntke, P., 2013. Nutrient and energy recovery from urine. Wageningen University, Wageningen.

Lange, J., and Otterpohl, R. (2000): Abwasser - Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft (Wastewater - handbook for a sustainable water management). MALLBETON GmbH. Donaueschingen-Pfohren, Germany.

Lehnartz E., 1943. Physiological and pathological chemistry. Including Nutrition. Dieterich Wiesbaden

Lindgren, M., 1999. Urinsorterande toaletter – rensning av stopp samt uppsamling och attityder (Urine separating toilets – clearing of blockages, collected volume and attitudes: In Swedish, English summary). Institutionsmeddelande 99:05, Department of Agricultural Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU). Uppsala, Sweden.

Liu, B., Giannis, A., Zhang, J., Chang, V.W.-C., Wang, J.-Y., 2013. Characterization of induced struvite formation from source-separated urine using seawater and brine as magnesium sources. Chemosphere 93, 2738–2747. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.09.025

Magnusson, J., 2003. Sammansättning på hushållsspillvatten från Hammarby Sjöstad: Hushållens bidrag av miljöfarliga ämnen till avloppsvattnet. Composition on household waste water from Hammarby Sjöstad: (Household contribution of environmentally hazardous substances to wastewater. In Swedish) (Master thesis No. 2003:292 CIV). Lulea Tekniska Universitet.

Niwagaba, C.B., Mbéguéré, M., Strande, L., 2014. Faecal sludge quantification, characterisation and treatment objectives. Faecal Sludge Manag Syst Approach Implement Oper 19.

NV. 1995. Vad innehåller avlopp från hushåll? (What is the content of household wastewater?; In Swedish). Naturvårdsverket, Rapport 4425. Stockholm, Sweden.

O'Neal, J.A., Boyer, T.H., 2013. Phosphate recovery using hybrid anion exchange: Applications to source-separated urine and combined wastewater streams. Water Research 47, 5003–5017. doi:10.1016/j.watres.2013.05.037

Oldenburg, M. (2002): Dimensionierungs- und Messwerte für die Siedlung Lübeck-Flintenbreite, persönliche Mitteilung (Design values and measurements for the settlement Lübeck-Flintenbreite, personal communication), Lübeck, Germany.

Olsson, E. 1967. Hushållsspillvattnet – sammansättning och egenskaper (Household wastewater – composition and characteristics; In Swedish). Arbetshandling 1:1967 från Byggforskningen - Installationsgruppen. P 106 E. Statens Institut för byggnadsforskning. Stockholm, Sweden.

Palmquist, H., and Jönsson, H. (2003): Urine, faeces, greywater, and biodegradable solid waste as potential fertilisers. 2nd International Symposium on ecological sanitation, Lübeck, Germany. pp. 8.

Pons, M.-N., Spanjers, H., Baetens, D., Nowak, O., Gillot, S., Nouwen, J., Schuttinga, N., 2004. Wastewater characteristics in Europe - A survey. European water management online 4, 10 p.

Putnam, D.F., 1971. Composition, and chemical, physical, and concentrative properties of human urine (Technical Report No. NASA CR-1802). NASA, WASHINGTON, United States.

Remy, C., 2010. Life cycle assessment of conventional and source separation systems for urban wastewater management. https://doi.org/10.14279/depositonce-2370

Spérandio, M., Heran, M., Gillot, S., 2007. Modélisation dynamique des procédés biologiques de traitement des eaux. Techniques de l'ingénieur Gestion de l'eau par les industriels base documentaire : TIB447DUO.

Strand, F.L., 1978. Physiology, A regulatory systems approach. MacMillan Publishing Co. Inc, New York

Swedish University of Agricultural Sciences (SLU). Download: http://epsilon.slu.se.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., Metcalf & Eddy, Inc (Eds.), 2003. Wastewater engineering: treatment and reuse, 4. ed., internat. ed., [Nachdr.]. ed, McGraw-Hill series in civil and environmental engineering. McGraw-Hill, Boston, Mass.

Triger, A., Cabassud, C., Pic, J.-S., 2012. Procédé hybride cristallisation et séparation membranaire pour le traitement d'un fluide complexe (urine). Institut National des Sciences Appliquées, Toulouse, France.

Udert, K.M., Larsen, T.A., Biebow, M., Gujer, W., 2003. Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system. Water Research 37, 2571–2582. doi:10.1016/S0043-1354(03)00065-4

Vinnerås, B. 2002. Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine diversion. PhD-thesis. Agraria 353, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU). Download: http://epsilon.slu.se.

Vinnerås, B., 1998. Källsorterad humanurin – skiktning och sedimentering samt uppsamlad mängd och sammansättning. Institutionsmeddelande 98:05, Institutionen för lantbruksteknik, SLU. Uppsala.

Vinnerås, B., Palmquist, H., Balmér, P. & Jönsson, H. 2004. The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste – a proposal for new Swedish design values. Proceedings from IWA: Leading Edge conference Sustainability, November 8-10, Sydney."

Weglin, J.& Vinnerås, B. 2000. Avloppsvatten och fast organiskt avfall i hyreshuset Ekoporten – sammansättning och flöde. Rapport 242, Institutionen för lantbruksteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.

Wilsenach, J.A., Loosdrecht, M.C.M. va., 2001. Separate urine collection and treatment - Options for sustainable wastewater systems and mineral recovery (No. 2002–39). STOWA, Utrecht, Netherlands.

Annexe II. TOILETTES SAVE ! DE LAUFEN ET EOOS

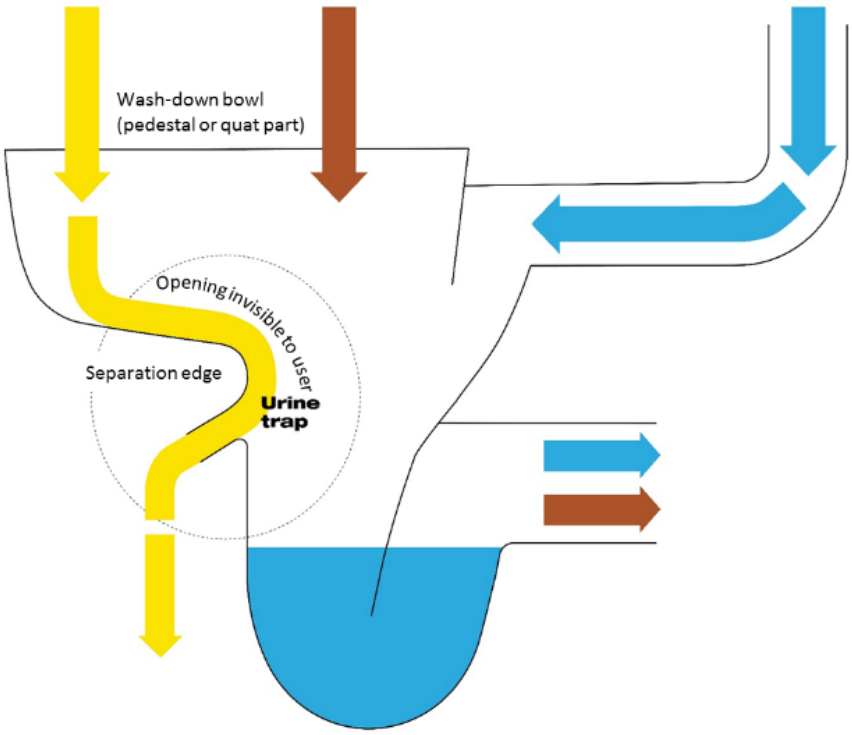


Figure 29 : Système de récupération de l'urine par les toilettes save! Toilet © Eoos



Figure 30: Photographie des toilettes save! Commercialise par l'entreprise Laufen.

Annexe III. DESCRIPTION DES DIFFERENTES CONFIGURATIONS URBAINES

Tableau 1 : Caractéristiques nécessaire à la création des configurations urbaines

	Pavillons discontinus	Pavillons continus	Immeubles discontinus	Immeubles continus	Centre-ville	Immeubles de grandes hauteurs
Densité brute ($m^2_{planché}/m^2_{quartier}$)	0,27 ± 0,131	0,7 ± 0,09	0,82 ± 0,36	2,13 ± 0,2	3,16 ± 0,51	2,64 ± 1,94
COS ($m^2_{bati}/m^2_{district}$)	0,12 ± 0,049	0,22 ± 0,039	0,19 ± 0,08	0,36 ± 0,06	0,48 ± 0,08	0,21 ± 0,11
Hauteur moyenne (m)	6,64	9,94	13,91	18,37	19,92	40,13
Contiguïté ($m^2_{mur\ mitoyen}/m^2_{bati}$)	0,03	0,04	0,12	0,29	0,39	0,18
Densité de route ($m^2_{route}/m^2_{quartier}$)	0,11	0,13	0,18	0,19	0,21	0,22
Largeur de route (m)	3,39	3,49	4,01	4,47	4,89	4,02
Ratio Individuel / Collectif	0	0	0,84	0,97	0,99	0,97

COS : Coefficient d'occupation des sols

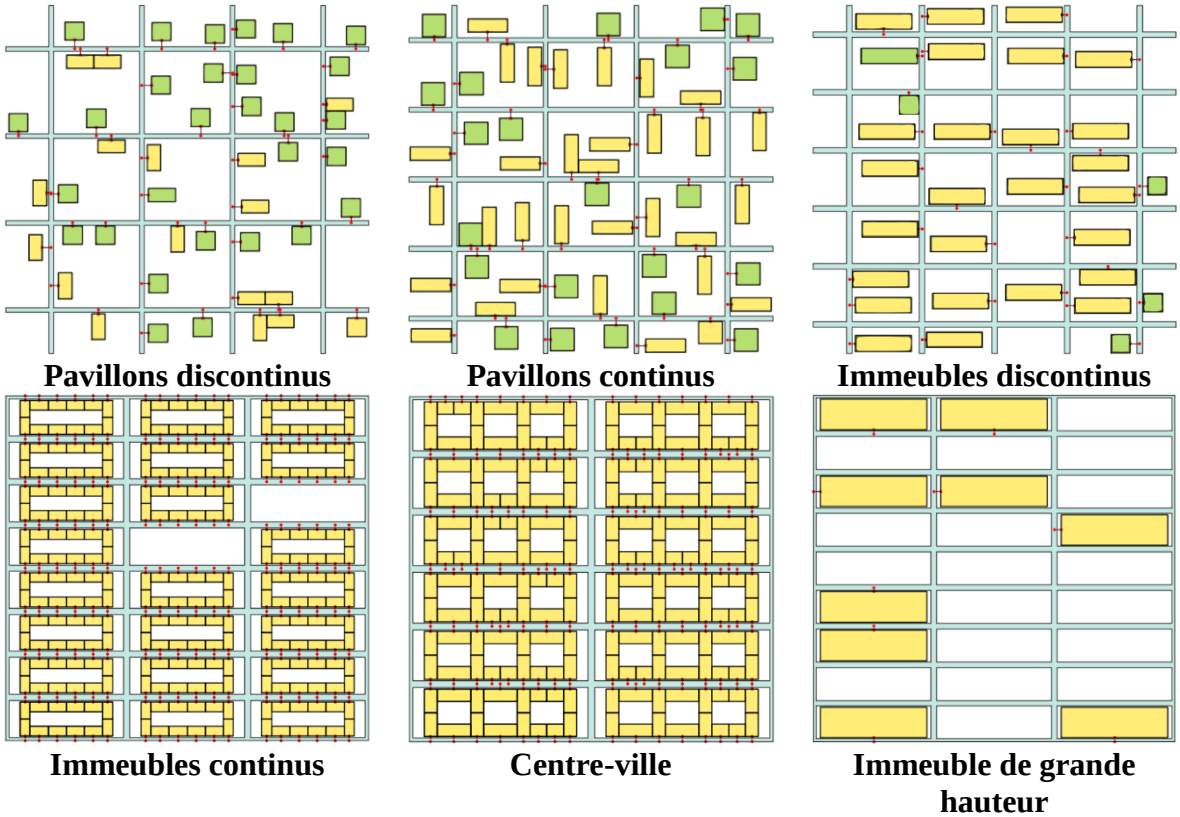


Figure 31 : Les six types d'urbanisme construits dans l'étude (en jaune les bâtiments collectifs en vert les bâtiments individuels)

Tableau 2: Densité humaine pour chaque configuration urbaine issues des

Configuration urbain	Densité humaine hab/m²plancher de logement	Densité humaine hab /km²
Pavillons Discontinus (DP)	0,0049 ± 0,0001 (2 %)	1,457 ± 97 (7 %)
Pavillons Continus (CP)	0,0053 ± 0,0009 (17 %)	3,735 ± 435 (12 %)
Immeubles discontinus (DB)	0,0120 ± 0,0021 (18 %)	9,563 ± 914 (10 %)
Immeubles continus (CB)	0,0092 ± 0,0016 (17 %)	19,385 ± 2,722 (14 %)
Centre ancien (CC)	0,0049 ± 0,0013 (27 %)	11,185 ± 2,057 (18 %)
Tour de grande hauteur (HT)	0,0043 ± 0,0015 (35 %)	15,829 ± 3,215 (20 %)

Annexe IV. COMPARAISON DES PROCEDES DE RECUPERATION DE L'AZOTE.

Recovery target	Treatments	Streams	Outputs	Efficiency N	Efficiency P	Efficiency COD	Electricity[1]	Ref[2]
P	Precipitation	Urine / blackwater	Precipitate	16%	86% - 94%	75%	- 14-53 kWh/kgP str	[1], [2], [3], [4]
			Effluent					
N treatment	Nitrification / denitrification						- 4 kWh/kgN	[5]
N	Stripping	Urine / Digestate of blackwater		95%	0%	0%	- 7 kWh/kgN recovered	[5], [6]
	TMCS	Urine / Digestate of blackwater	Ammonium sulphate	80%			- 1.9 kWh//kgNH4-N recovered.	[6], [7]
			Effluent	20%				
N, P, K	Nitrification / distillation	Urine	Concentrate	97-99%	100%	10-84%	- 76 kWh/kgN recovered	[8], [9]
COD, N, P, K	Hygienisation	Urine		100%	100%	100%	No energy for treatment	
N, COD	Bioelectrochemical system : microbial fuel cell	Urine	Gas	90%	?		between + 0.97 and - 1.36 kWh/kgN	[10]
			Effluent					
COD	Anaerobic digestion	Blackwater	Biogas			60%	Primary energy production : + 120 MJ/kg CODin	[11]
			Output	100%	100%			
	Composting	Faeces / dewatered blackwater	Compost	50-90%	61-99%	33-70%	/	[12]
			Gas	10-50%	1-39%	30-63%		

Annexe V. HYPOTHESES POUR GENERER LES INFLUENTS DANS CHAQUE BATIMENT

La détermination des caractéristiques des influents se fait à partir des valeurs issues de la littérature détaillées en Annexe I.

Les flux produits par personnes sont répartis selon les usages en considérant qu'un tiers du temps est passé dans les lieux de travail et le reste dans les logements. Les productions d'eaux usées sont réparties proportionnellement. Seules les eaux grises ont une valeur spécifique pour les bureaux.

Tableau 3 : hypothèses pour générer les influents dans chaque bâtiment

	Value	Reference
Caractérisation des volumes de chasses d'eau		
Volume petite chasse toilettes conventionnelles et à séparation	3 L	
Volume grande chasse toilettes conventionnelles et à séparation	6 L	
Volume chasse toilettes sous vide	1.25 L	
Nombre de miction par jour et par personne	5.3±2.9	(Rauch et al., 2003)
Nombre de défécation par jour et par personne	1.07±1.07	(Friedler et al., 1996)
Ratio at office miction[i]/défécation	5.1±0.8	Own assumption
Toilettes à séparation des urines		
Efficacité de la séparation des urines par les toilettes séparatives	80 %	Hypothèse optimiste comparés à (Jönsson et al., 1998) et (Peter-Fröhlich et al., 2007
Volume de chasse qui est récupéré avec les urines par utilisation des toilettes (en L)		
Production eaux grises		
Au bureau (en L/employé/jour)	20	(BREEAM, 2016)

[i] Toutes les mictions sont considérées incluant celles avec la défécation.

BREEAM, 2016. International Wat 01 Water consumption calculator.

Friedler, E., Butler, D., Brown, D.M., 1996. Domestic WC usage patterns. Build. Environ. Vol. 31, pp 385-392.

Jönsson, H., Burström, A., Svensson, J., 1998. Mätning på två urinsorterande avloppssystem (Report No. 228). Uppsala.

Peter-Fröhlich, A., Bonhomme, A., Oldenburg, M., 2007. Sanitation concepts for separate treatment of urine, faeces and greywater (SCST) (Final report: EU-demonstration project No. Contract : LIFE03ENV/D000025). KompetenzZentrum Wasser Berlin gGmbH.

Rauch, W., Brockmann, D., Peters, I., Larsen, T.A., Gujer, W., 2003. Combining urine separation with waste design: an analysis using a stochastic model for urine production. Water Res. 37, 681–689. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00364-0

Annexe VI. RESULTATS

I. Bilan matière

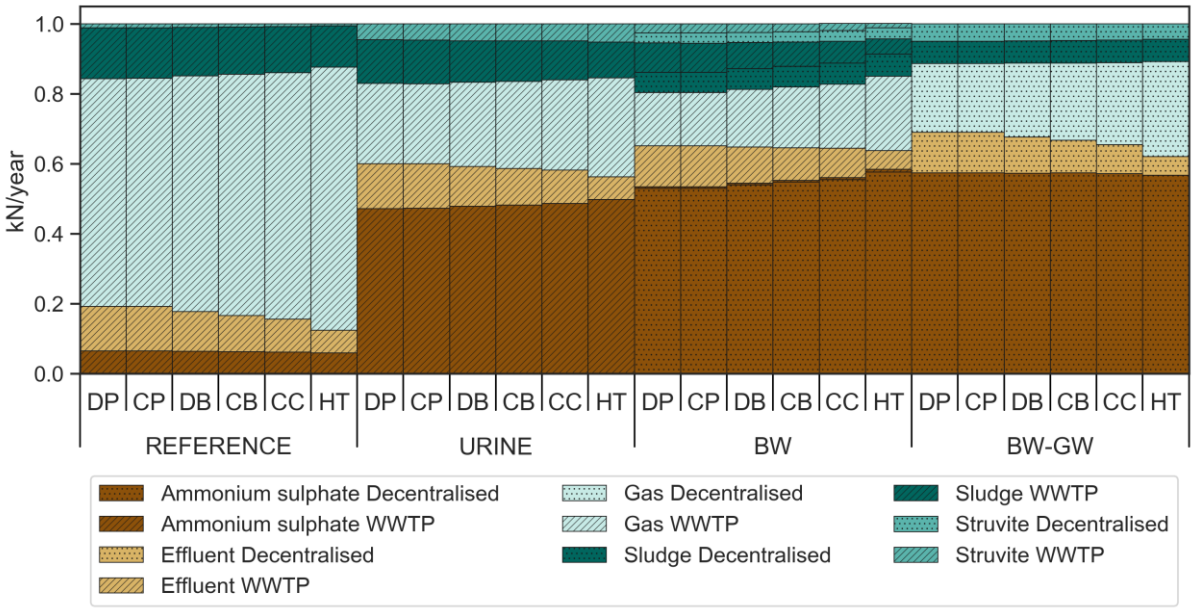


Figure 32 : Bilan matière sur l'azote pour les différents types d'urbanisme et pour chaque scénario

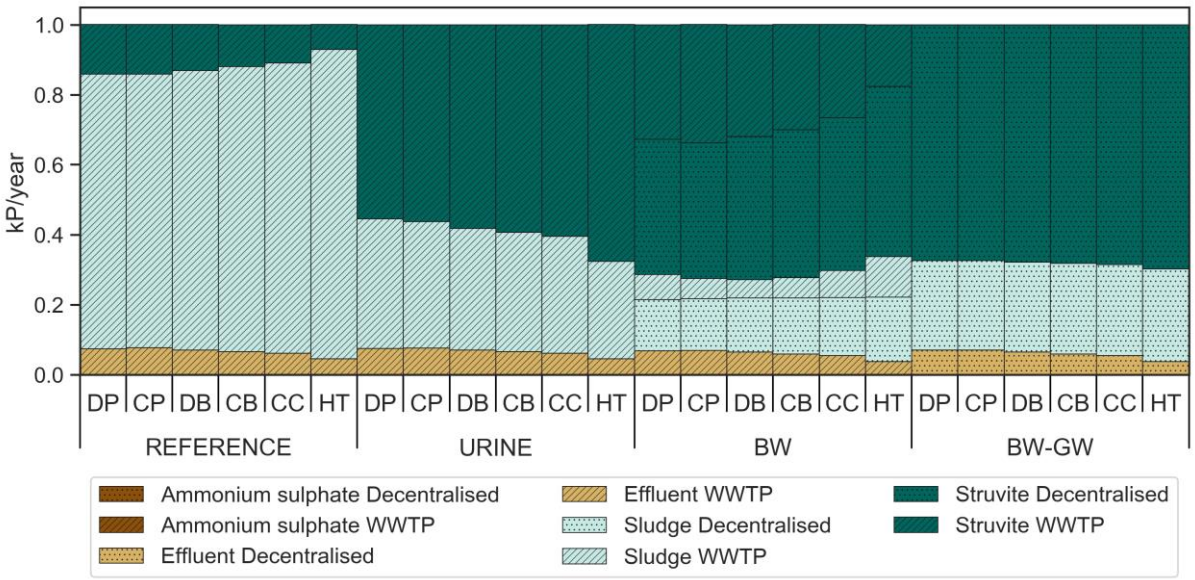


Figure 33: Bilan matière sur le phosphore pour les différents types d'urbanisme et pour chaque scénario. DP: discontinuous pavilions, CP: continuous pavilions, DB: discontinuous buildings, CB: continuous buildings, CC: city centre, HT: high-rise tower

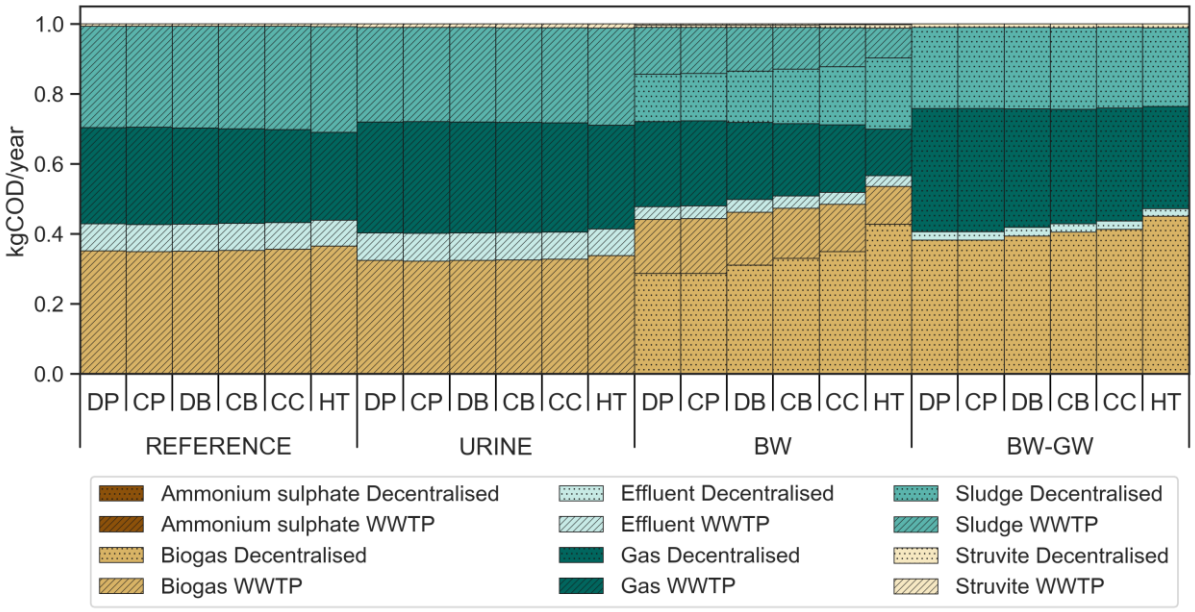


Figure 34: Bilan matière sur la DCO pour les différents types d'urbanisme et pour chaque scénario. DP: discontinuous pavilions, CP: continuous pavilions, DB: discontinuous buildings, CB: continuous buildings, CC: city centre, HT: high-rise tower

II. Analyse de contribution sur le changement climatique

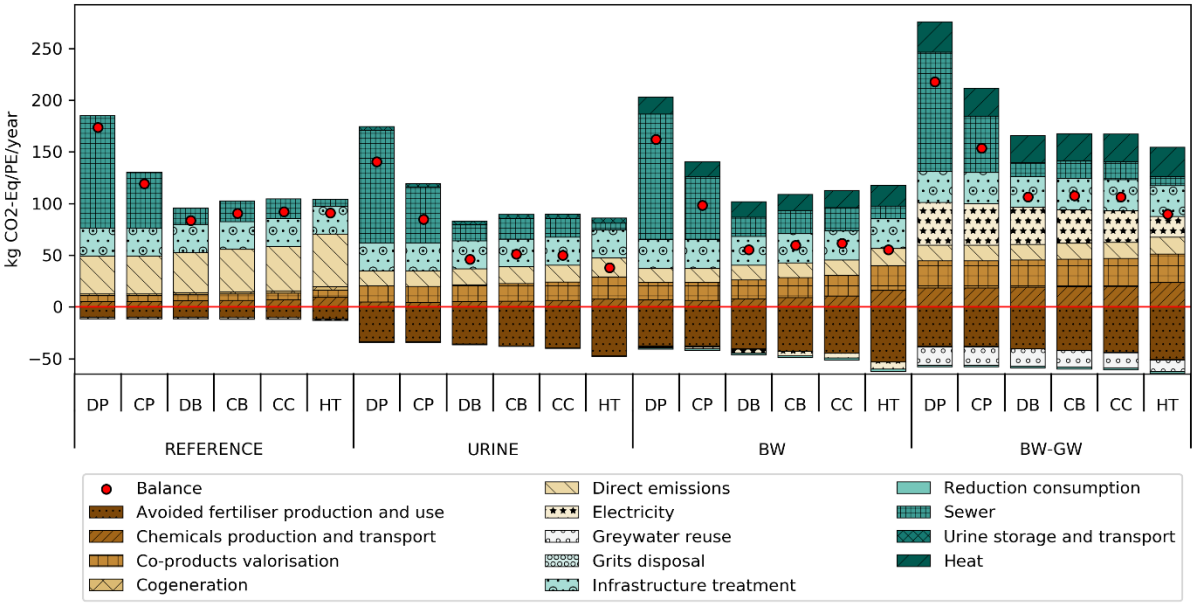


Figure 35: Bilan sur le changement climatique (GWP100 ReCiPe Midpoint) pour les différents types d'urbanisme et pour chaque scénario. DP: discontinuous pavilions, CP: continuous pavilions, DB: discontinuous buildings, CB: continuous buildings, CC: city centre, HT: high-rise tower

Annexe VII. RAPPORT INTERMEDIAIRE SOLAGRO