INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES TOULOUSE

EVALUATION DE LA DYNAMIQUE DES SYSTÈMES DÉCENTRALISÉS DE TRAITEMENT ET RÉUTILISATION DES EAUX

Rapport de stage de fin d'études

Arno Domergue

5A GP3E

Tuteur INSA : Jérome Morchain

Tuteur TBI : Mathieu Sperandio

INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES TOULOUSE

EVALUATION DE LA DYNAMIQUE DES SYSTEMES DECENTRALISES DE TRAITEMENT ET REUTILISATION DES EAUX

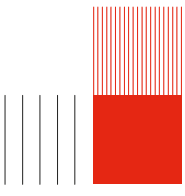
Rapport de stage de fin d'études

Arno Domergue

5A GP3E

Tuteur INSA : Jérôme Morchain

Tuteur TBI : Mathieu Sperandio



Ce document complète le rapport de stage remis avant la fin de ma mission.

Il intègre l'entièreté du rapport initial (de la page suivante jusqu'à la bibliographie, pages 45 à 47), suivi des travaux complémentaires réalisés ultérieurement.

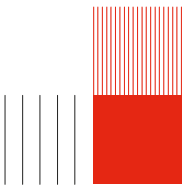


Table des matières

Introduction 6

Présentation de l'entreprise 1

Origine et identité du Toulouse Biotechnology Institute (TBI) 1

Les quatre grands défis sociétaux et environnementaux 1

Gouvernance et ancrage institutionnel 1

L'architecture scientifique : l'organisation en pôles 2

L'équipe Symbiose : focus sur l'épuration et la valorisation 3

I. Contexte global 4

I.A) Intérêts de la réutilisation des eaux et du traitement décentralisé 4

I.B) Qu'est-ce qu'une eau grise ? 5

I.B.1) Définition, provenance et quantité 5

I.B.2) Composition d'une eau grise 6

I.C) De la réglementation aux pratiques : état des lieux 8

I.C.1) Cadre réglementaire quant à la réutilisation des eaux grises 8

I.C.2) Etat des lieux sur la réutilisation des eaux grises 11

I.D) Procédés de traitement des eaux grises/Comment traiter l'eau grise ? 12

I.D.1) Panorama des techniques envisageables 12

I.D.1.i) Procédés extensifs et solutions fondées sur la nature 12

I.D.1.ii) Procédés biologiques intensifs 13

I.D.1.iii) Procédés membranaires et traitements combinés 13

I.D.2) Focus sur le bioréacteur à membranes 14

I.D.2.i) Principe de fonctionnement et avantages 14

I.D.2.ii) Freins à l'usage de cette technologie 16

I.D.2.iii) Impact carbone et effet de l'urbanisation 18

II. Retour sur un travail antérieur : dimensionnement d'une filière de traitement et réutilisation des eaux grises à l'échelle d'un bâtiment résidentiel étudiant de l'INSA Toulouse 20

II.A) Présentation du projet et du contexte de travail 20

II.B) Dimensionnement d'un bioréacteur à membranes 21

III. Diagnostic d'une installation existante : la halle de conventions du MEETT de Toulouse ... 24

III.A) Présentation de l'installation 24

III.B) Prélèvements sur site et analyses 25

III.B.1) Constats réalisés sur place 25

III.B.2) Analyses réalisées 25

III.C) Discussions et entretiens pour la résolution des problèmes constatés 27

III.D) Bilan sur l'installation 28

IV. Modélisation d'une filière de traitement des eaux grises par bioréacteur à membranes sur SUMO 30
IV.A) Caractérisation de notre influent : l'importance du fractionnement de la DCO 30
IV.B) Simulation de la filière de traitement à l'échelle de la résidence étudiante 31
IV.B.1) Introduction à la modélisation de la filière 31
IV.B.2) Calcul du COT 32
IV.B.3) Création d'entrée de flux dynamique 33
IV.C) Aération et consommation d'énergie : vers une optimisation 34
IV.C.1) Premier contrôle implémenté 35
IV.C.2) Résultats du premier contrôle 38
IV.C.3) Etapes à suivre 40
Conclusion 42
ANNEXES 43
Bibliographie 45
Travaux supplémentaires 48
Réajustement du contrôleur 48
Révision de la formule de calcul du COT 51
Implémentation de la nouvelle formule du COT dans le code de SUMO 53
Résultat de cette nouvelle formule / Etude de l'importance de la fraction $\boldsymbol{Su}$ 54
Retour sur les contrôles : comparaisons 57
Contrôleur ON/OFF 60
Premier bilan sur le contrôle de l'aération ..... **Erreur ! Signet non défini.**
Effet d'une période de creux : 2 semaines de vacances 63
Analyse de la sensibilité à la hauteur de bassin 66
Annexes BIS 67
Test d'un nouvel échelon d'O_2 67
Travail à débit d'air constant 68

Introduction

Bien que l'eau soit abondante sur Terre, il est connu que seule une très faible portion est utilisable par l'Homme. En effet, près de 97,5 % de l'eau globale est saline, et moins de 0,7 % de l'eau douce est directement accessible sous forme liquide (Sperandio, cours troisième année GP3E). À l'échelle mondiale, la forte croissance démographique couplée au développement économique a entraîné une baisse de plus de 40 % de la disponibilité en eau douce par habitant depuis les années 1970. Le Rapport mondial des Nations Unies (WWDR) rappelle l'urgence de cette situation : aujourd'hui, près de la moitié de la population mondiale subit de graves pénuries d'eau au moins une partie de l'année. Cette crise affecte directement le tissu socio-économique — jusqu'à 90 % des emplois dépendant de l'eau dans les pays les plus vulnérables — et agit comme un accélérateur géopolitique, étant déjà responsable de 10 % de la hausse des flux migratoires mondiaux.

En France, la situation est tout aussi préoccupante : sur les 31,4 km^3 d'eau douce prélevés chaque année — majoritairement dans les eaux de surface —, la production d'énergie en absorbe environ 15 et l'approvisionnement en eau potable près de 5. Ces prélèvements, fortement saisonniers, atteignent leur maximum en été, au moment même où le débit des cours d'eau est au plus bas, engendrant des pénuries régionales critiques. Aujourd'hui, environ 11 % de la population française est déjà confrontée à une rareté de l'eau récurrente, un chiffre qui pourrait bondir à 30 % d'ici 2030.

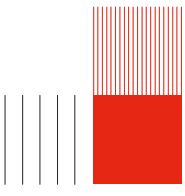
Pour répondre à cette urgence, les politiques publiques se réorientent vers une gestion circulaire de la ressource. Au niveau européen, l'objectif est de réutiliser 6,6 km^3 d'eau par an d'ici 2030, permettant ainsi de réduire le stress hydrique global de 5 %. En parfaite adéquation, la France a lancé en 2023 son « Plan Eau », qui vise une réduction de 10 % des prélèvements d'eau nationaux d'ici 2030 et le développement de 1 000 projets de réutilisation d'ici 2027. Ce plan met particulièrement l'accent sur les ressources non conventionnelles, telles que les eaux usées traitées et les eaux grises. Dans ce contexte, les systèmes décentralisés, comme le recyclage des eaux grises directement sur le site de production, s'imposent comme une solution d'avenir pour

diminuer la consommation d'eau potable, renforcer la résilience locale et s'inscrire durablement dans ces trajectoires réglementaires.

Dans le métabolisme urbain, ces eaux grises — issues des douches, éviers et lave-linges — représentent le volume le plus important des eaux usées domestiques. Contrairement aux eaux noires, elles présentent l'avantage d'être faiblement chargées en matières fécales et en pathogènes, ce qui rend leur traitement et leur réutilisation en bâtiment particulièrement pertinents pour des usages non potables tels que l'arrosage ou l'alimentation des chasses d'eau. Toutefois, le déploiement opérationnel de ces installations décentralisées se heurte encore à des verrous techniques, à des contraintes de dimensionnement fin et à un manque de retours d'expérience sur les installations réelles en exploitation.

Ce rapport synthétise les 18 semaines de stage que j'ai passé au sein de l'équipe Symbiose du TBI. Ce stage s'inscrit au cœur de ces problématiques à travers l'étude de filières intensives de traitement des eaux grises, et plus particulièrement du bioréacteur à membranes (BRM). Cette technologie compacte associe un traitement biologique à une filtration physique poussée, garantissant une eau traitée de haute qualité microbienne indispensable pour la réutilisation en milieu urbain. Les travaux présentés ici s'articulent autour d'une double démarche : d'une part, le diagnostic d'une installation pilote réelle en exploitation, à savoir la halle de conventions du MEETT de Toulouse ; d'autre part, la modélisation numérique approfondie d'un procédé BRM sur le logiciel SUMO afin d'en optimiser les performances épuratoires et la consommation énergétique.

Le présent rapport est structuré en quatre parties principales. Nous poserons tout d'abord le contexte global en détaillant l'intérêt de la décentralisation, le cadre réglementaire français et européen, ainsi que l'état de l'art de la réutilisation des eaux grises. Il sera aussi détaillé l'étude fine des eaux grises, de leur caractérisation physico-chimique jusqu'au panorama des techniques de traitement, avec un focus sur les avantages et les freins du BRM. Dans la seconde partie, nous reviendrons sur l'analyse de la filière étudiante de l'INSA Toulouse et la méthodologie de dimensionnement qui sert de base à nos travaux. La troisième partie présentera le diagnostic technique et biologique de l'installation du MEETT, basé sur des prélèvements et analyses sur site. Enfin, la quatrième partie détaillera la modélisation sur SUMO du bioréacteur à membranes, en mettant l'accent sur l'importance du fractionnement de la demande chimique en oxygène (DCO), l'impact des profils de débits entrants et les stratégies de contrôle pour optimiser la consommation d'énergie.



Présentation de l’entreprise

Origine et identité du Toulouse Biotechnology Institute (TBI)

Le Toulouse Biotechnology Institute est une structure publique de recherche dont l'histoire s'étend sur quatre décennies. Connu jusqu'en 2019 sous le nom de Laboratoire d'Ingénierie des Systèmes Biologiques et des Procédés, l’institut est né en 2007 de l'union des compétences du Laboratoire Biotechnologie-Bioprocédés et du Laboratoire d'Ingénierie des Procédés de l'Environnement.

Aujourd'hui, cette communauté rassemble environ trois cents collaborateurs, parmi lesquels œuvrent une soixantaine de doctorants, au sein d'une infrastructure de huit mille mètres carrés. Fort d'un budget annuel de vingt millions d'euros, l'institut produit plus d'une centaine de publications scientifiques par an. Son rayonnement se traduit par des collaborations avec plus de cent pays et par une forte ouverture internationale, quarante pour cent de ses effectifs de recherche étant issus de parcours transfrontaliers.

Les quatre grands défis sociétaux et environnementaux

L’activité de recherche de l’institut s’articule autour de quatre grandes problématiques contemporaines, abordées avec la rigueur des sciences du vivant et des procédés. Le premier défi concerne la gestion durable de l'eau, à travers l'optimisation des filières de traitement et d'épuration. Le deuxième axe s’attache à la transition énergétique, en développant des biotechnologies dédiées aux énergies de demain.

Le troisième objectif vise la valorisation du carbone, notamment par la captation et la transformation du CO_2. Enfin, le quatrième défi porte sur l'économie circulaire, avec l'étude de la dégradation et du recyclage des matériaux plastiques. Ces recherches trouvent des applications directes dans des secteurs clés tels que la chimie verte, les bioénergies, l’agroalimentaire, la santé et la cosmétique.

Gouvernance et ancrage institutionnel

Le Toulouse Biotechnology Institute est placé sous une triple tutelle publique d'excellence : le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), l'Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement (INRAE) et l'Institut National des Sciences Appliquées (INSA) de Toulouse. Implanté sur le campus de l'INSA, l'institut participe activement à la formation universitaire, en irriguant notamment les cursus de Génie Biochimique et de Génie des Procédés – Eau, Energie, Environnement (GP3E).

La direction de l'établissement est assurée par Monsieur Gilles Truan, secondé par deux directeurs adjoints, Madame Emmanuelle Trevisiol et Monsieur Mathieu Sperandio, tandis que la gestion administrative est confiée à Madame Nathalie Vettori.

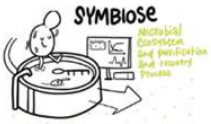
L'architecture scientifique : l'organisation en pôles

Pour couvrir l'ensemble des échelles du vivant, de la molécule au réacteur industriel, les équipes de l'institut sont réparties en quatre pôles scientifiques complémentaires (voir Figure 1 ci-dessous).

Pôle Biocatalyse

- EnzyOne - Enzymes et assemblages moléculaires pour la santé de tous
- SysCarb - Enzymes microbiennes et nano-assemblages pour l'utilisation des polysaccharides
- PixCELLS - Enzymes pour les usines cellulaires et les plastiques

Pôle Génie Microbiologique & Bioprocédés



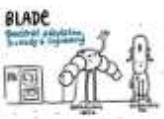
- Séparation à la source - Favoriser la valorisation de l'eau et des nutriments des eaux domestiques
- Les procédés de récupération des nutriments Azote et Phosphore
- Réduction du CO_2 par des consortia microbiens - Développer des procédés de biométhanation ex-situ du biogaz et du syngaz
- Comment donner de la valeur à nos déchets ? - Produire des acides organiques

Pôle Génie des procédés durables

- Bioparticules et (bio)interfaces
- Phénomènes de transport et modélisation dans les bioréacteurs multiphasiques.

- Procédés pour le dessalement des eaux et la valorisation des sels
- Procédés pour le traitement des eaux et leur réutilisation
- Procédés pour la valorisation d'agroressources et de biomasses résiduelles - La transformation vers la Bioéconomie et les écoprocédés
- Modélisation des procédés et évaluation environnementale pour des procédés éco-conçus
- Stratégies et analyse environnementale pour la bioéconomie - Une transition vers des économies à faible émission de carbone fossile

Pôle Physiologie et ingénierie du métabolisme microbien



- Amélioration de la connaissance du métabolisme bactérien et de sa régulation
- Evolution adaptative des bactéries sous contraintes métaboliques - Pour la sélection d'enzymes ou de voies métaboliques possédant de nouvelles fonctionnalités
- Ingénierie métabolique - Etudier la plasticité du métabolisme et le dialogue entre la voie synthétique
- Ingénierie moléculaire - Une expertise dans l'ingénierie des protéines membranaires d'oxydoréduction
- Mécanismes d'adaptation et régulations de l'expression génique
- Mécanismes d'adaptation et diversité bactérienne
- Mécanismes d'adaptation et ingénierie
- Structure, organisation et architecture moléculaire et fonctions de la paroi cellulaire de la levure
- Variabilités génétique, épigénétique et expression des gènes
- Remodelage du métabolisme microbien - Conception et/ou la reconstruction des systèmes métaboliques
- Comprendre les réseaux métaboliques et leur régulations
- Créer de nouveaux réseaux métaboliques et de régulation - Le développement d'usines de cellules microbiennes
- Etudier le métabolisme dans des extraits cellulaires actifs
- RMN des enzymes - Les enzymes sous surveillance

Figure 1 : Description des pôles de TBI et de leur(s) équipe(s) correspondate(s)

Le premier pôle explore la physiologie et l'ingénierie du métabolisme microbien, étudiant la plasticité des bactéries pour concevoir des usines cellulaires performantes. Le deuxième pôle se consacre à la biocatalyse, développant l'ingénierie enzymatique appliquée à la santé et au traitement des polymères.

Le troisième pôle prend en charge le Génie Microbiologique et les Bioprocédés, se focalisant sur la valorisation des résidus urbains et agricoles par des voies de biométhanation et de récupération des nutriments. Enfin, le pôle du Génie des procédés durables assure la modélisation des flux au sein des bioréacteurs et conduit les évaluations environnementales indispensables à la bioéconomie.

L'équipe Symbiose : focus sur l'épuration et la valorisation

Au sein de cette organisation, j'ai rejoint l'équipe Symbiose. Cette équipe se spécialise dans l'étude des écosystèmes microbiens et des bioprocédés d'épuration. Sa mission fondamentale consiste à décrypter le comportement et la dynamique des communautés de micro-organismes au sein des bioréacteurs, afin d'optimiser le traitement et la valorisation des eaux usées et des déchets.

Cette démarche s'inscrit dans une forte dynamique territoriale, illustrée par des partenariats industriels et des projets concrets menés avec des collectivités telles que Bordeaux Métropole. Pour concrétiser ses travaux, l'équipe s'appuie sur le plateau technique de l'institut, qui réunit des plateformes de pointe en criblage enzymatique et en analyse physico-chimique, soutenues par un personnel administratif et logistique dédié.

Figure 2 : Organigramme de l'équipe Symbiose

I. Contexte global

I.A) Intérêts de la réutilisation des eaux et du traitement décentralisé

Face à l'exacerbation du stress hydrique et à la variabilité croissante des cycles climatiques, la gestion des ressources en eau appelle un changement profond de paradigme. Historiquement, le modèle urbain reposait sur un schéma linéaire : prélever l'eau dans le milieu naturel, la potabiliser, l'utiliser, puis la rejeter après un traitement plus ou moins poussé en station d'épuration. Aujourd'hui, l'impératif de durabilité impose de substituer à cette approche linéaire une logique circulaire, portée par deux piliers technologiques et conceptuels : la réutilisation des eaux et la décentralisation des systèmes de traitement.

La Réutilisation des Eaux Usées Traitées (REUT), souvent désignée sous l'acronyme anglophone *Reuse*, se définit comme le procédé par lequel des eaux résiduaires, après avoir subi des étapes d'épuration adaptées, sont réemployées pour des usages spécifiques au lieu d'être rendues à la nature. Traditionnellement, le traitement de l'eau en fin de cycle vise uniquement à atteindre des normes de rejet pour minimiser l'impact environnemental lors du retour au milieu récepteur. Pourtant, substituer la réutilisation au simple rejet offre des bénéfices écologiques et économiques majeurs.

Pour appréhender pleinement l'impact quantitatif de cette démarche, il est fondamental de distinguer deux concepts clés souvent confondus dans le débat public : le prélèvement et la consommation. Le prélèvement correspond au volume total d'eau extrait d'une ressource naturelle (nappe phréatique, cours d'eau) pour répondre à un besoin. La consommation, en revanche, ne représente que la fraction de cette eau prélevée qui n'est pas restituée au milieu naturel local, car elle s'est évaporée, a été incorporée dans un produit ou a été assimilée par le vivant.

En milieu urbain résidentiel, le taux de consommation réelle est extrêmement faible : l'eau utilisée pour les douches ou les sanitaires est rejetée en quasi-totalité dans les égouts. On fait donc face à un fort prélèvement en amont, mais à une faible consommation. Le problème réside dans le fait que cette eau, une fois rejetée en station d'épuration centralisée, est souvent restituée très en aval, privant le milieu naturel local de sa ressource d'origine.

C'est précisément sur ce déséquilibre que la REUT permet d'agir en appliquant le principe du *« Fit-for-purpose »* : adapter la qualité de l'eau à la stricte nécessité de son usage. En utilisant une eau de moindre qualité — mais parfaitement sûre — pour des usages non potables comme l'irrigation, le nettoyage des voiries ou les chasses d'eau des bâtiments, on réduit directement et drastiquement le prélèvement d'eau potable en amont. Cette approche permet de maintenir la ressource au plus près des besoins et de la boucler localement, limitant ainsi l'empreinte hydrique globale des activités humaines sans pour autant augmenter la consommation nette de l'installation.

Pour maximiser l'efficacité de cette circularité, la configuration spatiale des infrastructures doit elle aussi évoluer. C'est ici qu'intervient le traitement décentralisé, qui se définit comme la collecte, l'épuration et la réutilisation des eaux directement à l'échelle où elles sont produites et consommées, qu'il s'agisse d'un quartier, d'un complexe industriel ou d'un bâtiment autonome. Ce modèle s'oppose aux systèmes centralisés conventionnels, qui acheminent la totalité des

effluents d'une ville vers une unique et lointaine station d'épuration à travers des réseaux de canalisations tentaculaires.

L'intérêt d'une approche décentralisée est multiple. Sur le plan énergétique et économique, elle élimine le besoin de pomper et de transporter l'eau sur de longues distances, des opérations particulièrement gourmandes en infrastructures et en électricité. Sur le plan opérationnel, traiter l'eau à la source permet de segmenter les effluents en fonction de leur charge polluante — en isolant par exemple les eaux grises des eaux vannes — ce qui simplifie grandement les procédés d'épuration requis. Enfin, en soulageant les réseaux collectifs urbains, la décentralisation limite les risques de débordement des systèmes d'assainissement lors d'épisodes de fortes pluies.

L'alliance de la réutilisation des eaux et de la décentralisation offre ainsi une réponse agile et résiliente aux défis des métropoles modernes, en transformant le bâtiment, autrefois simple consommateur, en un maillon actif de la gestion durable de l'eau.

I.B) Qu'est-ce qu'une eau grise ?

I.B.1) Définition, provenance et quantité

Les eaux grises désignent l'ensemble des eaux usées domestiques générées par les activités quotidiennes à l'exclusion des effluents des toilettes — appelés eaux noires ou eaux vannes — et, selon les définitions, des eaux de cuisine. Cette distinction fondamentale repose sur leur niveau de contamination fécale, bien plus faible que celui des eaux noires, ce qui en fait une ressource particulièrement propice à la réutilisation après traitement. Les eaux grises représentent ainsi environ 65 % du volume total des eaux usées ménagères à l'échelle mondiale, et dans un foyer type, elles constituent entre 50 et 80 % de la production journalière d'eaux usées, se distinguant par une faible charge organique et un volume important (Vuppaladadiyam et al., 2018 ; Van de Walle et al., 2023).

Leurs sources sont multiples et peuvent être regroupées en deux grandes catégories selon leur niveau de charge polluante, conduisant à la distinction usuelle entre eaux grises claires et eaux grises foncées. Les eaux grises claires proviennent des lavabos, des douches et des baignoires ; les eaux grises foncées, plus chargées, sont issues des machines à laver le linge et, lorsqu'elles y sont intégrées, des eaux de cuisine. Parmi ces sources, les eaux de lessive et d'évier de cuisine constituent les principaux contributeurs à la charge totale en carbone organique, en matières en suspension et en tensioactifs, tandis que les eaux de lave-vaisselle et de salle de bain sont les principales sources de phosphore (Noutsopoulos et al., 2017).

La production volumétrique varie sensiblement selon le niveau de vie et les habitudes de consommation. Dans les pays à hauts revenus, la génération d'eaux grises se situe entre 62 et 223 litres par habitant et par jour, contre 14 à 140 litres dans les pays à faibles revenus. En France, le contexte de pays industrialisé à consommation modérée place les gisements par habitant dans la partie haute de cette fourchette. Il est par ailleurs établi qu'une réutilisation bien conduite des eaux grises permettrait de réduire de 25 à 30 % la consommation d'eau potable d'un ménage (Oteng-Peprah et al., 2017 ; Shaikh et Ahammed, 2020). La Figure 3 ci-dessous illustre la répartition typique de la consommation d'eau par usage en France. En excluant les eaux noires, le gisement théorique d'eaux grises atteint environ 81 % de la consommation domestique. Cette estimation repose toutefois sur une définition large incluant les eaux de

lessive (12 %) et de salle de bains (40 %), dont le statut d'eaux grises fait consensus. La question des eaux de cuisine est en revanche plus nuancée : si l'on retient la définition stricte excluant les eaux d'évier et de lave-vaisselle — en raison de leur charge organique plus élevée en graisses et matières en suspension — le gisement se réduit à environ 52 % de la consommation totale. Cette part du volume confirme tout de même le potentiel quantitatif majeur de ce gisement.

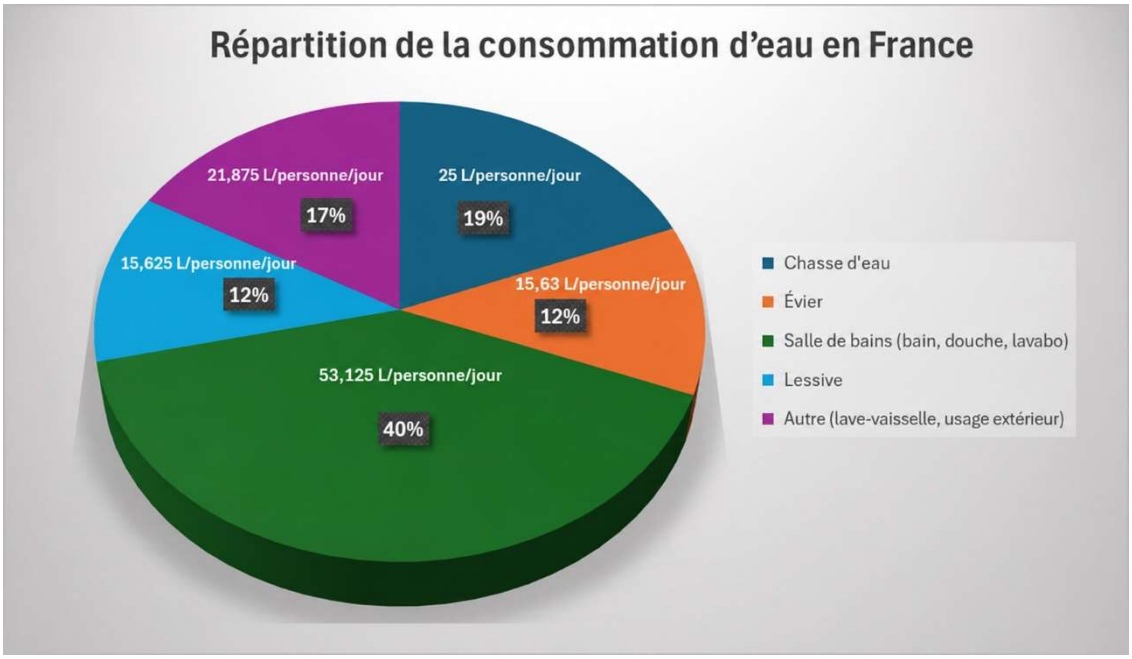


Figure 3 : Répartition de la consommation d'eau par usage en France (L/personne/jour). D'après Hourlier et al. (2011), adapté.

Il convient de souligner que la production d'eaux grises n'est pas uniforme dans le temps : elle suit les rythmes d'occupation et d'usage du bâtiment, générant des variations journalières et hebdomadaires marquées. Ce caractère discontinu constitue l'une des contraintes majeures du dimensionnement des filières de traitement décentralisées, en particulier pour les bâtiments à occupation variable tels que les équipements tertiaires ou les résidences étudiantes.

I.B.2) Composition d'une eau grise

La composition physico-chimique et microbiologique des eaux grises est intrinsèquement variable. Leurs caractéristiques dépendent fortement des flux collectés, des conditions climatiques et géographiques, mais aussi des produits d'hygiène et de nettoyage utilisés, du nombre d'occupants et de leurs habitudes. Cette variabilité constitue l'une des principales difficultés pour la conception et le pilotage des filières de traitement (Van de Walle et al., 2023).

Paramètres physico-chimiques

Les eaux grises présentent un pH généralement proche de la neutralité à légèrement alcalin. Les eaux de lessive se distinguent par un pH plus élevé (7,3 à 10) et une DCO marquée (58 à 2 497 mg/L), en lien avec l'usage de savons à base d'hydroxyde de sodium, ainsi qu'une forte teneur en phosphore total (0,062 à 57 mg/L) due aux détergents phosphatés. En revanche, les eaux de douche et de lavabo présentent des charges organiques plus modérées et un pH plus neutre (Mohan et al., 2024).

Les concentrations maximales en matières organiques — DBO (678 mg/L), DCO (1 507 mg/L) et COT (176 mg/L) — se retrouvent dans les eaux de cuisine, tandis que les concentrations maximales en tensioactifs (14 mg/L) caractérisent les eaux de lessive. Pour les eaux grises mixtes issues de bâtiments résidentiels, les valeurs de DCO s'établissent le plus souvent entre 100 et 400 mg/L, avec un rapport DBO_5/DCO généralement favorable à la biodégradabilité, ce qui justifie le recours prioritaire aux procédés biologiques pour leur traitement (Hourlier et al., 2011 ; Cecconet et al., 2019).

La turbidité et les matières en suspension (MES) sont également des paramètres clés, en lien direct avec la présence de résidus cosmétiques, de fibres textiles et de particules de peau. La température des eaux grises varie entre 18 et 38 °C, cette valeur élevée résultant de l'usage d'eau chaude pour l'hygiène corporelle ; cette plage thermique constitue un milieu favorable à la croissance microbiologique, et peut par ailleurs engendrer des précipitations de $CaCO_3$ lors du refroidissement. (Greywater: Understanding Its Quality and Treatment)

Parmi les composés d'intérêt particulier, les tensioactifs méritent une mention spécifique. On retrouve dans les eaux grises des tensioactifs, des savons, des agents moussants, des agents mouillants, des dispersants, des colorants, des graisses et des huiles, ainsi que d'autres composés organiques en concentrations plus faibles, tels que des plastifiants, des agents antibactériens, des médicaments ou des perturbateurs endocriniens. (Yanez et al., 2024)

Le tableau suivant, tiré de l'étude d'Hourlier et al. (2010), recense les caractéristiques et composition des majeurs types d'eaux usées domestiques. Il permet d'avoir une première vue sur les concentrations moyennes des diverses eaux grises (cuisine, lave-linge, salle de bain ou totale).

Tableau 1 : Caractéristiques des principaux types d'eaux usées domestiques (Hourlier et al., 2011)

Caractéristiques	ERD			EN			ESEP			$EG_{Cuisine}$			EG_{LL}			EG_{SdB}			EG		
	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max
Volume (L · pers^{-1} · j^{-1})	147			29						22	6	30	21	17	26	47	15	60	110	80	170
pH	8,10	5,50	8,50	8,94	8,87	9,08	7,45	6,60	8,70	7,34	5,62	8,20	7,80	7,50	10,00	7,50	6,40	8,10	7,37	6,06	8,93
Cond (µS · cm^{-1})	1 525	1 279	1 771				1 111	325	1 385	1 881	617	2 721	1 929	190	2 457	1 456	82	2 119	1 471	116	2 393
Turb (NTU)								22	> 200				108	14	296	93	0	240	73	25	265
MES (mg · L^{-1})	446	227	1 230	3 180	920	4 320	74	26	330	462	0	1 371	140	68	280	170	5	520	331	45	838
DCO (mg O_2 · L^{-1})	1 012	250	1 174	2 260	806	3 138	290	204	376	1 163	0	2 889	1 293	725	1 815	458	55	927	621	228	1 898
DCO_D (mg O_2 · L^{-1})	239	95	383							623	0	1 470	1 080	996	1 164	252	9	568	473		1 071
DBO_5 (mg O_2 · L^{-1})	274	150	500	1 037	410	1 400	166	60	292	708	9	1 581	467	48	472	240	50	631	291	58	1 049
COD (mg C · L^{-1})	235	173	297				89	57	121	233	113	519	281			74	0	154	172	18	621
TensAn (mg SABM · L^{-1})		6	13							35	0	118	42			45	0	103	37	0	95
N_{tot} (mg N · L^{-1})	101,7	20,0	123,9	150,0	130,0	180,0	66,4	39,9	92,9		0,3	4,9		6,0	21,0	8,6	2,0	17,0	9,2	4,4	15,1
NTK (mg N · L^{-1})	73,3	30,0	112,8					2,1	31,5					1,0	40,0		4,6	20,0		3,0	26,4
NH_4^+ (mg NH_4^+ · L^{-1})	49,0	20,0	92,4				58,2	19,0	90,6	2,7	0,0	5,4	5,9	0,1	11,3	1,2	0,0	15,0	1,5	0,1	4,7
NO_3 (mg NO_3 · L^{-1})	1,9	0,0	3,6				2,9	0,7	5,1	3,1	0,5	5,8	1,8	0,1	2,0	3,4	0,1	6,0	2,4	0,1	5,7
P_{tot} (mg P · L^{-1})	9,0	4,0	25,0	42,7	21,0	58,0	2,1	0,6	27,3		0,0	0,1		0,1	57,0		0,1	2,0	7,5	0,1	14,2
Cl^- (mg Cl^- · L^{-1})										470	0	1 882		9	450	259	9	481	280		1 162
Na^+ (mg Na^+ · L^{-1})				97,7	87,0	107,0				365,0	27,1	641,0	530,0			142,2	7,4	247,5	137,6	7,4	457,8
K^+ (mg K^+ · L^{-1})				75,0	65,7	84,8					19,0	59,0		1,1	117,0		1,5	5,2	8,1	4,4	40,0
Fe^{3+} (mg Fe^{3+} · L^{-1})				1,28	0,24	2,40		0,09	4,37		0,60	1,20		0,29	1,00		0,34	1,10	0,36	0,18	1,09
Zn^{2+} (mg Zn^{2+} · L^{-1})				0,5	0,2	0,8		< 10	440,0		0,1	96,0		0,1	308,0		0,2	50,2	0,1	0,1	4,2
C_{tot} (log UFC/100 mL)	7,0	6,0	7,2				6,8	5,6	8,0				5,8	1,9	5,9	5,1	1,8	7,4	7,1	1,8	8,7
C_{fec} (log UFC/100 mL)	6,7	5,0	6,9				6,2	4,7	8,1	5,4	4,8	10,8	4,7	0,0	6,6	3,8	0,0	6,6	5,8	1,1	6,9
EnCo (log UFC/100 mL)		4,0	5,0								3,7	9,0		0,0	6,1	3,0	0,0	5,4	3,3	0,8	5,6

ERD : eaux résiduaires domestiques. EN : eaux noires. ESEP : effluent septique. $EG_{Cuisine}$: eaux grises de cuisine.
EG_{LL} : eaux grises de lave-linge. EG_{SdB} : eaux grises de salle de bain. EG : eaux grises.

Paramètres microbiologiques

Si les eaux grises sont, par définition, exemptes de la charge fécale directe des eaux noires, elles ne sont pas pour autant microbiologiquement inertes. Des micro-organismes tels que des bactéries, des protozoaires et des helminthes y sont introduits par contact corporel. Une contamination fécale est également courante, notamment associée à de mauvaises pratiques d'hygiène personnelle ou au lavage de couches, et des bactéries pathogènes entériques telles que *Salmonella* et *Campylobacter* peuvent contaminer les eaux grises via une manipulation inadéquate des aliments dans la cuisine. (Oteng-Peprah et al., 2017)

La présence de protozoaires, d'helminthes et d'autres sources significatives de contamination microbienne a également été observée dans les eaux grises. Ces niveaux de contamination, bien qu'inférieurs à ceux des eaux noires, sont suffisamment élevés pour imposer une étape de désinfection rigoureuse avant toute réutilisation, en particulier dans des bâtiments fréquentés par du public ou des populations sensibles. C'est précisément ce niveau d'exigence sanitaire, traduit en seuils réglementaires stricts sur *E. coli*, entérocoques et *Legionella pneumophila* comme présenté au chapitre I.C.I, qui dicte les performances minimales requises pour la filière de traitement par BRM étudiée dans ce rapport. (Van de Walle et al., 2023)

Synthèse et enjeux pour le traitement

La composition des eaux grises, bien que moins chargée que celle des eaux usées domestiques complètes, présente une variabilité importante et une gamme de polluants diversifiée (organiques, inorganiques, microbiologiques et émergents) qui imposent des filières de traitement combinant plusieurs mécanismes d'abattement. Le traitement des eaux grises nécessite notamment l'élimination de la matière organique, des tensioactifs, des micropolluants et de la charge microbienne, et les bioréacteurs à membranes se sont révélés capables de fournir un effluent de haute qualité garantissant également une élimination efficace des micro-organismes. La diversité et la variabilité de cette composition justifient ainsi pleinement l'analyse approfondie des procédés de traitement qui fait l'objet de la section I.D. (Cecconet et al., 2019)

I.C) De la réglementation aux pratiques : état des lieux

I.C.1) Cadre réglementaire quant à la réutilisation des eaux grises

La mise en œuvre concrète de projets de réutilisation des eaux grises à l'échelle décentralisée est intimement liée à l'évolution du cadre législatif. En France, comme dans de nombreux pays européens, la réglementation a longtemps été guidée par un principe de précaution sanitaire extrêmement strict. L'objectif historique était de couper toute voie de transmission potentielle de pathogènes à l'homme, ce qui se traduisait par une interdiction quasi systématique d'utiliser des eaux usées à l'intérieur des habitations. Cependant, face à l'urgence climatique et à la nécessité de préserver la ressource, le législateur a profondément fait évoluer le droit ces dernières années, passant d'une logique de prohibition à une logique d'encadrement des risques.

L'arsenal juridique français a connu un tournant majeur avec la publication de décrets successifs visant à simplifier l'usage des eaux non potables dans les bâtiments. Le cadre actuel s'appuie notamment sur les évolutions initiées par le "Plan Eau" gouvernemental, qui a levé les verrous

administratifs bloquant l'utilisation des eaux grises pour certains usages domestiques spécifiques. Désormais, l'utilisation d'eaux grises traitées est officiellement autorisée pour l'alimentation des chasses d'eau des sanitaires, l'arrosage des espaces verts attenants au bâtiment, ainsi que le lavage des sols extérieurs. En revanche, les usages impliquant un contact corporel direct ou un risque d'ingestion (comme le lave-linge, les douches, ou l'arrosage des potagers) restent, à ce jour, interdits ou soumis à des dérogations très strictes.

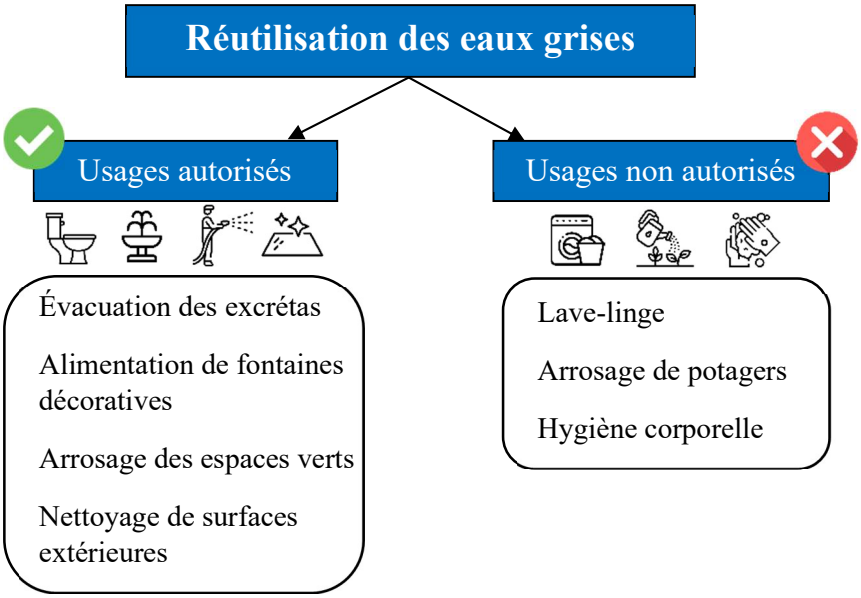


Figure 4 : Représentation des usages possibles des eaux grises traitées
(Cette image a été conçue en utilisant les ressources de Flaticon.com)

Pour garantir la sécurité sanitaire des usagers et des agents de maintenance, la loi ne se contente pas de lister les usages ; elle impose des critères de qualité extrêmement stricts que l'eau traitée doit impérativement respecter avant d'être renvoyée vers les réseaux du bâtiment. Ces critères définissent des seuils maximaux pour des paramètres indicateurs de la pollution organique (la demande chimique en oxygène, les matières en suspension) et de la contamination microbiologique (comme les concentrations en *Escherichia coli* ou en bactéries pathogènes). C'est précisément ce cadre normatif qui dicte les performances minimales que notre filière de traitement par bioréacteur à membranes devra atteindre et stabiliser dans le temps.

Au-delà des stricts critères physico-chimiques et biologiques, la réglementation encadre de manière très rigoureuse la dynamique temporelle du stockage des eaux, tant en amont qu'en aval de la filière de traitement, afin de limiter les phénomènes de dégradation anaérobie et de prolifération microbiologique.

En amont du traitement, la stagnation des eaux grises brutes est un facteur critique : en raison de leur température généralement tiède et de leur charge en matières organiques (résidus de peau, de savon), une stagnation prolongée engendre une baisse rapide de l'oxygène dissous, l'apparition de mauvaises odeurs dues à des conditions anaérobies et le développement de biofilms pathogènes. C'est pourquoi la réglementation impose un temps de stockage maximum des eaux grises brutes limité à 12 heures. Au-delà de ce délai, les effluents non traités doivent être impérativement évacués vers le réseau d'assainissement collectif.

En aval, la conservation de l'eau clarifiée et désinfectée fait elle aussi l'objet d'une vigilance stricte. Bien que l'effluent en sortie de bioréacteur à membranes présente une qualité microbiologique élevée, l'absence de chlore résiduel (contrairement à l'eau potable du réseau) expose l'eau à un risque de reviviscence bactérienne si elle stagne à température ambiante. Le cadre réglementaire fixe donc généralement le temps de stockage de l'eau grise traitée à un maximum de 72 heures, sauf si un dispositif de désinfection secondaire en continu (par rayonnement UV ou chloration) est intégré à la cuve de stockage pour en stabiliser la qualité.

Tableau 2 : Qualités et temps de stockage réglementaires concernant la réutilisation des eaux grises

Paramètres	Valeurs attendues	
	Qualité A+	Qualité A
Escherichia coli	0 UFC/100 mL	$\leq$ 10 $UFC/100mL$
Entérocoques intestinaux	0 UFC/100 mL	0 UFC/100 mL
Legionella pneumophila	$\leq$ 10 UFC/L	$\leq$ 10 UFC/L
Turbidité	$\leq$ 2 FNU	$\leq$ 5 FNU
Carbone Organique Total (COT)	$\leq$ 5 mg/L	$\leq$ 10 mg/L
En cas de chloration : résiduel de chlore libre	Absence d'odeur	Absence d'odeur
pH	5.5 - 8.5	5.5 - 8.5
Temps de stockage maximal		
Avant traitement	12 heures	
Après traitement	72 heures	

Enfin, la réglementation impose une sectorisation stricte des réseaux techniques pour prévenir tout risque de pollution croisée. Les installations de REUT décentralisées doivent faire l'objet d'une signalétique rigoureuse (pictogrammes "eau non potable" sur les points de soutirage), d'un réseau de canalisations de couleur distincte (souvent violet ou détrompé) et d'un système de déconnexion totale (par surverse totale ou garde d'air) avec le réseau public d'eau potable. C'est

ce double défi, à la fois sanitaire, temporel et technique, qui structure la conception et le dimensionnement de la filière que nous étudions.

I.C.2) Etat des lieux sur la réutilisation des eaux grises

À l'échelle mondiale, les eaux grises représentent une part majeure des eaux usées domestiques, typiquement 50 à 80 % du volume produit par un ménage lorsque l'on exclut les toilettes (Van de Walle et al., 2023). Elles constituent donc un gisement important pour réduire la demande en eau potable, notamment pour des usages non alimentaires (chasses d'eau, arrosage, nettoyage) dans les bâtiments.

Sur le plan international, la réutilisation des eaux grises s'inscrit dans un mouvement plus large de valorisation des eaux usées pour répondre à la crise hydrique. Des revues récentes soulignent que la réutilisation de l'eau est devenue une priorité dans de nombreuses régions soumises au stress hydrique, portée par la croissance démographique, l'urbanisation et le changement climatique (Tzanakakis et al., 2023). Dans ce contexte, la séparation et le traitement décentralisé des eaux grises sont identifiés comme une option clé pour diversifier les ressources en eau au niveau local (Vuppaladadiyam et al., 2018).

Les travaux de synthèse montrent une progression nette de la recherche et des projets pilotes dédiés aux eaux grises depuis le milieu des années 1990, avec une augmentation exponentielle du nombre de publications sur leur traitement et leur réutilisation (Yanez et al., 2024). Cette dynamique reste toutefois contrastée entre pays : les réutilisations à l'échelle du bâtiment ou du quartier demeurent encore limitées et souvent expérimentales dans les pays industrialisés, tandis que, dans de nombreux pays en développement, la réutilisation informelle des eaux grises (par exemple pour le jardinage) est déjà pratiquée comme stratégie d'adaptation, malgré des réticences liées aux perceptions de qualité sanitaire (Randigoana et al., 2020).

Au niveau des usages, les études convergent sur un potentiel élevé pour couvrir une part significative des besoins en eau non potable des bâtiments, en particulier dans le secteur résidentiel et tertiaire. Des analyses d'"end-use" montrent que les eaux grises peuvent représenter de 54 à 86 % de la consommation intérieure d'un logement, ce qui en fait une ressource stratégique pour la gestion de crise en milieu urbain (Roshan et Kumar, 2020). Plusieurs travaux de synthèse identifient la réutilisation des eaux grises comme un levier direct pour atteindre les Objectifs de Développement Durable, en particulier sur la sécurité hydrique et la réduction des pressions sur les milieux aquatiques (Prakash et al., 2024).

Malgré ce potentiel, le déploiement reste freiné par divers obstacles : absence ou hétérogénéité des cadres réglementaires dédiés aux eaux grises, incertitudes sur les risques sanitaires en cas de traitement insuffisant, coûts d'investissement et d'exploitation, ainsi que manque de sensibilisation et d'acceptabilité sociale (Vuppaladadiyam et al., 2018 ; Van de Walle et al., 2023). Plusieurs revues soulignent néanmoins que des lignes directrices et normes spécifiques à la réutilisation des eaux grises émergent dans différents pays et systèmes de certification de bâtiments, soutenant une intégration progressive de ces systèmes dans le bâti (Yoonus et Al-Ghamdi, 2020).

Enfin, les perspectives de développement mettent l'accent sur les systèmes décentralisés, combinant procédés biologiques et physico-chimiques avancés (dont les bioréacteurs à membranes), comme leviers pour renforcer la résilience des territoires tout en limitant les impacts environnementaux et énergétiques (Awasthi, et al., 2023). L'optimisation de ces

filières, en particulier vis-à-vis de leur consommation énergétique et de leur pilotage en conditions dynamiques, constitue ainsi un enjeu de recherche central auquel ce stage entend contribuer.

I.D) Procédés de traitement des eaux grises/Comment traiter l'eau grise ?

I.D.1) Panorama des techniques envisageables

I.D.1.i) Procédés extensifs et solutions fondées sur la nature

À l'échelle du bâtiment ou du petit quartier, les procédés de traitement des eaux grises couvrent un spectre allant de solutions extensives "nature-based" à des technologies intensives compactes, souvent combinées entre elles selon une logique de traitement "fit-for-purpose".

Les filtres plantés et zones humides construites (constructed wetlands, CW) sont aujourd'hui des technologies décentralisées majeures pour le traitement d'eaux usées domestiques et, en particulier, d'eaux grises. Ils s'appuient sur la filtration dans un milieu granulaire, l'adsorption et l'activité microbienne et végétale (Santos et al., 2024). Une représentation d'un filtre planté figure ci-dessous afin d'imager.

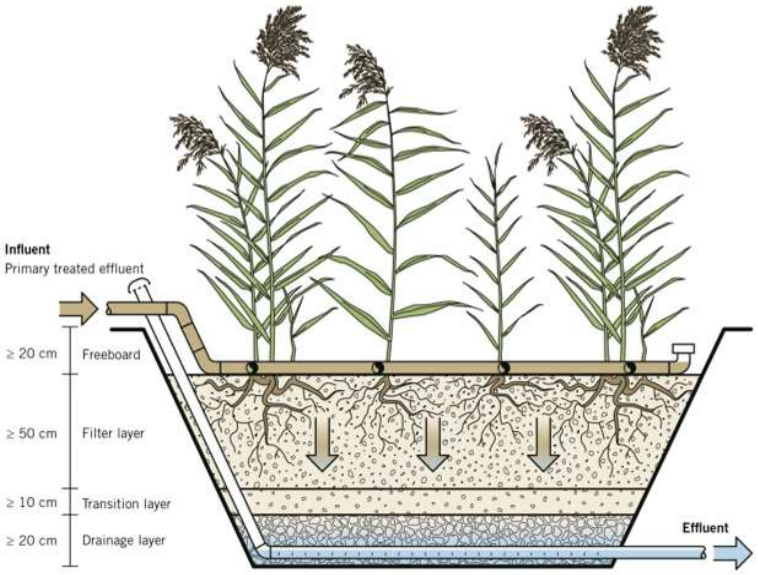


Figure 5 : Schéma représentatif d'un filtre planté de roseaux (Dotro et al., 2017)

Des systèmes à écoulement horizontal dimensionnés pour des débits de l'ordre du m^3/j ont montré des abattements supérieurs à 85–90 % en DBO_5 et DCO, avec des rendements >96 % sur MES et turbidité, tout en respectant des normes nationales de réutilisation pour l'irrigation de cultures alimentaires (Masoud et al., 2025).

Des jardins filtrants compacts de type "rain-garden" atteignent des performances similaires sur la matière organique et les solides (>96 % de réduction BOD, COD, TSS, turbidité), avec toutefois une élimination plus modérée des nutriments et une réduction limitée (0,8–1,1 log_{10})

des indicateurs microbiens, justifiant souvent une désinfection complémentaire (Obeidat et al., 2026).

Des revues récentes confirment la diversité des configurations (écoulement horizontal, vertical, hybrides, flottants, aérés) et l'intégration de substrats innovants (biochar, déchets de construction) pour améliorer l'abattement et adapter ces systèmes à des contextes variés, notamment dans les pays en développement (Santos et al., 2024 ; Werkneh, 2024).

Leur principal atout réside dans leur faible coût, leur simplicité d'exploitation et leur intégration paysagère, au prix d'une emprise au sol importante et d'une sensibilité aux variations climatiques.

I.D.1.ii) Procédés biologiques intensifs

Les réacteurs biologiques compacts (boues activées à faible volume, réacteurs à biofilm type MBBR, etc.) constituent une autre famille de solutions pour le traitement décentralisé des eaux grises. Un travail comparatif en laboratoire a, par exemple, évalué deux filières : d'un côté un bioréacteur à membranes couplé à une désinfection UV ; et de l'autre un MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) en une ou deux étapes couplé à une cellule électrochimique pour la désinfection in situ (Ongena et al., 2023).

Les deux filières ont atteint, après désinfection, des qualités d'eau compatibles avec une réutilisation "non restreinte" des eaux grises, mais avec un volume de réacteur environ dix fois plus faible pour le MBR que pour le MBBR (Ongena et al., 2023).

La désinfection UV et la désinfection électrochimique ont toutes deux permis d'atteindre des concentrations d'E. coli non détectables, même si cette dernière a vu ses performances diminuer avec le temps sous l'effet de l'entartrage scaling et du colmatage (fouling) (Ongena et al., 2023).

Ces systèmes offrent une meilleure compacité et une maîtrise plus fine des conditions de traitement que les filières extensives, mais au prix d'une plus grande complexité opérationnelle (aération, instrumentation, gestion des boues) et d'un besoin de contrôle continu.

I.D.1.iii) Procédés membranaires et traitements combinés

Dans une logique de traitement combiné, de nombreux schémas associent des procédés biologiques à des étapes de séparation membranaire (micro- ou ultrafiltration) et/ou de traitement physico-chimique (sorption, échange d'ions, coagulation-floculation) (Van De Walle et al., 2023).

Les bioréacteurs à membranes occupent une place centrale dans cette catégorie. Les revues bibliographiques montrent que, pour le traitement des eaux grises, ces systèmes atteignent couramment des abattements de DCO >90 % et de MES >95 %, avec une élimination efficace des micro-organismes, permettant de produire un effluent de haute qualité pour une large gamme d'usages non potables (Cecconet et al., 2019 ; Hamidi, 2025).

L'intégration de BRM dans des systèmes gravitaires à très basse pression a permis de démontrer la faisabilité d'un traitement des eaux grises avec des consommations énergétiques de l'ordre de 0,02–0,04 $kWh \cdot m^{-3}$, inférieures à celles des MBR conventionnels et même d'un procédé de boues activées classique (Ding et al., 2017).

Dans ces systèmes, la couche de bio-encrassement agit comme une seconde membrane, améliorant le rejet de biopolymères et de substances humiques (Ding et al., 2017).

Au-delà de la matière organique et des pathogènes, des travaux récents montrent que les BRM peuvent également assurer une forte rétention des microplastiques présents dans les eaux grises, avec des taux d'élimination globaux atteignant 90 % et des concentrations en sortie de l'ordre de 0,02 particule·L^{-1} (Ittisupornrat et al., 2025).

Enfin, la plupart des revues soulignent que ces filières combinées, bien qu'efficaces et compactes, restent freinées par des coûts d'investissement, des enjeux de colmatage membranaire et un manque d'analyses économiques et d'ACV systématiques, points qui motivent des travaux de recherche spécifiques sur l'optimisation et le contrôle de ces systèmes (Cecconet et al., 2019 ; Hamidi, 2025).

I.D.2) Focus sur le bioréacteur à membranes

I.D.2.i) Principe de fonctionnement et avantages

Le bioréacteur à membranes (BRM, ou parfois MBR pour l'anglais *Membrane Bioreactor*) est une technologie dérivée du procédé conventionnel à boues activées. Son principe repose sur l'association d'un traitement biologique et d'une étape de filtration membranaire au sein d'une même installation. Concrètement, la matière organique est dégradée dans un bassin aéré par les micro-organismes, tandis que la séparation entre l'eau traitée et la biomasse est assurée par des membranes. Le clarificateur secondaire utilisé dans les filières classiques n'est donc plus nécessaire. Cette configuration permet généralement d'obtenir une meilleure qualité d'effluent tout en réduisant l'espace requis pour le traitement.

Dans le cas des BRM immergés, qui sont aujourd'hui les plus répandus pour les applications décentralisées, les membranes sont directement installées dans le bassin biologique (Figure 6). Sur la représentation ci-dessous, les modules de membrane sont disposés dans un compartiment partiellement séparé du réacteur biologique principal mais il existe différentes configurations. La membrane peut en effet être simplement immergée dans le bassin biologique ou, en configuration externe, être totalement en dehors du réacteur. Dans tous les cas, l'eau traitée est extraite à travers les membranes par aspiration, alors que les boues restent dans le réacteur (ou y sont renvoyées dans le cas d'une configuration externe). Les membranes utilisées sont le plus souvent des membranes de microfiltration ou d'ultrafiltration dont les seuils de coupure se situent entre 0,04 et 0,4 µm. Elles permettent ainsi de retenir les matières en suspension, les flocs biologiques ainsi qu'une grande partie des micro-organismes présents dans l'eau. Cette rétention de la biomasse autorise des concentrations de matières en suspension beaucoup plus élevées que dans un procédé classique. Alors que les concentrations sont généralement comprises entre 2 et 4 g/L dans les systèmes à boues activées, elles atteignent fréquemment 8 à 10 g/L dans les BRM. Cette caractéristique participe à l'efficacité du traitement biologique et explique en partie la compacité de ces installations.

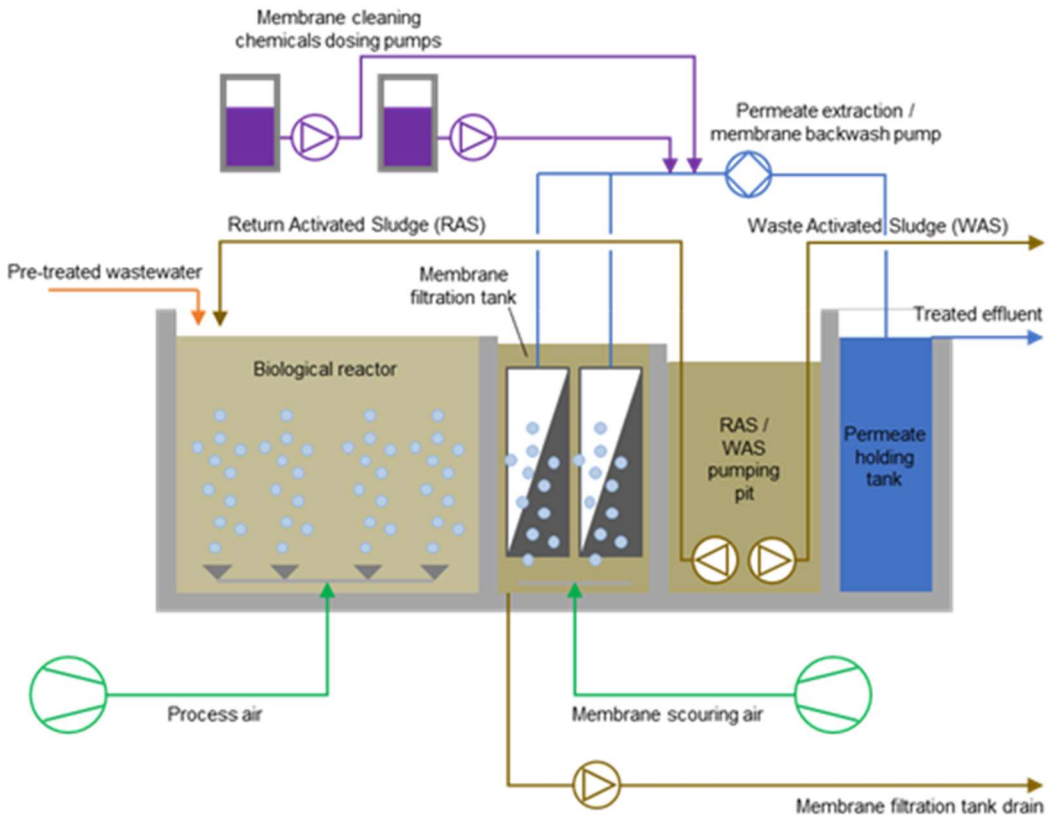


Figure 6 : Schéma représentatif d'un bioréacteur à membranes immergées (*What is Membrane Bioreactor (MBR) Technology? - Coftec*)

De nombreuses études ont évalué les performances des BRM pour le traitement des eaux grises. L'article écrit par Cecconet et al. (2019) met en évidence des rendements d'élimination de la DCO supérieurs à 90 % dans la majorité des cas étudiés. Des résultats similaires sont rapportés par Hamidi (2025), qui indique également des abattements des matières en suspension dépassant souvent 95 %. Grâce à la présence des membranes, la qualité microbiologique de l'effluent est également améliorée. Les concentrations obtenues en sortie sont compatibles avec plusieurs usages non potables et permettent de satisfaire les exigences réglementaires françaises présentées au chapitre I.C.1, notamment pour *E. coli*, les entérocoques et la turbidité.

Au cours des dernières années, plusieurs travaux se sont également intéressés au devenir des microplastiques dans les BRM. Cette question est devenue importante avec le développement de la réutilisation des eaux usées et les préoccupations croissantes liées aux polluants émergents. Selon Ittisupornrat et al. (2025), les BRM permettent d'éliminer jusqu'à 90 % des microplastiques présents dans les eaux grises. Les auteurs rapportent des concentrations résiduelles proches de 0,02 particule par litre dans l'eau traitée. Même si ces contaminants ne sont pas encore systématiquement pris en compte dans la réglementation, leur rétention constitue un avantage supplémentaire de cette technologie.

Enfin, les BRM présentent un intérêt particulier lorsque la surface disponible est limitée. L'absence de clarificateur secondaire et les fortes concentrations de biomasse autorisées dans le réacteur permettent de réduire les volumes nécessaires au traitement. Cette compacité explique pourquoi cette technologie est régulièrement envisagée dans les projets de réutilisation des eaux à l'échelle du bâtiment ou de petits ensembles urbains. Elle est notamment utilisée

dans certaines installations tertiaires, comme celle mise en place au niveau de la halle de conventions du MEETT de Toulouse, qui sera étudiée dans la partie III de ce rapport.

I.D.2.ii) Freins à l'usage de cette technologie

Le recours à la technologie qu'est le BRM présente néanmoins des limites non négligeables. Le principal inconvénient concerne la consommation énergétique. Ce genre d'installation consomme énormément d'énergie et ce d'autant plus à petit débit de fonctionnement. En effet, de nombreuses études et retours de terrain ont montré que des BRM installés dans des configurations où le débit parcourant le réacteur est faible voient leur consommation exploser. C'est ce que l'on observe sur la Figure 7, où les résultats de deux de ces études sont mis en évidence. En réduisant le débit nominal de fonctionnement, la consommation (en kWh/m^3) augmente de façon exponentielle.

Ajouter que la forte consommation énergétique est due à l'aération et principalement celle à grosses bulles servant au décolmatage des membranes devant l'aération fines bulles ayant pour but le transfert d'oxygène dans le bassin.

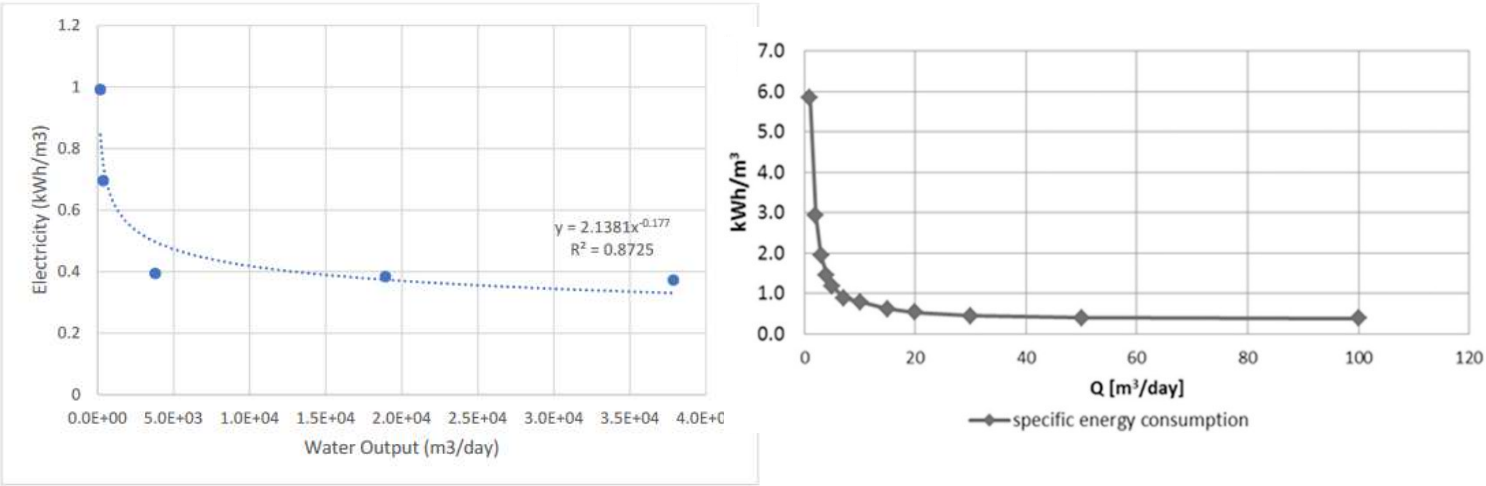


Figure 7 : Consommation énergétique d'un BRM en fonction du débit de fonctionnement (Kobayashi et al., 2020 – USEPA, 2016 ; Atanasova et al., 2017)

Les installations de traitement décentralisé d'eaux grises pouvant être régulièrement des installations fonctionnant à faible débit, ce comportement représente un facteur pertinent à prendre en compte.

De plus, une observation courante faite dans l'industrie vient s'ajouter à ce premier inconvénient. Il est commun que pour ces mêmes conditions de faible débit un surdimensionnement soit réalisé au niveau du réacteur. Cela s'explique probablement par le fait que l'on veuille s'assurer du bon fonctionnement du BRM et atteindre la qualité requise. On peut, par exemple, constater cela en analysant la fiche technique du BRM installé au MEETT et fourni par l'entreprise Aquality.

Tableau 3 : Volumes des réacteurs en fonction de la capacité de traitement (Fiche technique BRM Aquality)

Modèles*	Capacité Traitement	Réservoir EG	Réservoir Ultrafiltration	Réservoir Eau traitée
ARC 10 B Plus	500 L / jour	1 x 690 L		1 x 690 L
ARC 23 B Plus	1.150 L / jour	1 x 690 L	1 x 690 L	1 x 690 L
ARC 40 B Plus	2.000 L / jour	1 x 2.000 L	1 x 690 L	1 x 2.000 L
ARC 60 B Plus	3.000 L / jour	1 x 3.000 L	1 x 690 L	1 x 3.000 L
ARC 120 B Plus	6.000 L / jour	2 x 3.000 L	2 x 690 L	2 x 3.000 L
ARC 180 B Plus	9.000 L / jour	3 x 3.000 L	3 x 690 L	3 x 3.000 L
ARC 240 B Plus	12.000 L / jour	4 x 3.000 L	4 x 690 L	4 x 3.000 L
ARC 300 B Plus	15.000 L / jour	5 x 3.000 L	5 x 690 L	5 x 3.000 L
ARC 450 B Plus	22.500 L / jour	5 x 4.000 L	1 x spécifique	5 x 4.000 L
ARC 675 B Plus	33.750 L / jour	8 x 4.000 L	2 x spécifique	8 x 4.000 L

On peut ici observer l'évolution des volumes des trois réacteurs (Réservoir EG = bassin tampon, Réservoir Ultrafiltration = bassin biologique et Réservoir Eau traitée = bassin de stockage) en fonction de la capacité de traitement que l'installation doit supporter (débit de fonctionnement). En diminuant d'un débit de 15 000 L/j jusqu'à 500 L/j, on observe une évolution du volume du bassin biologique linéaire pour les premières valeurs, puis des volumes qui restent très grands autour des faibles débits. On peut mieux réaliser ce constat de surdimensionnement en traçant l'évolution du temps de séjour hydraulique dans le bassin en fonction de la capacité de traitement (Figure 8).

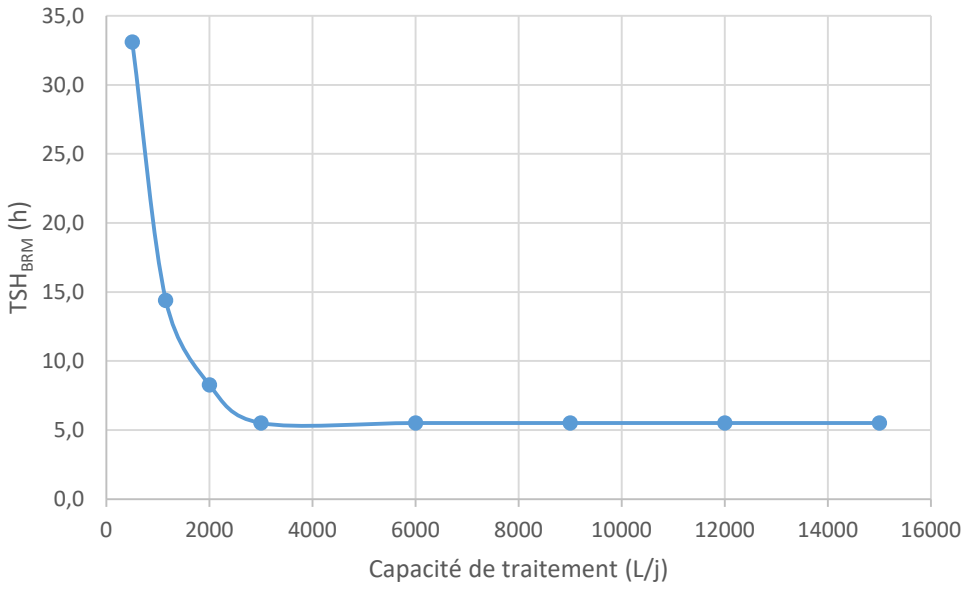


Figure 8 : Evolution du temps de séjour hydraulique en fonction de la capacité de traitement (à partir de la fiche technique d'Aquality)

On observe ici la même allure que celle de la consommation énergétique, le volume explose de manière exponentielle lorsque l'on s'approche des faibles débits. Ces surdimensionnements entraînent des surcoûts d'infrastructures qui s'ajoutent au pôle majeur de dépense qu'est l'énergie.

I.D.2.iii) Impact carbone et effet de l'urbanisation

L'aération a été identifiée comme grand pôle consommateur d'énergie, représentant ainsi sûrement une part importante du bilan carbone de ces installations. Le surdimensionnement également mentionné peut engendrer une lourde empreinte due aux infrastructures. C'est pourquoi il est intéressant de se pencher vers des travaux d'ACV (Analyse Cycle de Vie) faits précédemment au sein de l'équipe Symbiose.

En 2020, Mathilde Besson a publié sa thèse de doctorat intitulée « *Modélisation et évaluation environnementale de scénarios de séparation à la source des effluents domestiques à l'échelle du quartier* ». Cet article étudie l'ACV de plusieurs scénarios de traitement par séparation à la source. En comparant à une station de référence (station centralisée avec récupération de l'azote et du phosphore), elle a étudié les différents impacts de trois autres scénarios décentralisés : la séparation et le traitement de l'urine, de l'eau noire (BW) et de l'eau grise + eau noire (BW – GW). Le premier résultat majeur figure ici (Figure 9), les deux premiers scénarios montrent un impact carbone inférieur à la référence (barre noire) tandis que la séparation des eaux grises engendre un impact carbone 27% plus élevé. Cette importante hausse est principalement due à l'aération (cercle rouge) du BRM servant à maintenir l'activité biologique et surtout à prévenir le colmatage de la membrane. (Besson, 2010)

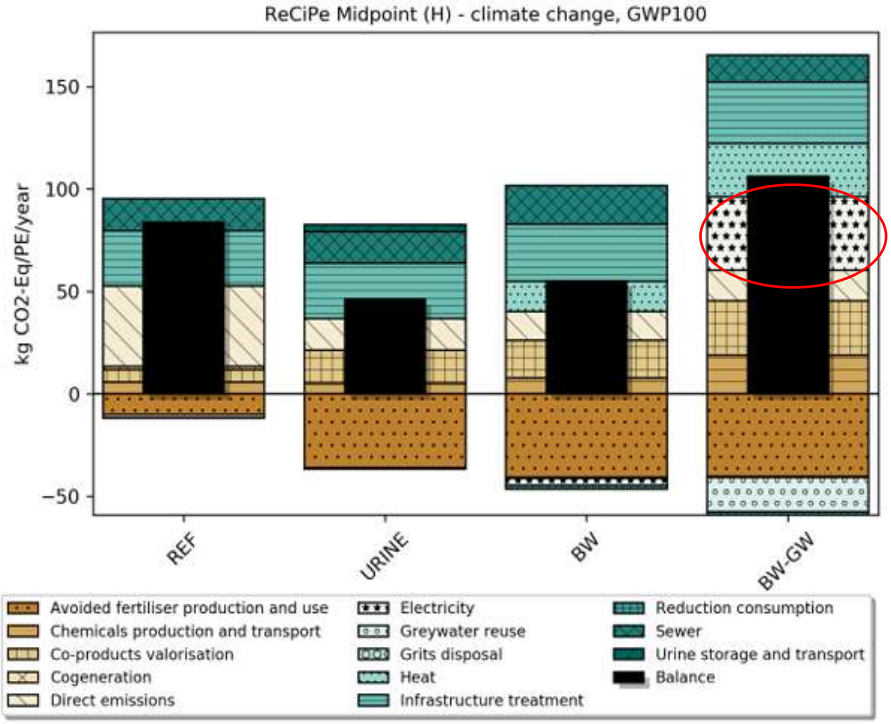


Figure 9 : Comparaison de l'empreinte carbone des 3 scénarios (Besson, 2010)

On remarque également que pour chaque scénario, les infrastructures jouent un rôle important dans l'impact carbone de ces installations. En réalité, moins la densité de population est importante plus la part des canalisations et donc des infrastructures est grande dans l'impact carbone. On peut même aller plus loin en disant qu'à petite échelle de décentralisation, les canalisations sont généralement le plus grand facteur d'émissions. (Besson, 2010)

Dans la continuité de ce travail, Sarah Manteaux a réalisé récemment son post-doctorat pas encore publié, intitulé « *Greywater reuse in cities : life cycle assessment across scales and urban typologies* ». Elle a donc étudié l'ACV de la réutilisation des eaux grises en traitement décentralisé par BRM en croisant les niveaux d'urbanisation et de décentralisation. Pour cela, 3 configurations urbaines différentes ont été étudiées : bâtiments continus, discontinus et des grands immeubles. Pour chacune de ces configurations, 4 niveaux de décentralisation ont été modélisé : 1 station pour tout le quartier, 1 station ne collectant pas l'entièreté des flux, 4 stations dans le quartier et enfin 1 station par bâtiment. (Figure 10)

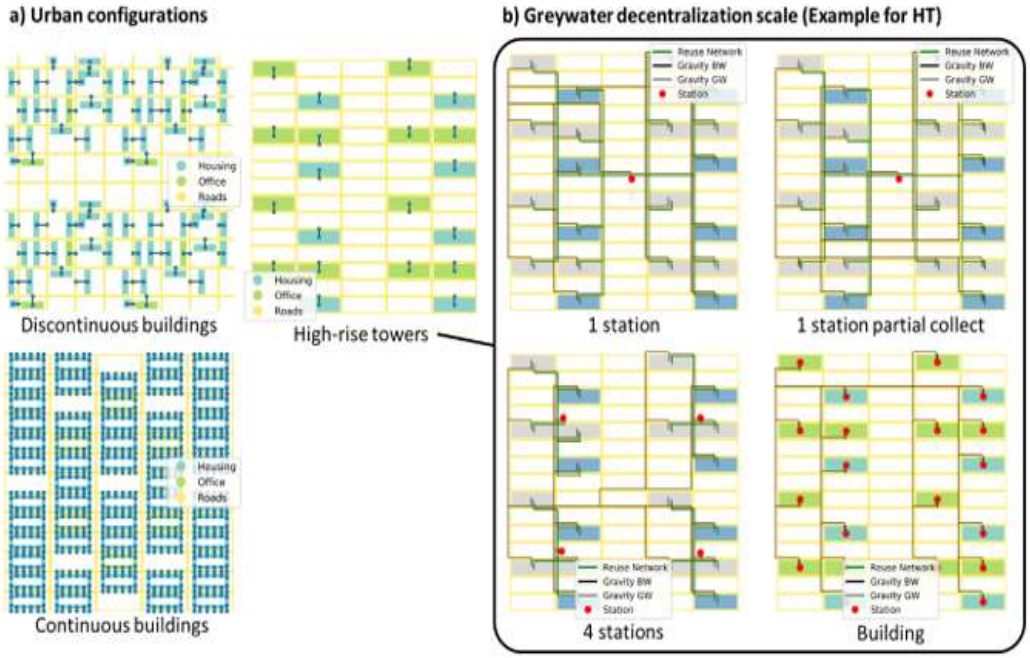


Figure 10 : Les trois configurations urbaines et 4 niveaux de décentralisation (Sarah Manteaux)

Ceci a montré un premier résultat important, le scénario représentant l'impact carbone le plus faible est celui en configuration « grands immeubles ». Plus loin, il a aussi été prouvé que la collecte et le traitement au pied du bâtiment (soit le quatrième niveau de décentralisation) était le plus optimal en raison des lourdes émissions d'infrastructures évitées. Cela rejoint un des résultats de Mathilde Besson, les réseaux d'assainissement présentent un impact trop important lorsque les stations sont trop éloignées de la source.

Ces résultats représentent une première optimisation du développement de ces filières dans la réalité. Toutefois, elles se basent sur des analyses et des modélisations faites en régime permanent. C'est pourquoi ce stage, et globalement la partie IV à venir, vise à questionner la mise en place de tels procédés en prenant en compte la dynamique.

II. Retour sur un travail antérieur : dimensionnement d'une filière de traitement et réutilisation des eaux grises à l'échelle d'un bâtiment résidentiel étudiant de l'INSA Toulouse

II.A) Présentation du projet et du contexte de travail

Ce stage s'inscrit personnellement dans une certaine continuité avec le projet de dimensionnement réalisé tout au long du dernier semestre de cours à l'INSA. Ce projet, souvent appelé projet calcul, consistait à étudier toute une filière de procédés, d'en dimensionner toutes les étapes et enfin de dresser une analyse de cycle de vie. Mon projet, avec mes amis, se centrait sur la création d'une filière de traitement décentralisé et de réutilisation des eaux grises et des urines à l'échelle d'une résidence étudiante de l'INSA (la Résidence 7 ou R7). Les résultats finaux de dimensionnement de ce projet servant dans le cadre de mon stage, notamment à l'alimentation du futur simulateur, il est intéressant de voir la démarche méthodologique de calcul et de développement du projet.

Ce projet s'inscrit dans le cadre d'une initiative globale menée par l'INSA Toulouse pour la rénovation et l'intégration des principes de l'économie circulaire au sein de ses infrastructures d'hébergement. L'INSA récupérant cette résidence à Promologis en 2028, l'idée d'essayer d'y développer une filière innovante comme celle-ci est née.

Au-delà de sa portée locale, cette initiative bénéficie du soutien du programme « Métiers d'Avenir » et de l'Agence de l'Eau. Il s'agit du premier projet de rénovation de ce type en France, qui marque une initiative pionnière visant à intégrer les principes de la gestion circulaire des ressources dans les infrastructures de logement étudiant. Le projet a pour objectif de servir de plateforme de démonstration et d'expérimentation, afin de favoriser l'innovation et la mise en œuvre de pratiques décentralisées.

Le R7 de l'INSA Toulouse accueille 220 résidents répartis dans 220 chambres individuelles. Chaque chambre dispose d'une salle de bain privée équipée d'un WC, d'un évier, d'un bidet et d'un bac à douche. Une cuisine est également présente, constituant un autre point d'utilisation d'eau potable mais non une source d'eau grise ici (principalement en raison d'une concentration trop forte en substances humiques). Aucun lave-linge n'est présent dans les chambres, une seule laverie commune est accessible au centre des différentes résidences. Il était donc plus aisé de seulement prendre en compte les eaux de salle de bain comme eau grise à traiter, représentant d'ores et déjà un flux intéressant à valoriser. Le débit global des eaux grises produites quotidiennement par la résidence (provenant des cuisines, douches et éviers) s'élève à un total de $13{,}2\ m^3/j$.

La composition de l'eau grise à traiter n'étant pas encore connue à l'époque du développement du projet, des hypothèses ont été faites afin de mener notre dimensionnement. Le choix s'est alors tourné vers le travail réalisé par Sarah Manteaux lors de son post-doctorat au sein de l'équipe Symbiose au TBI l'an passé. Elle a pu, au cours de son post-doctorat, dresser une très large étude bibliographique de la caractérisation et de la composition des eaux grises. A partir de ça, elle a pu en extraire des tendances, des moyennes et enfin dresser des reconstitutions de composition pour les divers types d'eaux grises. C'est donc sur sa reconstitution de la composition d'une eau grise de salle de bain que l'on s'était basé pour notre sujet. Les valeurs de concentration et volume sont alors listés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 4 : Caractérisation d'une eau grise de salle de bain par la reconstitution de Sarah Manteaux

$Volume$	$Concentrations$					
$L/pers/j$	DCO	MES	N_{tot}	NH_x	P_{tot}	PO_4^{3-}
60	260	90	13	4,2	2,3	0,7

II.B) Dimensionnement d'un bioréacteur à membranes

Toutes les étapes et justifications du dimensionnement ne seront détaillées ici, l'important étant d'aboutir aux valeurs clés permettant notre modélisation à venir.

Dans un effluent en traitement biologique, on distingue deux grandes familles de microorganismes : les bactéries hétérotrophes (X_{OHO}), qui utilisent le carbone organique — ici exprimé en DCO_b (DCO biodégradable) — comme substrat pour leur croissance et leur maintenance ; et les bactéries autotrophes (X_{ANO}), qui utilisent le carbone inorganique (bicarbonate) pour nitrifier l'ammonium en nitrate. Dans le cas des eaux grises de la R7, la concentration en azote Kjeldahl total (NTK) à l'entrée est faible et aucune limite réglementaire française n'impose son traitement. La nitrification n'étant donc pas nécessaire, la présence significative de X_{ANO} n'a pas été retenue dans la conception. L'objectif de traitement est ainsi limité à l'élimination de la DCO, assurée par la biomasse hétérotrophe X_{OHO}.

Le dimensionnement du BRM repose sur des bilans de matière appliqués à la biomasse active et à la matière organique biodégradable. En régime permanent, en l'absence de biomasse à l'entrée (les matières en suspension présentes dans l'eau grise brute ne correspondent pas à une biomasse active), et en considérant que la membrane retient intégralement la biomasse (absence de biomasse dans le perméat), le bilan sur la biomasse se réduit à :

$$0 = -Q_p \times X_p + \mu_{obs}^{X_{OHO}} \times X \times V$$

Le bilan sur la DCO_b dans le réacteur s'écrit quant à lui :

$$0 = Q_{in} \times (S_{DCO_b,e} - S_{DCO_b}) - \frac{\mu_{obs}^{X_{OHO}}}{Y_{obs}^{X_{OHO}}} \times X \times V$$

Le taux de croissance spécifique observé des hétérotrophes, $\mu_{obs}^{X_{OHO}}$ est calculé à partir de la cinétique de Monod, corrigée pour la disponibilité en oxygène, la température et le taux de mortalité k_d :

$$\mu_{obs}^{X_{OHO}} = \mu_{max}^{X_{OHO}}(20°C) \times \frac{S_{DCO_b}}{K_s + S_{DCO_b}} \times \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \times 1.07^{(T-20)} - k_d \times 1.029^{(T-20)}$$

L'âge de boues (ou temps de séjour des solides, θ_X) est l'inverse du taux de croissance observé :

$$\theta_X = \frac{V}{Q_p}$$

Il conditionne directement le volume du réacteur : plus la croissance est lente (basse température notamment), plus l'âge de boues est élevé et plus le volume nécessaire est grand pour une concentration de biomasse fixée. La température de calcul a été fixée à $12\ °C$, correspondant à une situation défavorable hivernale permettant d'obtenir un dimensionnement conservateur.

Le rendement observé de production de boues $Y_{obs}^{X_{OHO}}$ est déduit du rendement maximal $Y_{max}^{X_{OHO}}$ corrigé par la mortalité :

$$Y_{obs}^{X_{OHO}} = \frac{Y_{max}^{X_{OHO}}}{1 + \theta_X \times k_d}$$

En combinant des équations, on obtient la relation fondamentale du dimensionnement :

$$X \times V = \theta_X \times Y_{obs}^{X_{OHO}} \times Q_{in} \times (S_{DCO_b,e} - S_{DCO_b})$$

Cette relation exprime simplement que pour éliminer une certaine masse de DCO_b par jour $(Q_{in} \times (S_{bCOD,in} - S_{bCOD}))$, il faut maintenir dans le réacteur une masse de biomasse proportionnelle $(X.V)$, pendant un temps de θ_X jours. La concentration totale de biomasse X_{tot} a été fixée à $6\ g/L$ (valeur courante pour un BRM de petite taille), avec un rapport $\frac{MVS}{MES} = 0{,}8$, soit $X = 4{,}8\ gMVS/L$. Les constantes cinétiques utilisées sont issues de la littérature (Metcalf & Eddy, 2003 ; Spérandio et al., 2007) et sont rappelées dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Valeurs servant au dimensionnement du BRM

$\mu_{max}^{X_{OHO}}(20°C)\ [j^{-1}]$	$K_S\ [mgO2/L]$	$K_{O_2}\ [mgO2/L]$	$k_d\ [j^{-1}]$	$Y_{max}^{X_{OHO}}\ [gX/gDCO_b]$
6	20	1	0.07	0.44

Le choix de la concentration en DCO_b à la sortie du réacteur ($S_{DCO_b,s} = S_{DCO_b}$) est très important. Comme il va en être discuté dans la partie IV.A, la fraction soluble inerte S_u (non-biodégradable) nous oblige à viser un taux d'abattement très important sur la DCO biodégradable. En effet, en ne sachant pas précisément la valeur de cette fraction S_u et le seuil réglementaire en COT (directement lié à la DCO) étant très bas, il est plus prudent de traiter le plus de biodégradable possible.

La fraction S_u se retrouve quasiment entièrement en sortie de BRM. Etant non-biodégradable, elle n'est d'abord pas touchée par le traitement biologique, mais aussi non-retenue par la membrane car soluble. En réalité, une partie de S_u est retenue par la filtration mais il est difficile de déterminer quelle quantité selon la littérature. On pourrait même taller plus loin en mentionnant les PMS (Produits Microbiens Solubles) qui sont produits et s'ajoutent à notre DCO entrante. Cependant, par large manque de données bibliographiques sur ces informations, nous considérerons simplement la charge organique présente à l'entrée.

Pour une eau usée conventionnelle, il est assez usuel de considérer que la fraction S_u représente environ $5\ \%$ de la DCO totale. L'eau grise étudiée étant concentrée à hauteur de $292\ mgDCO_{tot}/L$, nous avions considéré ce rapport de $5\ \%$ donc fait l'hypothèse d'une concentration en soluble inerte de $S_u = 0{,}05 * 292 = 14{,}6\ mgDCO/L$. A partir de cette valeur, si l'on considère encore une fois une valeur usuelle sur le rapport $\frac{DCO}{COT} = 2{,}5$, la fraction S_u

représenterait à elle seule $\frac{14,6}{2,5} = 5,84\ mgCOT/L$, soit une valeur déjà supérieure au seuil réglementaire. Enfin, sans savoir quelle fraction de cette valeur peut être retenue par la membrane, il est nécessaire d'éliminer le plus possible de la part biodégradable de la DCO, et plus particulièrement la fraction soluble biodégradable S_b (les fractions particulaires biodégradable et non-biodégradables X_b et X_u allant être retenues par la filtration).

$S_{DCO_b,s}$ ne peut être fixée à zéro (ce qui conduirait à un taux de croissance nul et une biomasse inexistante dans un réacteur de type CSTR). Une valeur de $S_{DCO_b,s} = 1\ mg/L$ a donc été imposée. Le Tableau 6 résume les résultats numériques du dimensionnement biologique menant à la détermination du volume du bassin par l'équation fondamentale citée plus haut.

Tableau 6 : Valeurs calculées menant à la détermination du volume de bassin

$T\ [°C]$	$\mu_{obs}^{X_{OHO}}[j^{-1}]$	$\theta_X\ [j]$	$Y_{obs}^{X_{OHO}}\ [gX/gDCO_b]$	$X_{total}\ [gX/L]$	$X\ [gX/L]$	$V\ [m^3]$
12	0.055	18.1	0.219	6.000	4.800	2.40

La production journalière de boues P_X représente la masse de biomasse hétérotrophe produite par consommation deDCO_b :

$$P_X = Q_p.X_p = Y_{obs}^{X_{OHO}}.Q_e.(S_{DCO_b,e} - S_{DC\ \ b})$$

Le débit de purge nécessaire pour maintenir la concentration de biomasse constante dans le réacteur est alors :

$$Q_p = \frac{P_X}{X} = \frac{V}{\theta_X}$$

Ce débit de purge est essentiel pour éviter une accumulation excessive de matières en suspension qui dégraderait le transfert d'oxygène et accélérerait le colmatage membranaire. Les valeurs calculées sont les suivantes :

$$\begin{cases} P_X = 636,9\ gX/j \\ Q_p = 0,133\ m^3/j \end{cases}$$

On peut finalement ici rappeler la valeur du temps de séjour hydraulique θ_H résultante de notre dimensionnement :

$$\theta_H = \frac{V}{Q_e} = 4,36\ h$$

III. Diagnostic d'une installation existante : la halle de conventions du MEETT de Toulouse

III.A) Présentation de l'installation

Une première partie de ce stage consiste à diagnostiquer une installation déjà présente et en état de fonctionnement. Cette installation est une filière de traitement d'eaux grises par BRM au sein de la halle de conventions du MEETT de Toulouse.

Le procédé installé vise à traiter les eaux de plusieurs lavabos situés dans trois différentes toilettes situées dans le centre de conventions. Une fois l'eau traitée selon les normes qualités présentées en I.C.1), elle est pompée puis réutilisée dans les mêmes trois toilettes afin de flusher les sanitaires.

La Figure 11 ci-contre représente l'installation de traitement fournie par Aquality à côté des réacteurs réellement installés sur site. Elle permet de suivre le parcours de l'eau au travers des trois bassins de 690 *L* chacun. Après avoir servi au lavage des mains des usagers, l'eau descend gravitairement des toilettes jusqu'à la salle des machines située au rez-de-chaussée. L'eau arrive en réalité environ 2 mètres en-dessous de la salle, puis est pompée en direction du bassin tampon (2). Elle passe avant cela par un pré-filtrage léger (1). Cette étape n'est pas une étape fine de prétraitement car l'influent de notre système n'est qu'une eau savonneuse, donc ne contenant que très peu de matières solides. En sortie du tampon, l'eau entre dans le bassin biologique principal où agit le traitement biologique et physique par membrane. Le perméat de cette membrane est enfin transféré dans le bassin de stockage d'eau traitée (5). Ensuite, lorsqu'une demande d'eau survient pour alimenter les chasses d'eau, c'est cette eau traitée dans le bassin stockage qui est pompée en direction des toilettes correspondantes.

1 Pré-filtre
2 Bassin tampon
3 Aérateur
4 Filtre à membrane
5 Bassin de stockage
6 Unité de contrôle
7 Gestionnaire de surpression
8 Evacuation de sol

Figure 11 : Schéma et photo légendés du BRM du MEETT

La membrane immergée dans le bioréacteur est une membrane d'ultrafiltration avec un seuil de coupure de 38 nm. L'aération, elle, n'est pas constante. Elle suit des cycles de fonctionnement d'environ 7 minutes et 30 secondes toutes les 30 minutes.

III.B) Prélèvements sur site et analyses

III.B.1) Constats réalisés sur place

Afin de diagnostiquer l'installation en question et s'assurer de son bon fonctionnement, il a d'abord fallu se rendre sur site, essentiellement pour réaliser des prélèvements à différents points clés. Ces prélèvements nous serviront à réaliser des analyses au laboratoire pour pouvoir qualifier l'état biologique de l'installation et sa qualité de traitement.

Plusieurs constats ont pu être faits une fois sur place. Notre visite s'est faite durant un évènement (salon Cycl'eau) donc une période pendant laquelle les sanitaires étaient utilisés. Pendant les deux heures durant lesquelles nous sommes restés sur l'installation, il y avait donc de l'eau grise provenant des lavabos qui arrivait dans la filière, et de l'eau traitée qui sortait de la filière pour alimenter les chasses d'eau. Cependant, aucun flux de perméat n'est sorti de la membrane pour se verser dans le bassin de stockage durant toute cette période. Pour alimenter les chasses d'eau, le troisième bassin était donc rempli à l'eau du réseau potable lorsque le volume atteignait un minimum détecté par un capteur.

Nous avons également pu remarquer une recirculation de l'eau (et des boues) entre le bassin tampon et le bassin biologique qui opérait pendant les cycles d'aération.

III.B.2) Analyses réalisées

L'eau grise ne passant pas au travers de la membrane, nous n'avons malheureusement pas pu prélever un échantillon d'eau traitée. De plus, le bassin biologique était entièrement fermé, il était donc impossible de prélever à l'intérieur afin de qualifier précisément la concentration en biomasse. Toutefois, grâce à la recirculation avec le tampon, nous avons pu voir et prélever de la boue dans le fond de ce premier bassin.

En plus de cet échantillon, nous avons prélevé 2 entrées (avant et après dégrillage), un échantillon du bassin tampon ainsi qu'une reproduction de l'eau grise entrante. Pour faire cette dernière, nous avons extrait un volume de savon correspondant à un lavage de mains que nous avons ensuite dilué dans un volume d'eau lui aussi représentatif. L'objectif derrière cette reproduction de l'eau en entrée est de déterminer si le savon est le principal responsable de la concentration en DCO. Nous avons donc globalement 5 échantillons à analyser :

$$\begin{cases} E_1 = entrée\ avant\ dégrillage \\ E_2 = entrée\ après\ dégrillage \\ T = tampon \\ B = boues\ dans\ le\ tampon \\ Sav = eau\ grise\ reconstituée \end{cases}$$

Une mesure de DCO a donc tout d'abord été faite pour chaque échantillon (3 mesures ont été réalisées pour les boues en diluant par 3 facteurs différents afin d'être certain de tomber dans la gamme de mesure Middle Range du spectrophotomètre). Les résultats de ces analyses DCO sont répertoriés dans le tableau 7 ci-dessous :

Tableau 7 : Résultats d'analyse DCO sur les 5 échantillons prélevés

	E_1	E_2	T	B	Sav
$mgDCO/L$	300	258	44	2252	279

Les concentrations en DCO pour les deux entrées sont très proches et correspondantes à une eau grise moyenne voire légère, cela prouve la cohérence.

L'échantillon d'eau grise reconstitué à l'aide du savon a une concentration en DCO exactement égale à la moyenne des deux entrées. La réponse à notre question est claire : le savon représente l'immense majorité de la DCO de l'eau grise de l'installation.

En raison de la recirculation juste expliquée, l'eau traitée biologiquement dans le bassin 2 se retrouve dans le tampon diluée avec l'entrée et une partie de la biomasse se retrouve aussi dans ce bassin ce qui contribue à un traitement plus ou moins léger. C'est ce qui explique pourquoi la DCO chute à une valeur de $44\ mg/L$ dans ce premier bassin.

Ensuite, une quantification des MES et MVS a été réalisée sur l'échantillon B. Les valeurs déterminées sont :

$$\begin{cases} MES = 1{,}81\ g/L \\ MVS = 1{,}29\ g/L \end{cases}$$

Ces valeurs de concentration en biomasse sont très faibles et en dessous des valeurs usuelles pour un BRM. Bien que l'échantillon ait été prélevé dans le fond du bassin où les boues avaient décanté, l'opération est trop peu précise et ne représente ni la réalité ni donc la concentration en biomasse dans le bassin biologique.

Enfin, un test respirométrique a été réalisé sur l'échantillon d'eau grise reconstitué afin de déterminer si le savon utilisé était facilement biodégradable ou non.

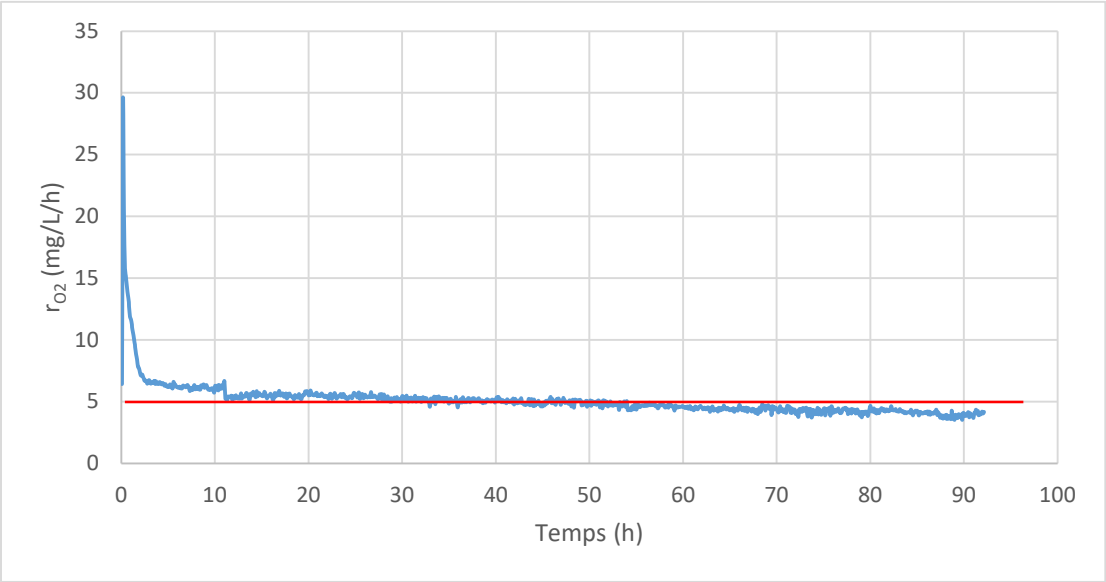


Figure 12 : Résultat de l'analyse respirométrique du savon

La figure 12 ci-dessus montre l'évolution de r_{O_2} en fonction du temps et démontre une forte biodégradabilité en quelques heures. En soustrayant l'activité endogène (représentée par la zone sous la ligne rouge) puis en calculant l'intégrale sous la courbe par la méthode des trapèzes, nous obtenons la valeur de la DBO totale $DBO_{tot} = 34{,}86\ mgO_2/L$.

De là, la DCO biodégradable soluble se trouve par :

$$S_b = \frac{DBO_{tot}}{1 - Y_{max}} = \frac{34{,}86}{1 - 0{,}44} = 62{,}25\ mgO_2/L$$

A l'échelle de toute la DCO mesurée dans cet échantillon par la mesure antérieure ($279\ mg/L$), on aboutit à une fraction de $22\ \%$ de S_b. C'est une valeur qui est plutôt cohérente avec le fractionnement qui va être détaillé dans la partie IV.A. Globalement, cette analyse a indiqué que notre influent est majoritairement composé de soluble et rapidement biodégradable.

III.C) Discussions et entretiens pour la résolution des problèmes constatés

Le problème de filtration constaté était important de résoudre. Le gérant de l'installation au MEETT ne semblait pas au courant de ce dysfonctionnement, mais rien n'expliquait à première vue la raison de ce problème.

Une première discussion a donc été menée avec Quentin Dalmasso, maître d'œuvre du projet à l'époque de l'installation (juillet 2019). Aucune réponse parfaitement claire n'est ressortie de cette entrevue mais il a été évoqué la possibilité que l'installation fut paramétrée en marche forcée à l'eau de ville.

Une deuxième discussion s'en est suivie avec Thomas Contentin, Directeur de Aquality France. La première hypothèse a donc été évoquée à nouveau. Le chantier de construction de l'installation a été réalisé durant la pandémie du Covid. En plus de cela, les réglementations

concernant le réusage d'eaux grises n'étaient à l'époque pas encore aussi développées. La réglementation de juillet 2024 n'était par exemple évidemment pas publiée. En prenant cela en compte et surtout en attendant que le bâtiment puisse à nouveau être fréquenté une fois la pandémie finie, il a été dit probable que l'installation ait été laissée en mode de fonctionnement forcé à l'eau de ville.

La notice d'utilisation a été fournie par Thomas Contentin, ce qui a permis de vérifier la possibilité de cette explication. La notice mentionne les étapes de mise en fonctionnement de l'installation. Il est bien mis en évidence 2 modes de fonctionnement : *Automatique* ou *Eau de Ville*. En mode *Eau de Ville*, le réservoir d'eaux grises traitées est alimenté automatiquement en eau potable. En mode *Automatique*, le système passe automatiquement en mode de recyclage et transfert les eaux grises vers le réservoir de stockage d'eaux grises traitées après la fin du cycle d'aération ; uniquement si le réservoir d'eaux grises brutes est plein et que le réservoir de stockage d'eaux grises traitées n'est pas plein.

Plusieurs étapes de mise en fonctionnement sont détaillées dans la notice, afin de s'assurer du bon fonctionnement de chaque composé et de l'établissement d'une forte culture bactérienne. Il est également expliqué que l'installation doit demeurer en mode *Eau de Ville* jusqu'à ce que tous les travaux de construction soient terminés et que le bâtiment ait un taux d'occupation d'au moins 25%.

La source du problème paraissait donc claire, l'installation était bloquée en marche forcée à l'eau potable. Pour résoudre cela, la notice explique qu'il faut simplement presser un bouton sur le boitier de contrôle afin de basculer en mode *Automatique*. Il a donc été convenu d'une nouvelle venue au MEETT pour remettre en marche la filière juste avant un évènement, dans le but de réaliser de nouveaux prélèvements pendant le fonctionnement du bioréacteur.

Une fois sur place, il était impossible de faire basculer l'installation dans l'autre mode souhaité car le boitier de contrôle était bloqué et indiquait « Standby Mode – Maintenance ». Ce message s'affiche lorsque l'installation dépasse 16 000 heures de fonctionnement (ou 20 mois) du compresseur à air. L'opération de maintenance requise demande la venue d'un mainteneur spécialisé ou d'Aquality directement afin de réaliser la maintenance et remettre à zéro le compteur. Il n'est pas explicitement dit dans la notice que le mode maintenance force le fonctionnement à l'eau potable, mais il est logique que si la performance du système (aérateur ou membrane) est en doute, l'eau ne doit pas être renvoyée comme eau traitée.

III.D) Bilan sur l'installation

L'installation d'étude du BRM du MEETT a pu être partiellement diagnostiquée. Le problème majeur concernant le fonctionnement a sûrement été résolu. Des discussions sont à suivre sous peu avec Aquality pour savoir s'ils peuvent et veulent réaliser la maintenance de ce pilote.

Les analyses réalisées sur les échantillons prélevées sont intéressantes mais ne suffisent pas à juger de la performance de l'installation, en raison de son dysfonctionnement.

Il est également intéressant et naturel de se poser la question de la pertinence de cette installation. En effet, installer une filière de traitement d'eaux grises à l'intérieur d'un bâtiment

évènementiel pouvant faire face à des périodes de 2 semaines sans alimentation ne parait pas être le choix le plus judicieux. Ces fortes fluctuations et périodes de vide sont un grand risque pour le maintien de l'activité biologique au sein du bassin. De plus, le MEETT possède des surfaces de toiture très importantes, ce qui motiverait à l'installation d'un système de récupération d'eaux de pluie. Ce stage visant seulement à juger de la pertinence qualitative de l'installation, une analyse est en cours pour juger de sa pertinence quantitative.

IV. Modélisation d'une filière de traitement des eaux grises par bioréacteur à membranes sur SUMO

La deuxième partie de stage et la principale concerne la modélisation d'une filière type de traitement décentralisé de eaux grises par BRM. La modélisation et les simulations suivantes sont faites sur le logiciel SUMO développé par la société française Dynamita, fondée par Eveline Volcke et Imre Takács. SUMO est un simulateur de procédés biologiques de traitement des eaux usées en se basant sur des modèles de type ASM (*Activated Sludge Model*). Il permet donc de simuler en régime dynamique ou stationnaire le comportement d'une filière de traitement complète. Il est aujourd'hui largement utilisé dans l'industrie et la recherche pour le dimensionnement, le calage et l'optimisation de stations de traitement des eaux.

Dans le cadre de ce stage, la modélisation poursuit plusieurs objectifs complémentaires. Le premier est d'évaluer la faisabilité et les performances d'un traitement décentralisé des eaux grises à l'échelle d'un bâtiment résidentiel, en étudiant notamment l'impact du *downscaling* — c'est-à-dire la transposition d'une filière conventionnelle vers une échelle très réduite — sur les performances biologiques et la stabilité du procédé. On veillera donc à vérifier pertinence de notre dimensionnement tout en s'assurant de l'efficacité de traitement. Le deuxième objectif est de réaliser des tests de robustesse afin d'évaluer la sensibilité du système à des variations de charge ou de débit, représentatives des fluctuations d'usage réelles dans une résidence ou autre bâtiment. Enfin, le troisième objectif fondamental concerne l'optimisation énergétique du procédé, en particulier via le pilotage de l'aération, qui représente le principal poste de consommation électrique d'un BRM.

IV.A) Caractérisation de notre influent : l'importance du fractionnement de la DCO

Avant de présenter les simulations, il est nécessaire de définir le fractionnement de la DCO utilisé comme données d'entrée du modèle, étape indispensable à tout calage d'un modèle ASM. Le fractionnement de la DCO sous-entend de savoir le pourcentage en concentration de chaque fraction ($S_b, S_u, X_b, X_u \dots$). Il est important de noter que très peu d'études se portent sur le fractionnement de la DCO des eaux grises et encore moins dans un fractionnement si précis. Or ce niveau de précision est très important pour nos simulations tant la concentration visée est basse et la part du S_u peut être grande.

En se basant sur la reconstitution de Sarah Manteaux et l'article « *COD fractionation and biodegradation kinetics of segregated domesticwastewater: black and greywater fractions* » publié par Hocaoglu et al en 2010, un fractionnement a pu être dressé. Pour cela, l'outil « *Influent Tool* » de SUMO a été utilisé. Cet outil calculatoire permet d'ajuster les divers pourcentages afin de boucler les différents bilans matières et vérifier la cohérence des valeurs que l'on entre. La figure 13 ci-dessous représente donc la manière dont la DCO est découpée dans SUMO, ainsi que les pourcentages de la DCO_{tot} déterminés pour chaque fraction. (Hocaoglu et al., 2010)

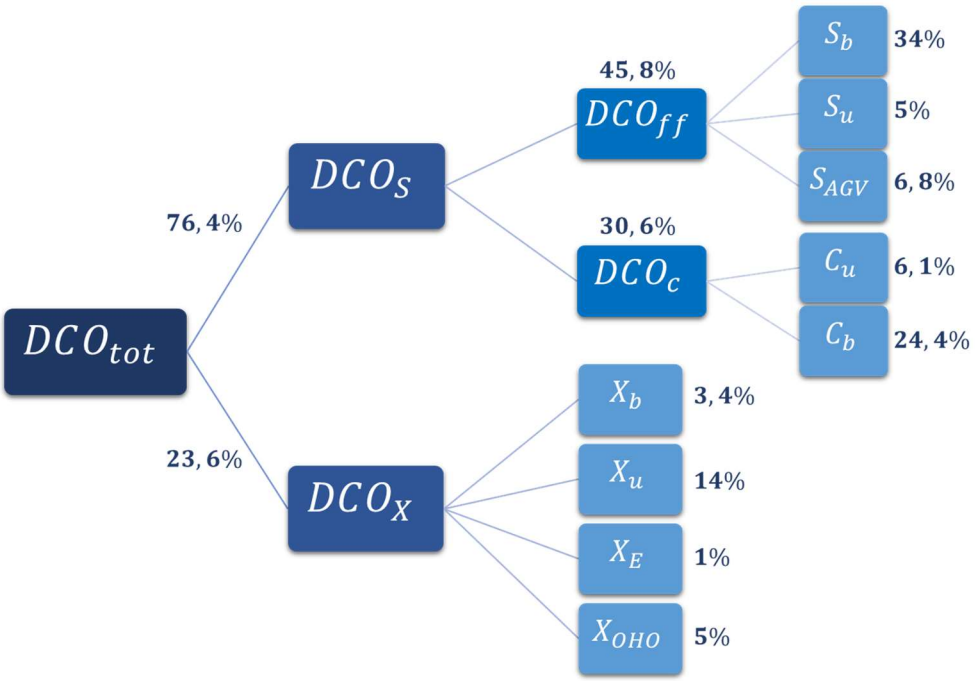


Figure 13 : Fractionnement de la DCO sur SUMO (avec les pourcentages ajustés)

Entre autres, la part soluble non biodégradable S_u a été mesurée à 5 % de la DCO_{tot} dans l'étude en question, ce qui rejoint les hypothèses de dimensionnement et une valeur déjà élevée se retrouvant dans l'effluent. La valeur de S_b, elle, vaut 34 % et est relativement proche de la valeur obtenue pour notre test respirométrique. De plus, on retrouve bien la remarque faite d'après notre analyse respirométrique, la majorité de l'eau grise est soluble (76,4 %) et rapidement biodégradable. On note ici que la valeur de S_b a été choisie à 34 % pour le reste de la modélisation.

IV.B) Simulation de la filière de traitement à l'échelle de la résidence étudiante

IV.B.1) Introduction à la modélisation de la filière

La modélisation a d'abord été testée dans le cas de la résidence R7 de l'INSA. Grâce aux valeurs obtenues par le dimensionnement plus tôt, la filière a pu être conçue directement sur le logiciel. L'influent a donc été paramétré avec un débit de 13,2 m^3/j, le BRM avec un volume de 2,4 m^3 et une purge de 0,133 m^3/j. Deux bassins supplémentaires ont été ajoutés (tampon et stockage) avec tous deux un volume de 3 m^3.

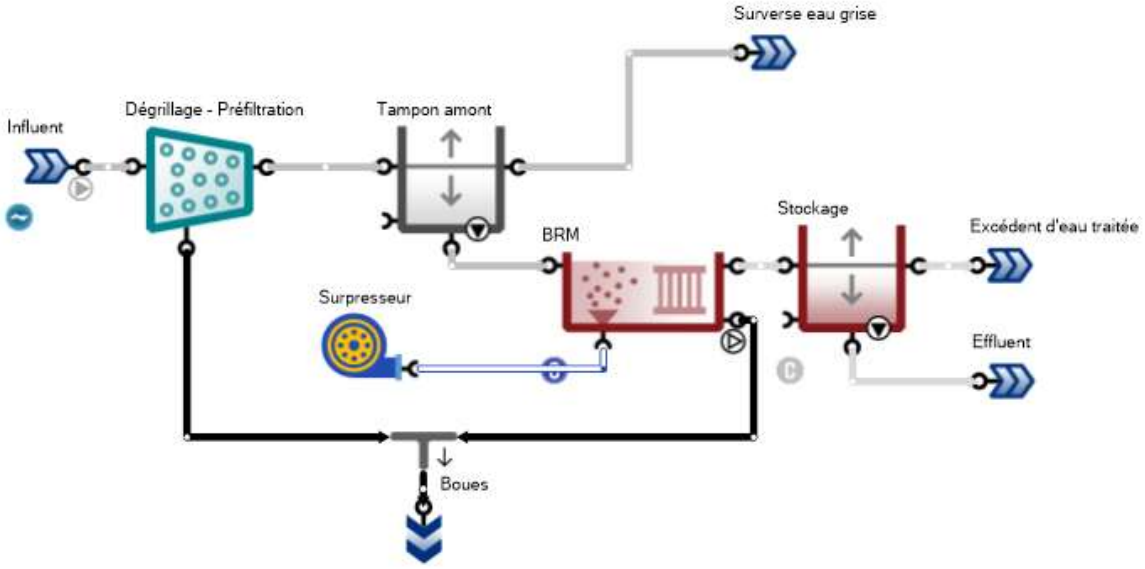


Figure 14 : Représentation de la filière de traitement sur SUMO

La figure 14 image la filière comme représentée sur le logiciel, avec les différents bassins ainsi que les flux entrants et sortants. Un surpresseur est aussi ajouté, permettant le calcul de la consommation énergétique engendrée par l'aération.

En simulant une première fois notre filière à débit constant, nous pouvons confronter les résultats de la simulation au dimensionnement escompté. L'âge de boues et le temps de séjour hydraulique retrouvés sont les mêmes. L'élimination de la fraction soluble biodégradable visée par le dimensionnement biologique est positive également. Les calculs avaient été faits pour une concentration résiduelle de 1 $mgDCO/L$ et le logiciel nous indique une concentration de 0,96 $mgDCO/L$. Le dimensionnement était donc pertinent et bien réalisé.

IV.B.2) Calcul du COT

Cette première modélisation en régime permanent aboutit à une concentration résiduelle totale en DCO de 16,4 mg/L. Le logiciel indique en plus une valeur de COT de 3,1 mg/L, ce qui est déjà bien en dessous du seuil réglementaire. Toutefois, cette valeur aussi basse en comparaison de la concentration en DCO paraît étrange. En me penchant sur les calculs présents dans le code de SUMO, je suis parvenu à trouver leur formule de calcul du COT :

$$COT = \max\left[0; 0{,}334 * DCO_{tot} - 2{,}425\right]$$

Cette relation proportionnelle est en réalité une relation empirique sans réel fondement, ce qui rend le paramètre pas réellement utilisable dans notre cas d'étude. Il a donc fallu trouver une alternative à ce calcul. Le COT peut être calculé en se penchant sur la composition des différentes fractions de la DCO. SUMO comprend même dans son code une valeur inutilisée qui est la teneur en carbone organique de différentes fractions (S_b et S_u). En effet, pour ces deux fractions, la teneur en COT est de 0,286 $gCOT/gDCO$. Ces fractions représentant 97 % de la DCO en sortie, il est possible d'approximer le COT en sortie par la formule :

$$COT = 0{,}286 * (S_b + S_u)$$

C’est cette nouvelle formule qui va désormais être utilisée afin de comparer la qualité de notre effluent à la réglementation.

En restant dans des conditions de régime permanent pour notre cas de la résidence, le COT est jusque-là stable à $4{,}45\ mg/L$, soit juste en dessous du seuil visé de $5\ mg/L$. Il faut donc maintenant observer l’effet d’une dynamique sur cela.

IV.B.3) Création d’entrée de flux dynamique

Pour pouvoir étudier la robustesse de notre installation, il a d’abord fallu dresser un profil de consommation d’eau grise tout au long de la journée. A partir d’un débit moyen de $13{,}2\ m^3/j$ (tirets rouges), et réalisant des hypothèses sur les modes de vie des étudiants en jours de semaine, le profil ci-dessous a pu être réalisé.

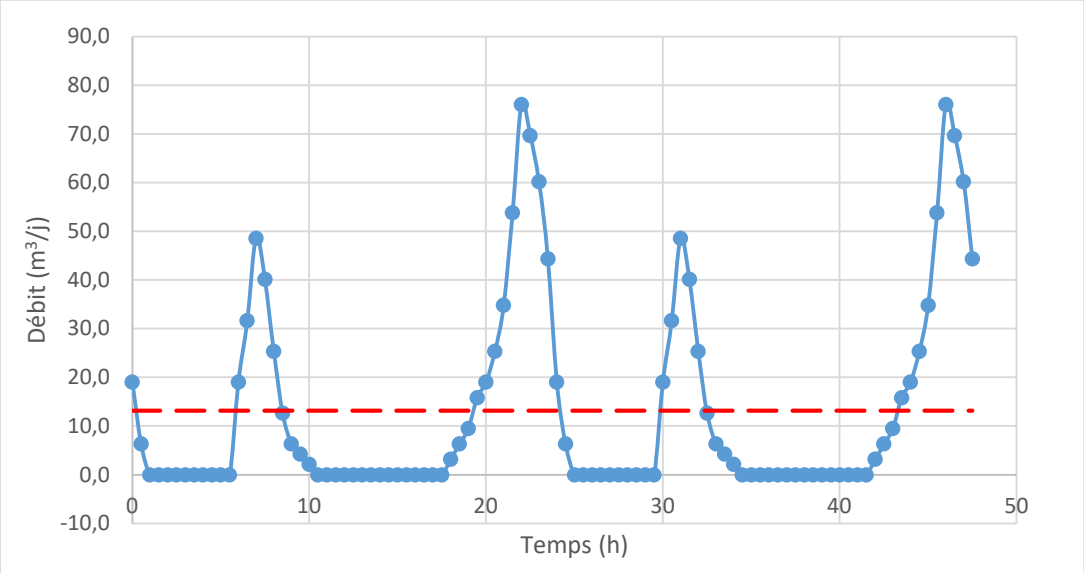


Figure 15 : Profil hypothétique de consommation d'eau grise dans la résidence étudiante sur 2 jours de cours

Deux principaux pics de tirage ont été choisis comme hypothèse, un le matin et un principal le soir. Le même travail a été fait pour simuler la consommation sur le weekend. La courbe est donc similaire mais avec des pics plus écrasés et une consommation minimale plus haute toute la journée. Le profil hebdomadaire total est disponible en Annexe 1.

Malgré l’ajout de cette variation hebdomadaire du débit entrant, les concentrations en sortie restent stables. En effet, le COT reste très stable autour d’une valeur de $4{,}47\ mg/L$ selon de très infimes variations autour de $4{,}44$ et $4{,}48\ mg/L$. Deux raisons expliquent cette stabilité.

D’abord, le bassin tampon permet de lisser en quelque sorte les variations de débit en entrée. La figure 16 en dessous montre cet effet-là.

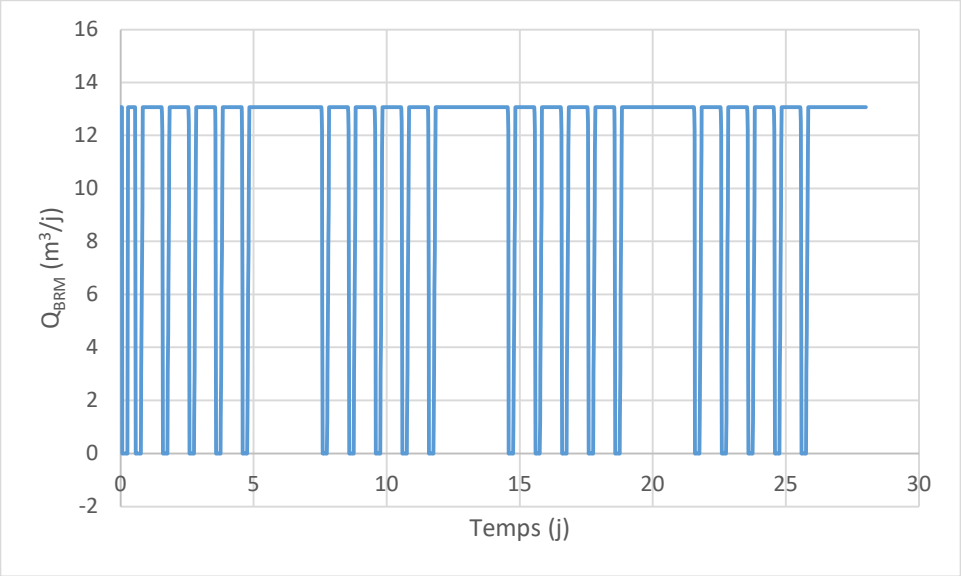


Figure 16 : Evolution temporelle du débit entrant dans le BRM pendant 4 semaines

De plus, le simulateur est paramétré ici pour maintenir une concentration en oxygène dissous dans le bassin biologique à 2 mgO_2/L. Pour cela, SUMO adapte automatiquement le débit d'air à injecter en fonction de la charge à traiter et des autres paramètres (croissance microbienne...).

IV.C) Aération et consommation d'énergie : vers une optimisation

La figure 17 après montre l'évolution du débit d'air injecté dans le bassin biologique au cours des 4 semaines de simulation. Elle permet de voir comment SUMO adapte ce débit afin de maintenir l'oxygène dissous à 2 mgO_2/L.

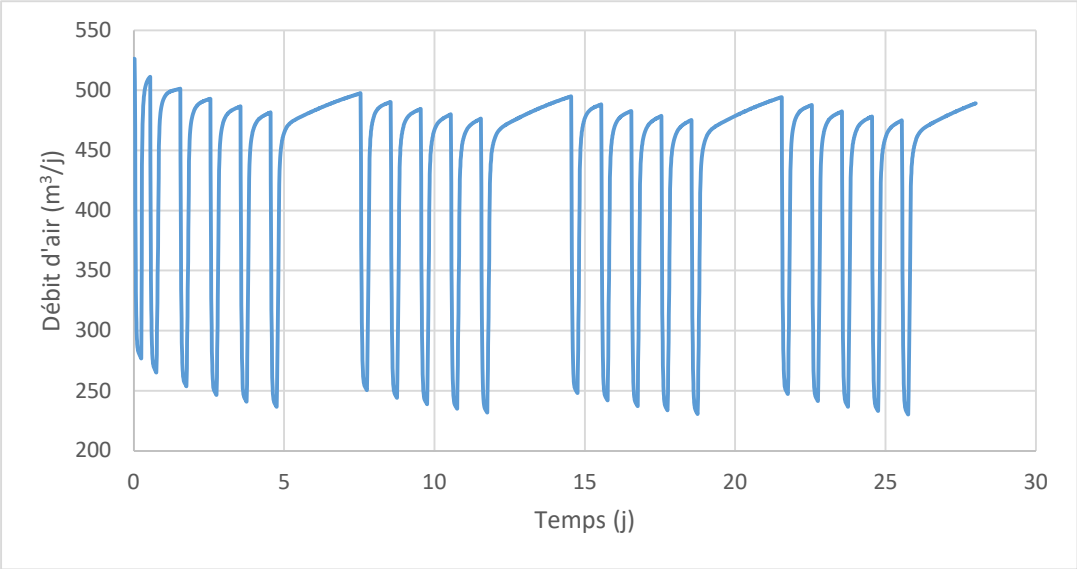


Figure 17 : Evolution du débit d'air injecté dans le BRM pendant les 4 semaines

On constate des oscillations régulières et répétées oscillant entre 230 et $\approx 520\ m^3/j$. Le débit moyen sur toute la période est de $Q_{air,moy} = 437\ m^3/j$ et l'énergie dépensée seulement pour l'aération s'élève à $148\ kWh$. C'est à partir de là que l'on peut s'intéresser à dresser des contrôles afin de réduire cette consommation d'énergie par l'aération tout en garantissant la qualité réglementaire en sortie.

L'apport en eaux grises étant variable et suivant régulièrement des oscillations semblables, il ne semble pas obligatoire de continuer à aérer pleinement durant la nuit où aucune eau n'entre dans le système. On peut donc penser à couper l'aération (ou plutôt la diminuer fortement) pendant les périodes creuses ou encore établir une relation proportionnelle entre l'aération et la charge entrante. Nous commencerons par établir un contrôle simple.

IV.C.1) Premier contrôle implémenté

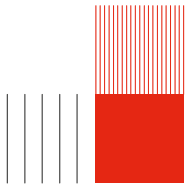
Un premier essai de contrôle consiste à contrôler la concentration en DCO totale à l'effluent en manipulant la consigne en oxygène dissous dans le réacteur biologique. Le logiciel SUMO ne permettant malheureusement pas de sélectionner une grandeur créée par l'utilisateur comme variable de contrôle, on ne peut pas directement réaliser un contrôle sur le COT. Le premier réflexe est donc de contrôler la DCO totale, car en partie proportionnellement liée au COT.

Afin de paramétrer un contrôleur PI (Proportionnel Intégral), il nous faut d'abord réaliser un échelon sur la consigne en oxygène dissous et analyser la réponse sur la DCO_{tot}. Cependant, modifier la consigne en oxygène dissous autour de hautes valeurs standard de concentration (entre 0,5 et $2\ mg/L$ typiquement) n'a aucune conséquence sur notre filière. En effet, la part de la DCO directement impactée par ce changement est la fraction rapidement biodégradable, donc en restant autour de hautes valeurs d'oxygène dissous, cette fraction n'a aucun mal à être dégradée. Il faut donc descendre autour de très faibles valeurs de consigne en oxygène pour espérer dresser un échelon dont la réponse sur la DCO_{tot} est visible.

Il faut donc fonctionner en régime permanent à un débit constant de $13{,}2\ m^3/j$ puis réaliser un échelon d'oxygène à un instant précis.

Le premier échelon de S_{O_2} testé était de 0,01 à 0,005 mgO_2/L à $t = 10\ j$, mais la réponse était inexploitable. La réponse instantanée était trop faible illogique, puis la DCO explosait au bout de 20 jours.

Un deuxième échelon a donc été réalisé entre 0,05 et $0{,}01\ mg/L$ à $t = 10\ j$. Cette fois, la réponse est instantanée et semble cohérente à première vue. La DCO augmente rapidement selon une exponentielle puis décroit lentement avant de se tendre vers un plateau à $17{,}35\ mgDCO/L$. La réponse de la DCO_{tot} à cet échelon figure ci-dessous.



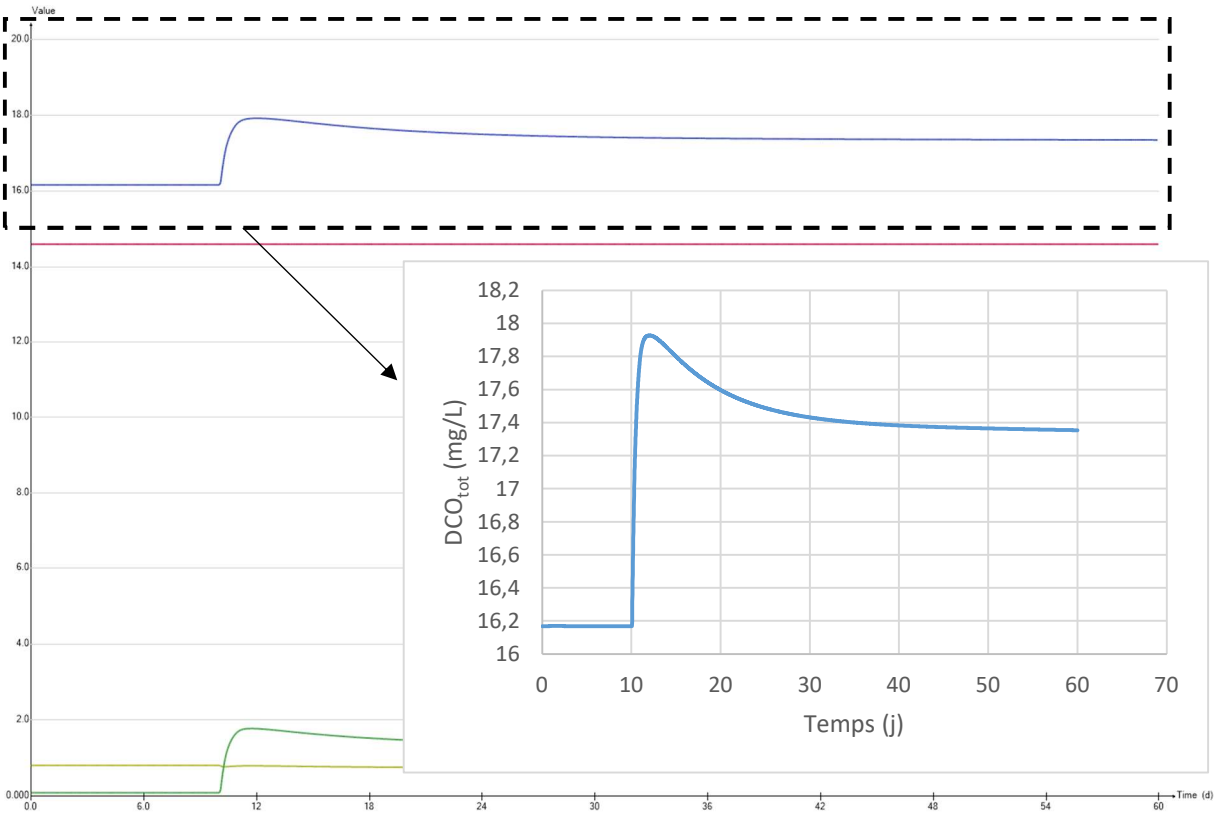


Figure 18 : Réponse de la DCO totale à l'échelon d'oxygène de 0,05 à 0,01 mg/L

Cette figure en combine plusieurs. D'abord en arrière-plan la réponse tracée sur SUMO (bleu = DCO_{tot} ; rouge = S_u ; jaune = S_b et vert = Acides Gras Volatils AGV) puis un zoom sur l'évolution de la DCO_{tot} seulement.

La réponse ne ressemble pas vraiment à un premier ordre au du dépassement. Mais elle ne ressemble pas non plus parfaitement à un second ordre car l'asymptote à l'instant zéro ($t = 10\ j$) n'est pas horizontale mais très fortement positive.

On peut regarder comment le système réagit à l'instant zéro en zoomant autour de $t = 10\ j$ car ce sont des cinétiques rapides, cependant rien de particulier n'en ressort.

On peut alors, dans un premier temps tenter, d'assimiler cette réponse à celle d'un premier ordre simple de manière un peu grossière.

Un problème réside dans le dépassement qui rend impossible la lecture du temps caractéristique τ. On peut alors essayer de construire une courbe exponentielle qui ressemblerait à une réponse du premier ordre classique et qui passerait par les premiers points de notre courbe réelle en rejoignant l'asymptote horizontale autour de la valeur de 17,35 $mgDCO/L$.

Pour un premier ordre simple de fonction de transfert $\frac{K}{1+\tau p}$, la réponse est de la forme :

$$y(t) = y_\infty + (y_0 - y_\infty).e^{-t/\tau}$$

On a ici $\begin{cases} y_0 = 16{,}17\ mgDCO/L \\ y_\infty = 17{,}35\ mgDCO/L \end{cases}$ (par les données de simulation Excel).

L'échelon ayant été déclenché à $t_0 = 10\,j$, nous pouvons écrire l'équation de courbe de l'exponentielle visée comme :

$$y(t) = y_\infty - (y_\infty - y_0).e^{-\frac{t-t_0}{\tau}} = 17{,}35 - (17{,}35 - 16{,}17).e^{-\frac{t-10}{\tau}}$$

Cependant, tracer cette courbe demande de connaître la valeur de τ. On peut alors, en gardant les premiers points de la réponse réelle et l'asymptote finale, ajuster la valeur de τ pour que la courbe exponentielle résultante soit la plus fidèle possible. La pente à l'origine de la réponse réelle étant très grande, plus la valeur de τ est petite, plus la courbe exponentielle passe par les premiers points sélectionnés.

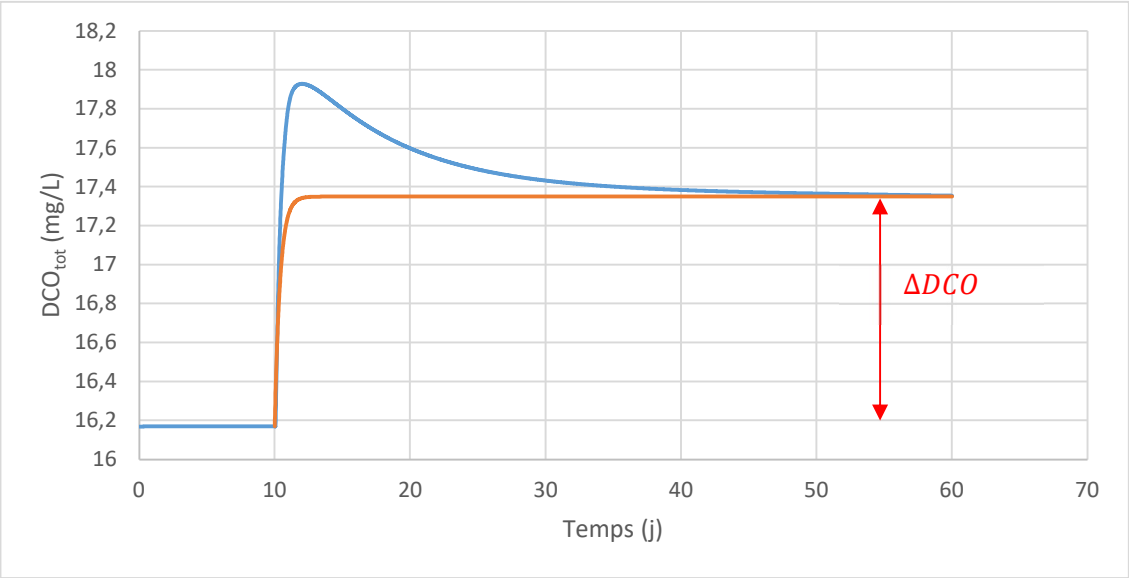


Figure 19 : Construction d'une approximation à un système du premier ordre

Les sept premières valeurs de DCO ont été gardées pour cette analyse (premiers points bleus difficilement visibles car confondus avec la courbe orange). La courbe exponentielle recréée est la plus fidèle à cette première évolution pour un τ égal à $0{,}4\,j$. La courbe résultante s'apparente à une réponse du premier ordre extrêmement rapide, car possédant un temps caractéristique τ petit. Elle est représentée ci-dessus. La courbe bleue est la réponse réelle du système tandis que la courbe orange est celle créée pour approximer.

Déterminons maintenant le gain statique K de notre système. Ce gain statique se trouve par la formule $K = \frac{\Delta DCO}{\Delta S_{O_2}}$ où $\Delta S_{O_2} = 0{,}05 - 0{,}01 = 0{,}04\,mgO_2/L$ est l'échelon de consigne en oxygène imposé et $\Delta DCO = 17{,}35 - 16{,}17 = 1{,}18\,mgDCO/L$ est mis en évidence sur la Figure 19. Le gain statique vaut donc $K = \frac{1{,}18}{0{,}04} = 29{,}5\,mgDCO/mgO_2$.

On a donc déterminé la fonction de transfert de l'approximation au premier ordre de notre système : $H(p) = \frac{29{,}5}{1+0{,}4p}$.

Pour pouvoir maintenant paramétrer notre correcteur, nous appliquons la méthode interne afin de déterminer les gains proportionnel (K_p) et intégral (T_i). Cette méthode nous donne ces équations :

$$\begin{cases} K_p = \dfrac{\tau}{K.\tau_0} = \dfrac{F_{acc}}{K} \\ T_i = \tau \end{cases}$$

$F_{acc} = \frac{\tau}{\tau_0}$ est le facteur d'accélération. Il compare le temps de réponse souhaité τ_0 au temps de réponse réel du procédé τ. Plus τ_0 est petit, plus le système est rapide. Nous souhaitons évidemment un facteur supérieur à 1 pour avoir un système plus rapide une fois corrigé ($\tau_0 < \tau$). On choisira arbitrairement la valeur de $F_{acc} = 3$. On obtient alors les valeurs suivantes :

$$\begin{cases} K_p = \dfrac{3}{29{,}5} = 1{,}02.10^{-1}\ mgO_2/mgDCO \\ T_i = 0{,}4\ j \end{cases}$$

Une précaution est à prendre au moment du passage sur SUMO : le gain intégral sur SUMO est à renseigner en $\frac{gO_2}{gDCO.j}$. SUMO considère en réalité un gain intégral K_i comme étant $K_i = \frac{K_p}{T_i}$. Il faut donc implémenter la valeur de $K_i = \frac{1{,}02.10^{-1}}{0{,}4} = 2{,}54.10^{-1}\ \frac{gO_2}{gDCO.j}$.

IV.C.2) Résultats du premier contrôle

On peut maintenant paramétrer le contrôleur PI régulant la consigne en oxygène dissous en fonction de la concentration en DCO totale à l'effluent avec nos gains K_p et K_i juste déterminés. Le contrôleur est configuré pour réguler la DCO_{tot} à $20\ mgDCO/L$, en faisant varier la consigne en O_2 entre 0 et $3\ mgO_2/L$.

L'évolution de la DCO_{tot} après régulation est la suivante :

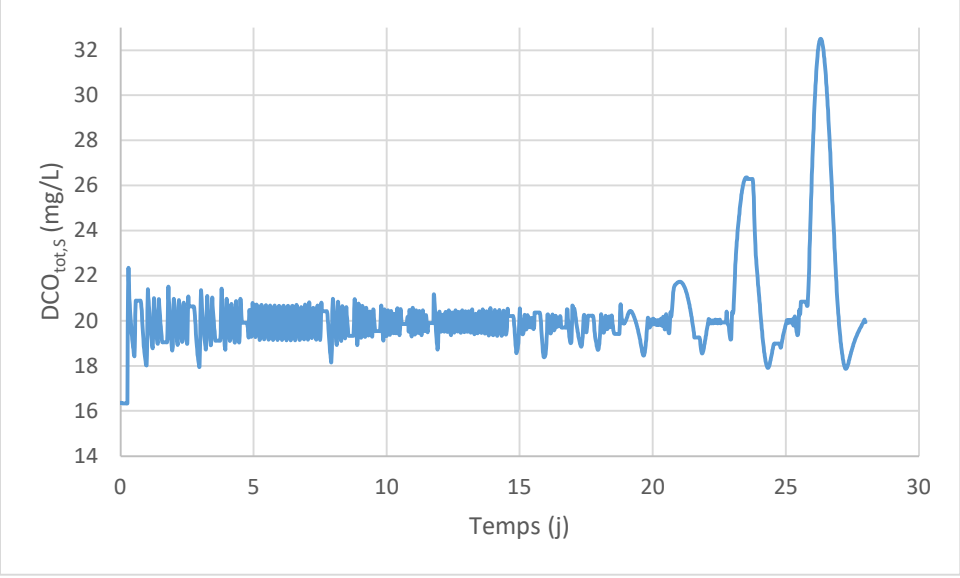


Figure 20 : Evolution de la DCO à l'effluent avec régulation de l'oxygène

Des observations sont évidentes. La concentration en DCO est plus ou moins stable autour de la consigne de $20\ mg/L$ pendant environ 20 jours, mais elle suit des oscillations non-négligeables. Le système n'est pas suffisamment stable.

De plus, après 20 jours, la réponse se met à subir des oscillations de plus en plus grandes, jusqu'à atteindre une concentration supérieure à $32\,mgDCO/L$. Les premières faibles oscillations pendant la première phase de 20 jours sont dues à la concentration en AGV. Durant la deuxième phase où les oscillations explosent, par contre, c'est cette fois dû à la concentration en substrat soluble biodégradable S_b.

Voyons l'effet sur le COT. La courbe ci-après trace l'évolution du COT en sortie en fonction du temps.

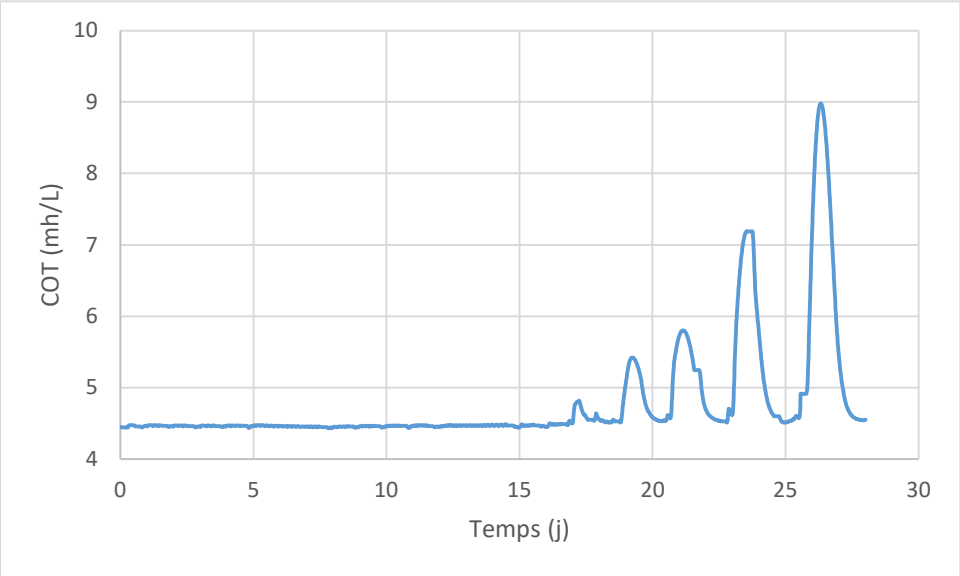


Figure 21 : Evolution du COT en sortie après régulation de la DCO

Le COT est très stable pendant la première phase, autour d'une valeur de $4{,}5\,mgCOT/L$. Comme le COT est calculé en fonction des fractions S_b et S_u et que cette première phase est marquée par des fluctuations des AGV seulement, il reste stable. Cependant, dans la deuxième phase où S_b oscille, le COT suit le même comportement et dépasse le seuil réglementaire de $5\,mg/L$.

Afin d'essayer de comprendre pourquoi la fraction S_b n'a pas réussi à être parfaitement traitée, regardons comment le contrôleur a régulé la consigne en O_2. L'évolution de la régulation est présentée ci-dessous en Figure 22. On voit tout d'abord que la consigne imposée était très rarement au-dessus de $1\,mgO_2/L$, ce qui soulage le compresseur et la consommation d'énergie. Cependant, on voit aussi que le contrôleur a essayé de rattraper la hausse de S_b en fournissant plus d'oxygène durant la deuxième phase. La raison de cette importante hausse de S_b reste donc incomprise jusque-là.

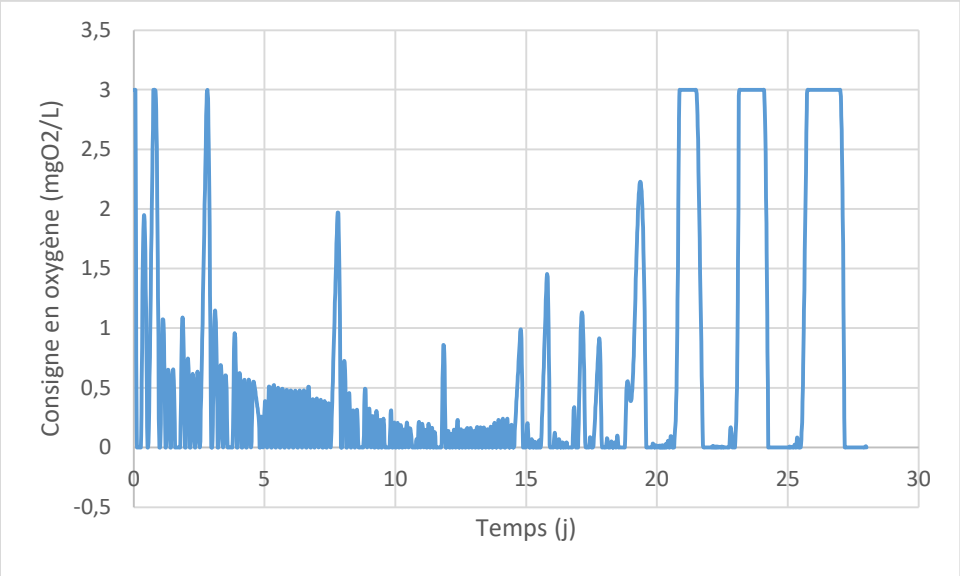


Figure 22 : Régulation la consigne en oxygène

Malgré ces dépassements de la norme, l'objectif du contrôle a été atteint : la consommation d'énergie par l'aération est passée de 148 kWh à 92 kWh, soit une baisse de 38 %.

IV.C.3) Etapes à suivre

Ce premier ajout de contrôleur a été un succès partiel. La consommation d'énergie a drastiquement baissé par le soulagement de l'aération mais la norme n'a pas pu être respectée durant les 4 semaines entières.

En raison de longues périodes de recherche bibliographique et d'appréhension du logiciel, je n'ai pas pu aller plus loin dans les contrôles et optimisations avancées pour l'instant. Durant les semaines restantes de mon stage, il me reste certains points à développer. Le correcteur PI a nécessairement besoin d'être ajusté. L'approche réalisée en approximant notre système à un système du premier ordre était très certainement trop imprécise. Elle servait néanmoins de première approche.

Une autre approche pourrait consister à annuler les effets intégrale et dérivée pour en premier lieu ajuster le gain proportionnel. En partant de valeurs de gain proportionnel relativement faibles, augmenter progressivement ferait augmenter la rapidité de la réponse, jusqu'à ce que, pour des valeurs trop grandes, des oscillations se créent. En jouant avec cette sensibilité, on pourrait viser à ajuster idéalement notre gain proportionnel. Ensuite, un gain intégral serait au minimum à ajouter et ajuster.

Une configuration de contrôle en cascade serait en premier lieu très intéressante de construire. Cela pourrait éventuellement nous permettre d'aboutir à un système bien plus stable et ainsi rester dans les restrictions réglementaires.

Un point intéressant consisterait à étudier l'effet du volume du tampon sur la robustesse de la filière. Dans la continuité, il serait pertinent de réaliser un contrôle sur le temps de passage dans le bassin tampon. Je ne sais pas encore parfaitement si cela est possible techniquement dans le logiciel mais l'objectif serait de mettre en place un contrôle sur le débit d'eau pompé depuis le bassin tampon vers le BRM pour que l'eau grise entrante ait un temps de séjour d'environ 12

heures dans le tampon. Ce temps est le temps maximal requis par la réglementation. En maximisant le temps de séjour on pourrait viser à soulager un minimum le bassin biologique pendant de courtes périodes de creux.

Enfin, un profil de débit avait été créé pour représenter un scénario de production d'eau grise à l'échelle du MEETT mais n'a pas pu être traité jusque-là. L'idée était de recréer un scénario d'entrée plus extrême selon lequel aucune eau grise n'entre dans la filière pendant 2 semaines puis un évènement de 2 jours se passe au MEETT d'où l'arrivée de flux. Ce scénario va très sûrement être analysé durant la période restante du stage.

Conclusion

Face aux pressions croissantes exercées sur les ressources en eau par l'urbanisation, le changement climatique et l'augmentation des besoins, la réutilisation des eaux grises apparaît comme une solution prometteuse pour réduire la consommation d'eau potable dans les bâtiments. Les eaux grises représentent en effet un gisement important, disponible localement et pouvant être valorisé pour des usages ne nécessitant pas une qualité d'eau potable, tels que l'alimentation des chasses d'eau ou l'arrosage des espaces verts.

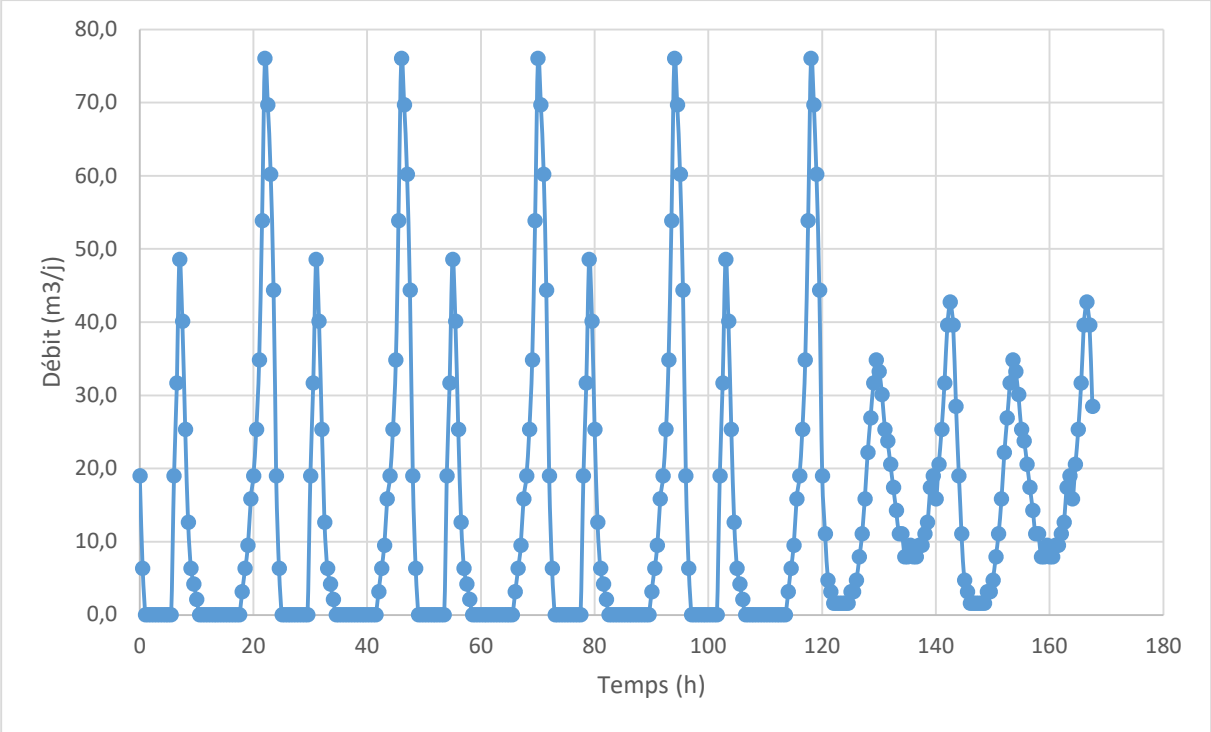
L'étude bibliographique réalisée au cours de ce stage a permis de mettre en évidence les caractéristiques de ces effluents, les contraintes réglementaires associées à leur réutilisation ainsi que les différentes filières de traitement envisageables. Parmi celles-ci, les bioréacteurs à membranes se distinguent par leur compacité et leur capacité à produire une eau de très haute qualité, compatible avec les exigences sanitaires actuelles. Cependant, cette technologie présente encore plusieurs freins à son déploiement à grande échelle, notamment sa consommation énergétique élevée, particulièrement marquée pour les installations de faible capacité, ainsi que les impacts environnementaux liés aux infrastructures et à l'exploitation.

Les travaux de dimensionnement réalisés dans le cadre du projet de résidence étudiante de l'INSA Toulouse ont permis d'illustrer concrètement les principes de conception d'une filière décentralisée de traitement des eaux grises. Par ailleurs, le diagnostic de l'installation existante du MEETT a apporté un premier retour d'expérience sur les défis opérationnels rencontrés lors de l'exploitation réelle de ce type de procédé.

Ces différents éléments confirment l'intérêt de poursuivre les travaux d'optimisation des bioréacteurs à membranes appliqués à la réutilisation des eaux grises. La prise en compte des conditions dynamiques de fonctionnement, des variations de charge et des enjeux énergétiques apparaît notamment comme une étape essentielle pour améliorer la pertinence environnementale et économique de ces systèmes. La suite du stage s'inscrira dans cette perspective, avec l'objectif de développer des outils de modélisation et d'analyse permettant d'évaluer plus finement le comportement de ces filières et d'identifier des leviers d'optimisation adaptés aux futurs projets de réutilisation de l'eau à l'échelle du bâtiment.

ANNEXES

Annexe 1 : Profil de consommation créé représentant la production hebdomadaire d'eaux grises dans la résidence étudiante.



Déclaration de l'utilisation de l'IA.

Durant la préparation et la rédaction de ce rapport, l'auteur a utilisé deux principales intelligences artificielles afin de compléter et aider son travail. Premièrement, *Consensus* a été principalement utilisé afin de trouver des articles pertinents présents dans la littérature scientifique. De plus, *ChatGPT* a été utilisé pour aider la rédaction et la reformulation. Après l'utilisation de chacune de ces intelligences artificielles, l'auteur a pris soin de relecture, vérification des informations et reformulaton.

Bibliographie

Awasthi, A., Gandhi, K., & Rayalu, S. (2024). Greywater treatment technologies : A comprehensive review. International Journal of Environmental Science and Technology, 21(1), 1053-1082. https://doi.org/10.1007/s13762-023-04940-7

Besson, M. (2020). Modelling and environmental assessment of source separation scenarios for wastewater at district scale. https://doi.org/10.70675/8ddf851fzdcffz401bzacd4z63868d0dc65a

Cecconet, D., Callegari, A., Hlavínek, P., & Capodaglio, A. G. (2019). Membrane bioreactors for sustainable, fit-for-purpose greywater treatment : A critical review. Clean Technologies and Environmental Policy, 21(4), 745-762. https://doi.org/10.1007/s10098-019-01679-z

coftec_administrator. (2025, janvier 9). What is Membrane Bioreactor (MBR) Technology? Coftec. https://www.coftec.ie/what-is-membrane-bioreactor-mbr-technology/

Ding, A., Liang, H., Li, G., Szivak, I., Traber, J., & Pronk, W. (2017). A low energy gravity-driven membrane bioreactor system for grey water treatment : Permeability and removal performance of organics. Journal of Membrane Science, 542, 408-417. https://doi.org/10.1016/j.memsci.2017.08.03

Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., & Von Sperling, M. (2021). Treatment Wetlands (Vol. 7). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781780408774

Hamidi, M. N. (2025). Membrane bioreactor technology for greywater treatment : A review. Separation and Purification Technology, 361, 131451. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2025.131451

Hansen, M. (2025, novembre 14). Greywater : Understanding Its Quality and Treatment. https://waterlyst.com/articles/greywater-characteristics-treatment-challenges-opportunities

Hourlier, F., Faur, C., Gérente, C., Lakel, A., Massé, A., Jaouen, P., & Le Cloirec, P. (2011). Eaux grises : Caractérisation, traitement et recyclage. Technologies de l'eau. https://doi.org/10.51257/a-v1-w6700

Ittisupornrat, S., Namyuang, C., Phetrak, A., Sriromreun, P., & Theepharaksapan, S. (2025). Microplastic contamination and removal efficiency in greywater treatment using a membrane bioreactor. Frontiers in Microbiology, 16, 1519230. https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1519230

Masoud, A. M. N., Alfarra, A., Al-Shurafat, A. W., & Sorlini, S. (2025). Sustainable Greywater Treatment in Jordan : The Role of Constructed Wetlands as Nature-Based Solutions. Water, 17(16), 2497. https://doi.org/10.3390/w17162497

Mohan, S., Manthapuri, V., & Chitthaluri, S. (2024). Assessing factors influencing greywater characteristics around the world : A qualitative and quantitative approach with a short-review on greywater treatment technologies. Discover Water, 4(1), 37. https://doi.org/10.1007/s11367-012-0519-3

Murat Hocaoglu, S., Insel, G., Ubay Cokgor, E., Baban, A., & Orhon, D. (2010). COD fractionation and biodegradation kinetics of segregated domestic wastewater : Black and grey water fractions. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 85(9), 1241-1249. https://doi.org/10.1002/jctb.2423

Noutsopoulos, C., Andreadakis, A., Kouris, N., Charchousi, D., Mendrinou, P., Galani, A., Mantziaras,

I., & Koumaki, E. (2018). Greywater characterization and loadings – Physicochemical treatment to promote onsite reuse. Journal of Environmental Management, 216, 337-346. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.094

Obeidat, N., Al-Salaymeh, A., Awwad, A. A., Bresciani, R., Shehadeh, A., AlBtoosh, J., Rizzo, A., Sarti, C., & Masi, F. (2026). Performance of a Rain-Garden-Based Constructed Wetland for Decentralized Graywater Treatment. Water, 18(4), 514. https://doi.org/10.3390/w18040514

Ongena, S., De Walle, A. V., Mosquera-Romero, S., Driesen, N., Gutierrez, L., & Rabaey, K. (2023). Comparison of MBR and MBBR followed by UV or electrochemical disinfection for decentralized greywater treatment. Water Research, 235, 119818. https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119818

Oteng-Peprah, M., De Vries, N. K., & Acheampong, M. A. (2018). Greywater characterization and generation rates in a peri urban municipality of a developing country. Journal of Environmental Management, 206, 498-506. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.068

Prakash, O., Tripathy, P., Zade, A., Sharma, A., Juneja, C., Hiwrale, I., Shukla, V., Kannan, K., & Pal, S. (2024). Multifaceted dimensions of greywater recycling in advancing sustainable development goals : A comprehensive review. Environment, Development and Sustainability. https://doi.org/10.1007/s10668-024-05668-1

Radingoana, M. P., Dube, T., & Mazvimavi, D. (2020). Progress in greywater reuse for home gardening : Opportunities, perceptions and challenges. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 116, 102853. https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102853

Roshan, A., & Kumar, M. (2020). Water end-use estimation can support the urban water crisis management : A critical review. Journal of Environmental Management, 268, 110663. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110663

Santos, J., Rodrigues, S., Magalhães, M., Rodrigues, K., Pereira, L., & Marinho, G. (2024). A state-of the-art review (2019–2023) on constructed wetlands for greywater treatment and reuse. Environmental Challenges, 16, 100973. https://doi.org/10.1016/j.envc.2024.100973

Shaikh, I. N., & Ahammed, M. M. (2020). Quantity and quality characteristics of greywater : A review. Journal of Environmental Management, 261, 110266. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110266

Tzanakakis, V. A., Capodaglio, A. G., & Angelakis, A. N. (2023). Insights into Global Water Reuse Opportunities. Sustainability, 15(17), 13007. https://doi.org/10.3390/su151713007

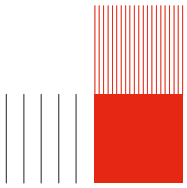
Van De Walle, A., Kim, M., Alam, M. K., Wang, X., Wu, D., Dash, S. R., Rabaey, K., & Kim, J. (2023). Greywater reuse as a key enabler for improving urban wastewater management. Environmental Science and Ecotechnology, 16, 100277. https://doi.org/10.1016/j.ese.2023.100277

Vuppaladadiyam, A. K., Merayo, N., Prinsen, P., Luque, R., Blanco, A., & Zhao, M. (2019). A review on greywater reuse : Quality, risks, barriers and global scenarios. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 18(1), 77-99. https://doi.org/10.1007/s11157-018-9487-9

Werkneh, A. A. (2024). Decentralized constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries : Field-scale case studies, overall performance and removal mechanisms. Journal of Water Process Engineering, 57, 104710. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104710

Yánez, D., Espinoza, L. C., Vargas, I., Romero, J., Aguirre, M. J., Arce, R., Quijada-Maldonado, E., & Abejon, R. (2024). Treated greywater as a novel water resource : The perspective of greywater treatment for reuse from a bibliometric analysis. Water Science & Technology, 90(11), 3076-3110. https://doi.org/10.2166/wst.2024.384

Yoonus, H., & Al-Ghamdi, S. G. (2020). Environmental performance of building integrated grey water reuse systems based on Life-Cycle Assessment: A systematic and bibliographic analysis. Science of The Total Environment, 712, 136535. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136535



Travaux supplémentaires

La partie présente contient l'ensemble des travaux réalisés après la date de rendu du rapport de stage. Cela comprend donc les analyses faites entre le 15 juin 2026 et le 31 juillet 2026.

Différents travaux sont détaillés ici et découpés en sous-parties pour une meilleure compréhension.

De plus, les informations les plus importantes ont été mises en évidence dans des tableaux au cours de chaque partie de la manière suivante :

Information clé : **blablabla**

Quelques passages indiquent des pistes n'ayant pas pu être menées à temps. Ces passages en question sont mis en évidence par le code : >>.

Réajustement du contrôleur

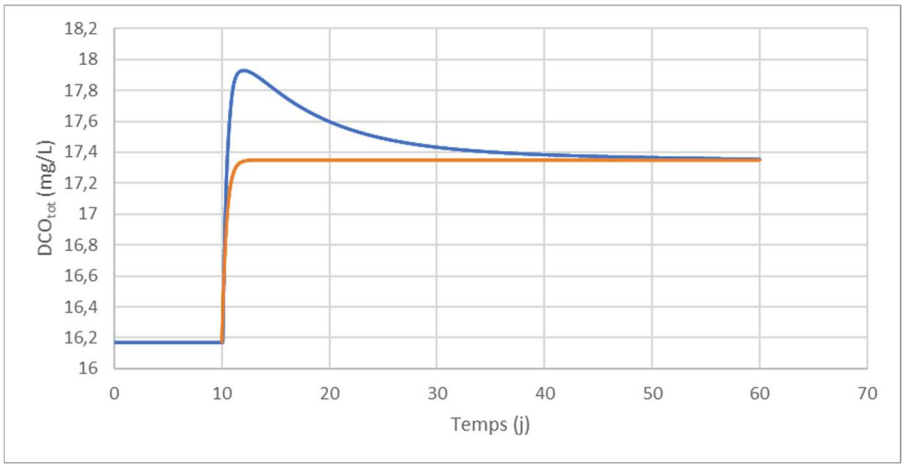


Figure 23 : Construction d'une approximation à un système du premier ordre

Cette première approximation reposait sur une réponse ultra rapide de notre correcteur, ce qui a pu causer un comportement amplificateur des perturbations en entrée, d'autant plus avec un facteur d'accélération valant 3. (Le système approximé était déjà tellement rapide que choisir un facteur d'accélération de 3 semble non pertinent)

Pour approximer n'importe quel système à un système du premier ordre il existe une méthode fonctionnant à tous les coups. En déterminant le temps d'établissement du système (temps qu'il met à se stabiliser), on peut paramétrer notre approximation comme ayant un temps de réponse égal au cinquième de ce temps d'établissement là.

Au bout de 5 τ, un système d'ordre 1 a atteint sa valeur finale à plus de 99%. Alors, en déterminant l'instant pour lequel on atteint 99% du plateau final, on peut trouver le temps d'établissement du système et donc le temps égal à 5 fois τ.

On va considérer l'instant d'établissement du système à $t = 50\ j$, d'où $\tau = \frac{50-1}{5} = 8\ j$.

La réponse recréée est donc la suivante :

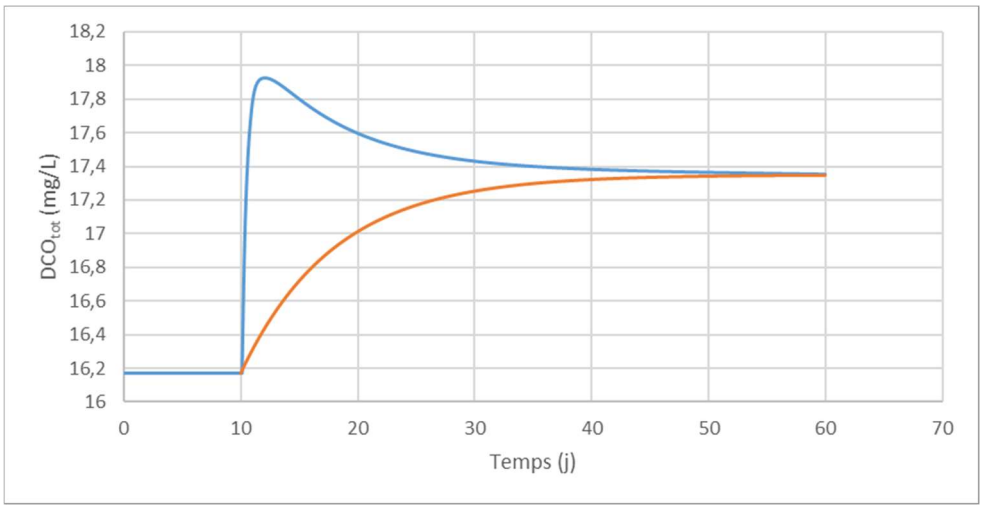


Figure 24 : Nouvelle construction d'une approximation à un premier ordre (contrôle 2)

La caractérisation du système est donc modifiée seulement sur son temps caractéristique qui passe de 0,4 jours à 8 jours. Le gain statique, lui, est toujours calculé de la même manière est donc toujours égal à $K = \frac{\Delta DCO}{\Delta S_{O_2}} = 29{,}5\ mgDCO/mgO_2$.

Les paramètres du PI provenant de la méthode interne sont donc également modifiés. Tout d'abord, un facteur d'accélération d'une valeur de 1 va être choisi dans un premier temps, ce qui fait passer le gain proportionnel K_p de $1{,}02.10^{-1}\ mgO_2/mgDCO$ à $3{,}39.10^{-2}\ mgO_2/mgDCO$. Le gain intégral résultant est alors : $K_i = \frac{K_p}{T_i} = \frac{K_p}{\tau} = 4{,}24.10^{-3}\ \frac{gO_2}{gDCO.j}$.

$$\begin{cases} K_p = 3{,}39.10^{-2}\ mgO_2/mgDCO \\ T_i = 8\ j\ ou\ K_i = 4{,}24.10^{-3}\ \dfrac{gO_2}{gDCO.j} \end{cases}$$

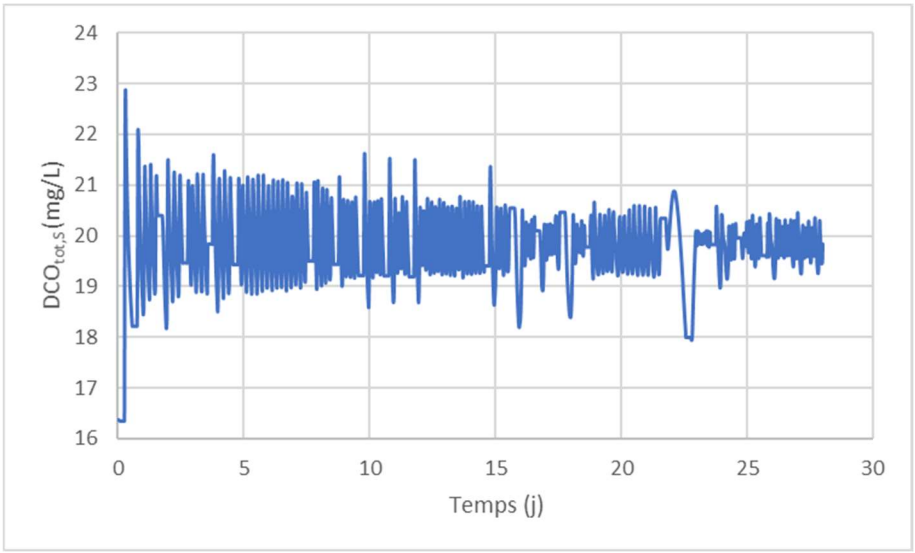


Figure 25 : Evolution temporelle contrôlée de la DCO totale à l'effluent par la nouvelle régulation

Après ces modifications de paramètres, la régulation de la DCO est celle ci-dessus. La régulation est tout de suite de meilleure qualité. Les oscillations que l'on retrouvait sur la première phase du dernier contrôle sont toujours là, mais quasiment sur toute la durée. Des oscillations entre 19 et 21 mgDCO/L sont tout de même non-négligeables mais restent « non prioritaires » pour l'instant. Toutefois, autour de 22 jours, une perturbation se crée.

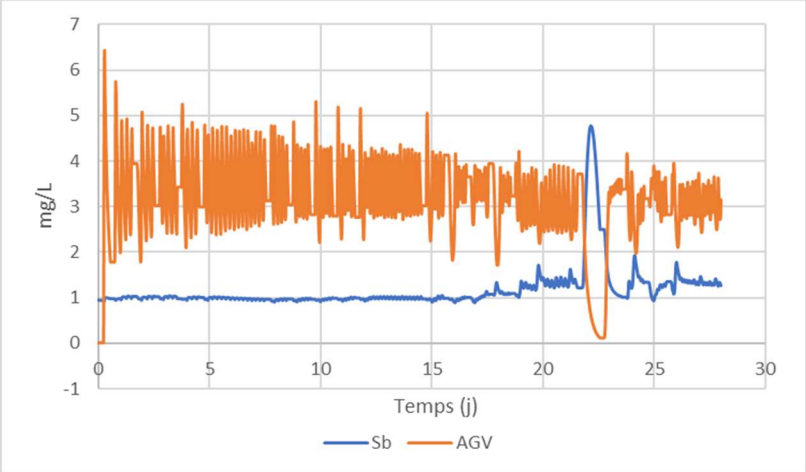


Figure 26 : Evolutions des AGV et de Sb avec la nouvelle régulation

La concentration en S_b augmente de 1,2 à 4,8 $mgDCO/L$ en suivant une croissance en cloche rapide. Cependant, les AGV diminuent au même moment, ce qui compense la variation en DCO totale. Cette hausse de la fraction S_b reste tout de même inquiétante car impactant directement le COT. En effet, malgré la stabilité de la principale fraction (S_u autour de 14,6 mg/L), cette hausse de S_u implique une hausse du COT comme suit :

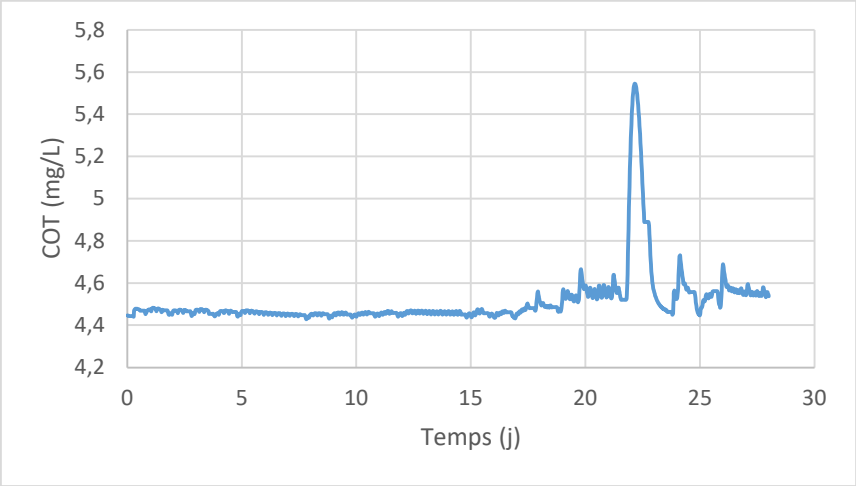


Figure 27 : Evolution temporelle du COT à l'effluent avec la nouvelle régulation

Un léger dépassement de la norme est donc observé. Cependant, le calcul du COT est possiblement à revoir.

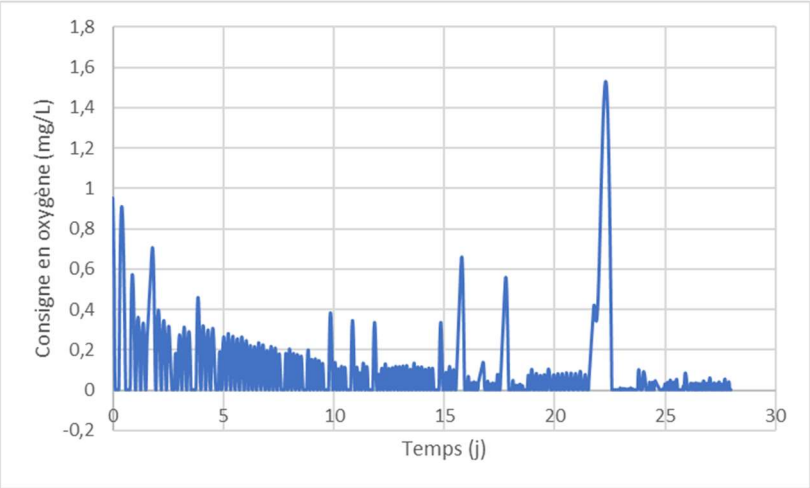


Figure 28 : Ajustement temporel de la consigne en oxygène par le nouveau contrôleur

La consigne en oxygène est ajustée continuellement de cette manière durant les 4 semaines de simulation. Avant révision des paramètres du contrôleur (pour notre première régulation), on observait une variation de la consigne en oxygène principalement entre $0{,}5 - 1\ mgO_2/L$. On voit ici que la consigne varie autour de valeurs plus faibles, généralement autour de $0{,}2\ mg/L$. C'est cette réduction qui permet de soulager l'aération et donc de baisser la consommation énergétique de l'aération.

Information clé : **l'ajustement des paramètres du système et du contrôleur (comme décrit plus haut) ont permis une réduction de la consommation énergétique de 92 à 71 kWh par rapport à l'ancien contrôle !**

Avant l'ajout d'un quelconque contrôle, la filière avait une consommation énergétique pour l'aération de 148 kWh.

Information clé : **Ce nouveau paramétrage de contrôle a donc abouti à une baisse totale de 52% de la consommation par l'aération ($\frac{148-71}{148} = 0,52$).**

Révision de la formule de calcul du COT

Le COT était jusque-là calculé par la formule $COT = 0{,}286 * (S_b + S_u)$. La valeur de $0{,}286\ gCOT/gDCO$ prise pour ces deux fractions était issue de SUMO dans MODELE > Paramètres du modèle > Afficher tout > Stœchiométrie générale > Teneur en carbone inorganique de SB et SU. Il est ici mis en évidence carbone **inorganique** mais au cours d'une courte discussion avec Hélène, elle avait semblé dire qu'il s'agissait sûrement d'une erreur de frappe et que la méthode de calcul semblait bonne.

Cependant, en essayant de retrouver cette valeur par des calculs, des doutes sont apparus. A côté de cette valeur figure dans le tableau le commentaire « $C_5H_7O_2N : 32\ gDCO/mol\ C$ ». En supposant que $C_5H_7O_2N$ représente la composition élémentaire des fractions en question, équilibrons l'équation d'oxydation de cette matière afin d'en déterminer le rapport COT/DCO.

$$C_5H_7O_2N + 5\ O_2 \rightarrow 5\ CO_2 + 2\ H_2O + NH_3$$

De là, pour 5 moles de carbone consommées, 5 moles d'O_2 sont elles aussi consommées. Le rapport C/O_2 ou COT/DCO est ainsi : $\frac{5\times M(C)}{5\times M(O_2)} = \frac{5\times 12}{5\times 32} = 0{,}375\ gCOT/gDCO$.

On note qu'il y a bien $\frac{160}{5} = 32\ gDCO/molC$ car $5 \times 32 = 160\ gO_2$ pour 5 moles de carbone. Cependant, le rapport indiqué de COT/DCO n'est pas cohérent à celui calculé.

Table 13.5. Composition of state variables in ASM1 used in this study

State variable	Unit	Molar composition	Mass fraction of elements
S_I	gCOD/m^3	$C_{1.90}H_{2.39}O$	C=0.553; H=0.058; O=0.388;
S_S	gCOD/m^3	$C_{2.43}H_{3.96}O$	C=0.594; H=0.081; O=0.325;
X_I	gCOD/m^3	$C_{1.90}H_{2.39}O$	C=0.553; H=0.058; O=0.388;
X_S	gCOD/m^3	$C_{2.43}H_{3.96}O$	C=0.594; H=0.081; O=0.325;
X_H	gCOD/m^3	$C_5H_7O_2N$	C=0.531; H=0.062; O=0.283; N=0.124;
X_A	gCOD/m^3	$C_5H_7O_2N$	C=0.531; H=0.062; O=0.283; N=0.124;
X_E	gCOD/m^3	$C_5H_7O_2N$	C=0.531; H=0.062; O=0.283; N=0.124;
S_O	gO2/m^3	O_2	O=1.00;
S_{NO}	gN/m^3	HNO_3	H=0.016; N=0.222; O=0.762;
S_{NH}	gN/m^3	NH_3	H=0.176; N=0.824;
S_{ND}	gN/m^3	NH_3	H=0.176; N=0.824
X_{ND}	gN/m^3	NH_3	H=0.176; N=0.824

Note: Atomic weights used are: C = 12.011g/mol, H = 1.0079g/mol, O = 15.9994g/mol and N = 14.007g/mol

Composition des variables d'état ASM1 (Takács, 2008)

En s'intéressant à la thèse d'Imre Takács publiée en 2008 et intitulée « *EXPERIMENTS IN ACTIVATED SLUDGE MODELLING* », on peut trouver dans ce tableau les compositions élémentaires des différentes variables d'état trouvables dans les modèles ASM1.

On peut alors réaliser le même travail et déterminer le rapport COT/DCO à partir de l'équation de réaction d'oxydation.

- Pour la fraction soluble inerte S_u (ici S_I) :

$$C_{1,9}H_{2,39}O + 1{,}9975\ O_2 \rightarrow 1{,}9\ CO_2 + \frac{2{,}39}{2}\ H_2O$$

Le rapport en question est : $\left[\frac{COT}{DCO}\right]_{S_u} = \frac{1{,}9\times12}{1{,}9975\times32} = \mathbf{0{,}357\ gCOT/gDCO_{S_u}}$.

- Pour la fraction soluble biodégradable S_b (ici S_S) :

$$C_{2,43}H_{3,96}O + 2{,}92\ O_2 \rightarrow 2{,}43\ CO_2 + \frac{3{,}96}{2}\ H_2O$$

D'où $\left[\frac{COT}{DCO}\right]_{S_b} = \frac{2{,}43\times12}{2{,}92\times32} = \mathbf{0{,}312\ gCOT/gDCO_{S_b}}$.

On peut alors remplacer la formule de calcul du COT par la suivante :

$$COT = 0{,}357 \times S_u + 0{,}312 \times S_b$$

Le résultat de la dernière simulation effectuée (4 semaines en régime dynamique à partir d'un régime permanent selon les variations hebdomadaires du R7, avec le contrôleur réajusté) devient celui-ci une fois le calcul du COT modifié :

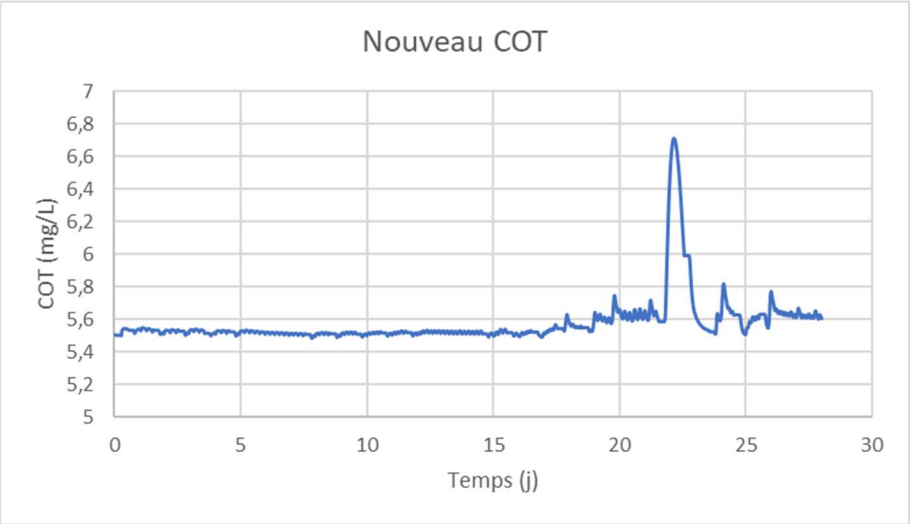


Figure 29 : Evolution temporelle du COT à l'effluent par la nouvelle formule

Cette courbe de COT a été faite directement sur le fichier Excel des résultats de la simulation. Avant d'en discuter l'allure, regardons comment implémenter directement la formule du COT dans le code de SUMO pour toutes nos futures simulations.

Implémentation de la nouvelle formule du COT dans le code de SUMO

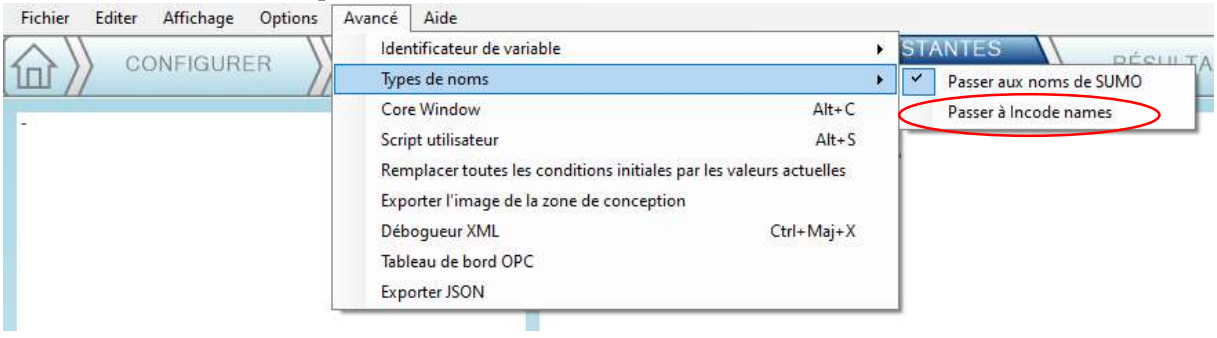
Détaillons rapidement comment cette nouvelle formule du COT a été ajoutée dans le code, car un léger détail a été notifié. Voici donc les quelques étapes suivies :

- Ouvrir le fichier Excel Plantwide en double-cliquant sur l'icône de l'usine.

- Aller sur la feuille « Code ».

- Remplir les informations sur la variable désirée : Symbole, nom, unité, nombre de décimales...

- Pour remplir la formule de calcul « Expression », les informations sont détaillées sur le Wiki de SUMO à cette adresse : Plantwide Excel calculations | SUMO Wiki. Il est notamment détaillé qcomment accéder aux noms des éléments de la filière en version code (Avancé > Type de noms > Passer à Incode names). Un exemple de calcul est aussi dressé pour une meilleure compréhension.



- Quant à l'expression de calcul de la variable, **ATTENTION** à ne pas mettre de virgules lorsque des nombres décimaux sont inscrits. Remplacez les virgules par des points, par exemple ici « 0.357 ».

- Une fois toutes les informations renseignées, sauvegarder le fichier Excel puis retourner sur SUMO et aller dans l'onglet « Résultats » ou « Simuler ». Un message « Préparation de la simulation » devrait apparaître en bas en gauche de l'écran.

Préparation de la simulation : progression de la construction : 40%

Le tableau ci-dessous montre les informations renseignées dans la fiche Excel pour permettre le calcul du COT. L'ancien calcul est en ligne 1, $i_{CIT,SB}$ étant une variable déjà présente dans les codes de SUMO et étant le rapport 0,286 $gCOT/gDCO$.

	Plantwide variables	Codelocation(Dynamic)				
Symbol	Name	Expression	Unit	Decimals	Rule	Principle/comment
$TOC_{effluent}$	Effluent Total Organic Carbon	$i_{CIT,SB}$*(Effluent1..S_U+Effluent1..S_B)	gTOC.m^{-3}	2		
$TOC_{effluent2}$	New Effluent Total Organic Carbon	0.357*(Effluent1..S_U)+0.312*(Effluent1..S_B)	gTOC.m^{-3}	2		

Résultat de cette nouvelle formule / Etude de l'importance de la fraction S_u

Reprenons la courbe de COT résultant du nouveau calcul.

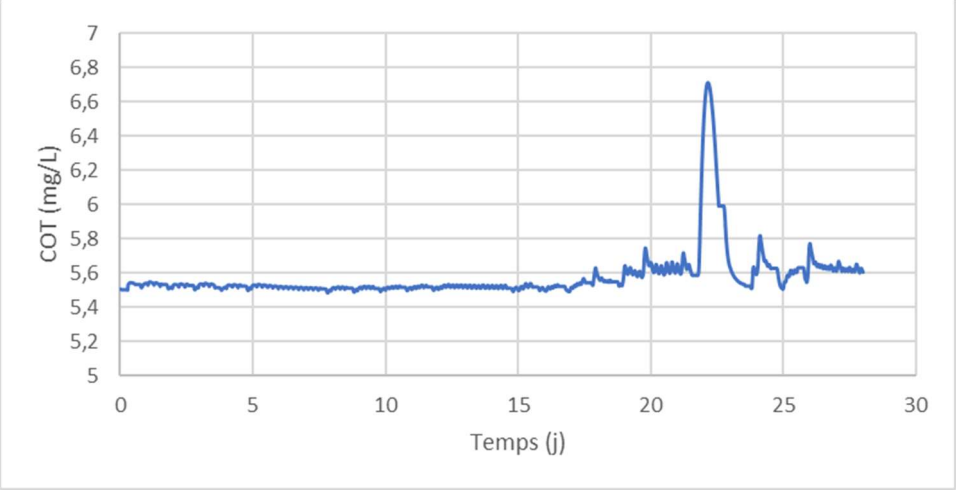


Figure 29 : Evolution temporelle du COT à l'effluent par la nouvelle formule

Le COT est maintenant stable vers une valeur de 5,5 mg/L au lieu de 4,5 mg/L auparavant. Le pic à 22 jours est évidemment toujours présent mais encore légèrement amplifié car la concentration en S_b (celle qui cause cette hausse) est désormais multipliée par 0,312 au lieu de 0,286.

Information clé : **la norme en sortie n'est jamais respectée durant toute la période ! $COT > 5\ mg/L$.**

Si l'on s'intéresse seulement la part du COT provenant de la fraction soluble inerte, on observe que cette fraction est très stable autour de 14,6 mg/L pendant toute la durée de la simulation. Cette concentration, une fois multipliée par le rapport de 0,357 $gCOT/gDCO$, représente déjà 5,2 $mgCOT/L$!

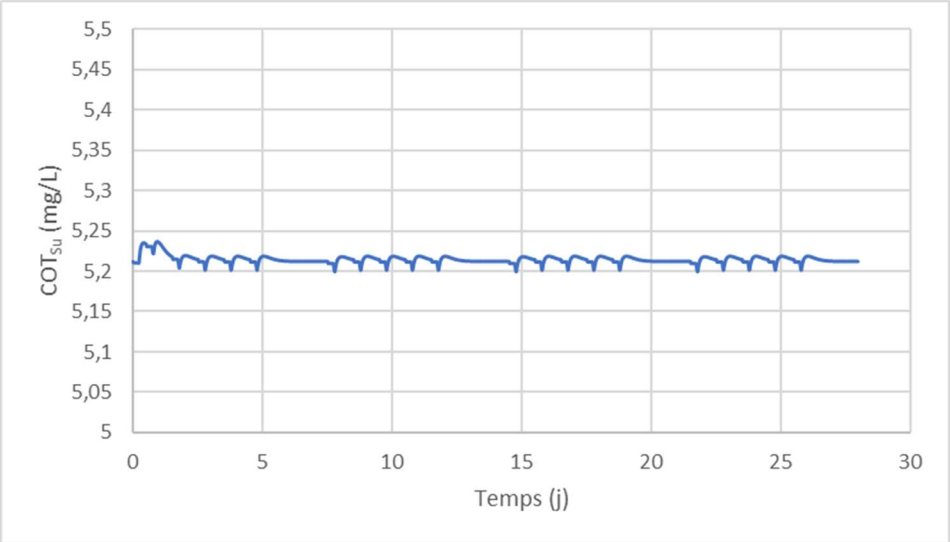


Figure 30 : Evolution temporelle de la part du COT due à la fraction S_u

On voit bien sur cette figure cette stabilité mentionnée. Cette fraction à elle seule dépasse déjà la norme en COT en sortie. C'est ce dont on avait peur avant modélisation.

Calculons la part de S_u dans le COT total. Pour cela on détermine le rapport COT_{S_u}/COT à chaque instant t_i puis on calcule la moyenne de toutes ces valeurs comme ci :

$$\left[\frac{COT_{S_u}}{COT}\right]_{moy} = \frac{\frac{COT_{S_u}}{COT}(t_0) + \frac{COT_{S_u}}{COT}(t_1) + \cdots + \frac{COT_{S_u}}{COT}(t_n)}{n+1} = 94\%$$

Information clé : **la fraction S_u est responsable de 94% du COT en sortie !**

Il nous faut donc maintenant voir si un contrôle plus strict sur la DCO totale en sortie pourrait permettre de diminuer la concentration de cette fraction, bien qu'elle soit à priori intouchable par la biologie et la filtration.

- Contrôle de la DCO totale à 17 mg/L en sortie :

En essayant de contrôler la DCO à 17mg/l, on observe la réponse suivante.

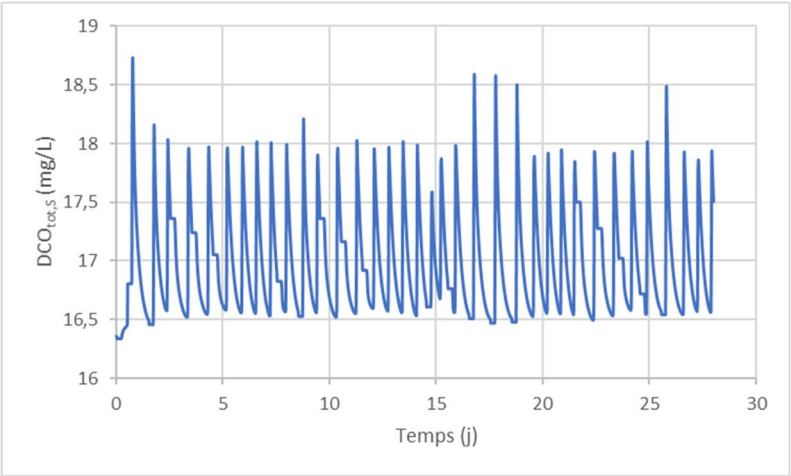


Figure 31 : Evolution temporelle de la DCO_{tot} en sortie avec régulation à 17mg/L

La DCO suit des oscillations majoritairement entre 16.5 et 18 mg/L. Les oscillations sont bien moins nombreuses que pour la régulation à 20 mg/L et l'on ne retrouve plus le pic de concentration en S_b à 22 jours. **En conséquence, le COT est très stable tout le long de la période, autour de 5.5 mg/L.**

Regardons comment la consigne en oxygène est adaptée pour cela.

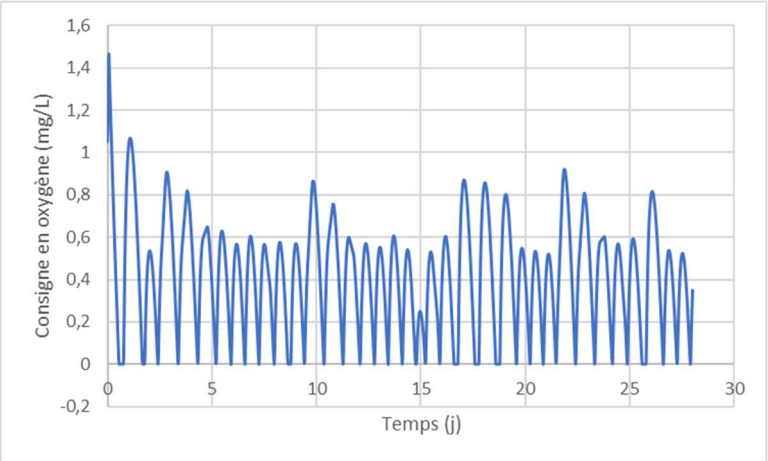


Figure 32 : Evolution temporelle de la consigne en oxygène pour réguler la DCO à 17 mg/L

La consigne en oxygène s'adapte selon des grosses cloches régulières principalement entre 0 et 0.5-0.9 mgO_2/L. La consommation d'énergie pour l'aération **monte** alors à $\mathbf{100\ kWh}$ sur les 4 semaines de fonctionnement (contre les 71 kWh précédents avec le contrôle à 20 $mgDCO_{tot}/L$).

- Contrôle de la DCO totale à 15 mg/L en sortie :

En essayant de contrôler la DCO à 15 mg/l, on observe la réponse suivante :

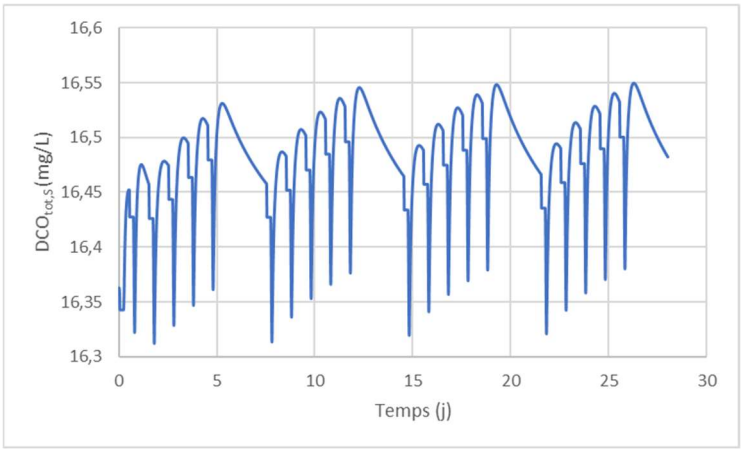


Figure 33 *:* Evolution temporelle de la DCO_{tot} en sortie avec régulation à 15 mg/L

La valeur voulue de 15 mg/L ne parvient pas à être atteinte. La DCO se trouve plutôt autour d'une valeur de 16.4 mg/L. Pour essayer de réduire la DCO en sortie au plus proche de la valeur de 15 mg/L demandée, le contrôleur impose la concentration en oxygène dissous au maximum de 3 mgO_2/L tout au long des 4 semaines.

Voyons maintenant si la fraction S_u a été impactée par ces contrôles plus poussés.

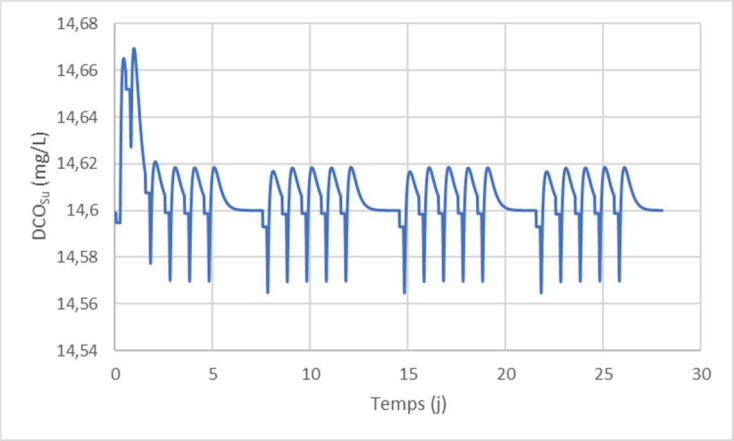


Figure 34 : Evolution de la concentration en Su (contrôle à 17 mgDCO/L)

La figure ci-dessus représente l'évolution de la fraction soluble inerte S_u en sortie de notre filière, ici pour le contrôle à 17 $mgDCO/L$. On constate des très légères oscillations de concentrations autour de 14,6 $mgDCO/L$. Ce comportement est exactement le même pour les deux autres modalités de contrôle (15 et 20 $mgDCO/L$). Dans ces 3 conditions de contrôle, les taux d'oxygène dissous sont différents, ce qui confirme l'aspect inerte de cette fraction.

Pour aller plus loin, en comparant cette concentration de S_u à celle en entrée, on déduit une conservation totale de la fraction S_u. En effet, la concentration à l'entrée est de 14,6 $mgDCO/L$, valeur plateau autour de laquelle oscille la concentration en sortie sur la Figure 34. *Les oscillations sont simplement le résultat des dynamiques de débits.*

Information clé : **la fraction S_u est intouchée tout au long de la filière ! Tout ce qui entre ressort.**

Retour sur les contrôles : comparaisons

Reprenons le travail sur le contrôle de l'aération. Une fois notre premier contrôleur réajusté vers une deuxième version plus lente, nous avions abouti sur une sortie en DCO totale bien mieux régulée que précédemment tout en faisant baisser la consommation énergétique de l'aération de 92 à 71 kWh (sur la période de 4 semaines de fonctionnement).

On va alors maintenant dresser une synthèse comparative de plusieurs modalités d'aération : sans contrôle pour plusieurs concentrations constantes, ancien et nouveau contrôle. Ces différentes configurations peuvent être comparées sur le plan de leur consommation d'énergie par volume d'eau traitée ainsi que sur la qualité atteinte en sortie (en concentration en COT).

L'obtention d'un **indicateur de consommation en Wh dépensés par l'aération par m^3 d'eau traitée pendant l'entièreté du cycle** est donc nécessaire. L'idée était d'abord d'implémenter une nouvelle formule de code dans SUMO nous permettant d'obtenir cet indicateur par le calcul du volume traité par la filière (tout le volume sortant du BRM) puis le rapport Wh/m^3. Malheureusement, la donnée du volume total étant sorti du BRM n'étant pas disponible, je ne suis pas parvenu à ajouter l'indicateur voulu directement dans le logiciel.

Toutefois, une fois une simulation réalisée et le rapport Excel téléchargé, il est plutôt facile de calculer le volume par l'intégration temporelle des débits sortant du BRM. La méthode des trapèzes a été utilisée.

La consommation d'énergie de l'aération du bassin étant déjà renseignée dans SUMO, le rapport de $\frac{Wh}{m^3}$ d'eau traitée s'obtient automatiquement par la suite.

Tableau 8 : Comparaisons des différentes modalités d'aération

	Concentration en oxygène constante (pas de contrôle)			Contrôle 1	Contrôle 2
$\overline{S_{O_2}}\ (mg/L)$	2	1	0,5	0,62 (σ = 0,99)	0,11 (σ = 0,21)
Wh/m^3 d'eau traitée (aération)	486	392	347	302	234
$\overline{COT_S}\ (mg/L)$	5,53 (σ = 0,01)	5,53 (σ = 0,01)	5,52 (σ = 0,01)	5,87 (σ = 0,85)	5,58 (σ = 0,16)

Cette synthèse mise en évidence dans le tableau ci-dessus permet de réaliser un constat clair : réduire progressivement la concentration constante en O_2 de 2 à $0{,}5\ mg/L$ semble avoir comme effet une diminution proportionnelle de la consommation d'énergie tout en garantissant une qualité équivalente. (*En effet, pour ces trois premières valeurs de concentration en oxygène, la consommation en énergie évolue quasiment parfaitement proportionnellement selon un coefficient égal à 92,86* $(\frac{Wh}{m^3})/(\frac{mgO_2}{L})$).

Regardons alors comment évolue notre système (consommation d'énergie et concentration en COT/DCO) pour des concentrations en oxygène dissous encore plus faibles.

Les simulations de 4 semaines de fonctionnement aux concentrations de $0{,}25$, $0{,}1$ et $0{,}05\ mgO_2/L$ ont donc été réalisées et sont synthétisées ci-après :

Tableau 9 : Comparaison des performances à consigne en oxygène constante très faible

	Concentration en oxygène constante		
$\overline{S_{O_2}}\ (mg/L)$	0,25	0,1	0,05
Wh/m^3 d'eau traitée (aération)	320	286	245
$\overline{COT_S}\ (mg/L)$	5,52 (σ = 0,01)	5,50 (σ = 0,01)	5,48 (σ = 0,01)

Même pour ces concentrations très faibles d'oxygène l'observation est la même : la consommation diminue efficacement avec la consigne en oxygène tout en maintenant une « même qualité ». Toutefois, l'évolution n'est plus proportionnelle autour des très faibles valeurs de concentration en O_2. On voit sur le graphique suivant que lorsqu'on travaille avec les valeurs les plus faibles d'oxygène dissous, l'indicateur de consommation d'énergie par volume traité chute davantage : le système est plus « performant ».

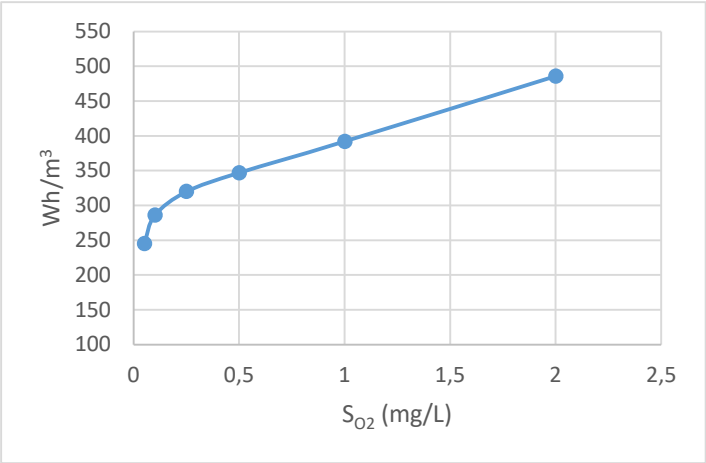


Figure 35 : Evolution de la consommation en fonction de la consigne en oxygène fixée

De la même manière, on observe dans le tableau précédent une meilleure performance en termes de qualité par une concentration résiduelle en COT réduite pour la plus faible concentration en oxygène.

On se demande alors comment il se fait que le système soit plus performant autour de ces valeurs de concentrations en oxygène si faibles soit comment le BRM peut dégrader aussi efficacement le substrat biodégradable avec si peu d'oxygène disponible.

Observons alors le résultat d'une simulation avancée sur SUMO faisant figurer les évolutions temporelles de la concentration résiduelle en substrat soluble biodégradable S_b pour 6 valeurs de concentration en oxygène dissous dans le BRM entre 0,05 et 1 mg/L.

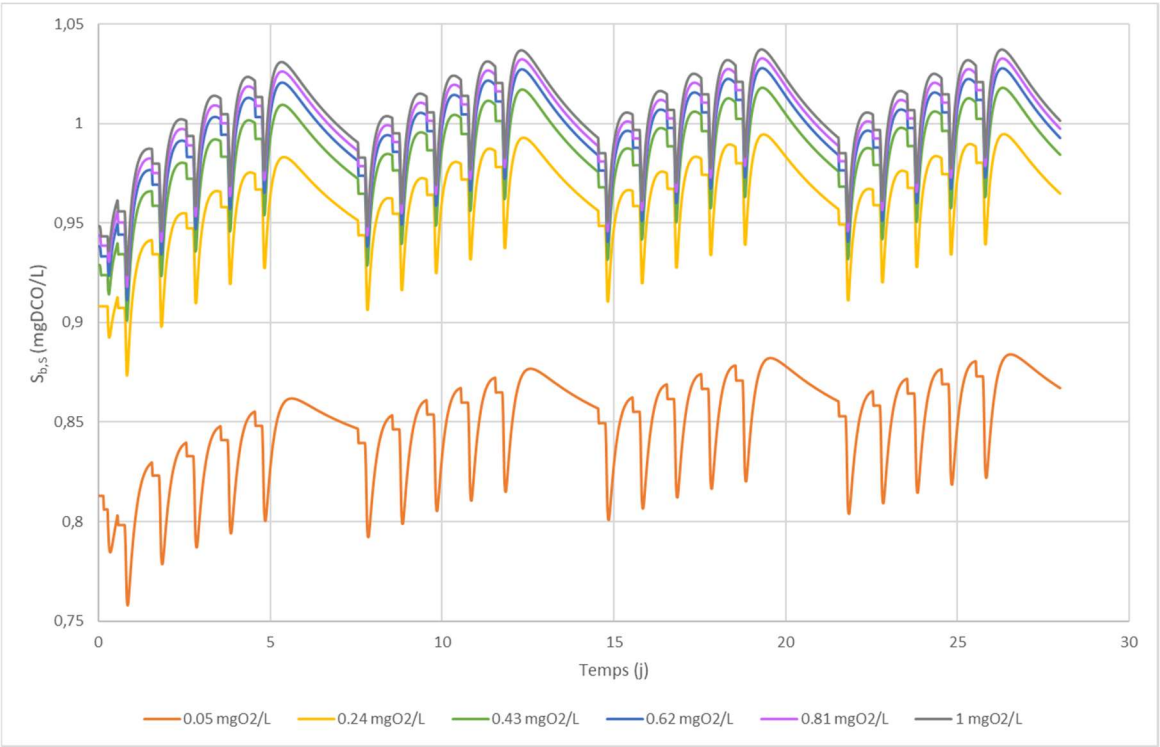


Figure 36 : Evolutions temporelles de la concentration résiduelle en Sb en fonction de la consigne en oxygène fixée dans le BRM

C'est bien pour le S_{O_2} le plus faible (courbe orange) que la fraction S_b est la mieux dégradée.

Hypothèse : La très faible concentration en oxygène a pu favoriser la croissance de microorganismes anaérobies ou anoxies qui dégradent plus efficacement notre substrat.

>> Regarder les concentrations moyennes en ammonium et nitrate en sortie pour chacune des simulations afin de voir comment la nitrification est impactée.

De même, regarder le débit d'air moyen injecté pour chaque simulation afin de voir si l'on peut distinguer une tendance proportionnelle ou s'il y a un décrochage à petite consigne en oxygène (on pourrait avoir besoin de moins aérer pour maintenir une consigne très faible si les organismes hétérotrophes utilisent en partie l'oxygène des nitrates). C'est possiblement ce que l'on observe en Figure 30 Figure 35 avec une chute de l'indicateur de consommation au niveau des faibles consignes.

Contrôleur ON/OFF

Un contrôleur ON/OFF est une possibilité intéressante d'être étudiée car représentant un contrôleur simple et applicable dans la réalité. Il fonctionne simplement en faisant alterner une variable entre une valeur haute et une valeur basse. De cette manière, on peut s'intéresser à faire varier la consigne en oxygène entre une valeur non-nulle le jour quand de l'eau grise entre et une concentration nulle la nuit lorsque rien n'entre.

Premier test de contrôleur ON/OFF :

Coupage de l'aération basé sur la dynamique d'entrée de la filière : quand la nuit rien n'entre dans la filière pendant 6 heures, la consigne baisse à 0 mgO_2/L et l'aération est directement coupée en conséquence. Le reste du temps, la journée à partir du pic du matin et jusqu'au pic du soir, la consigne reste fixe à 2 mgO_2/L. Le graphique ci-dessous montre bien cette adaptation de la consigne en fonction de l'entrée de filière.

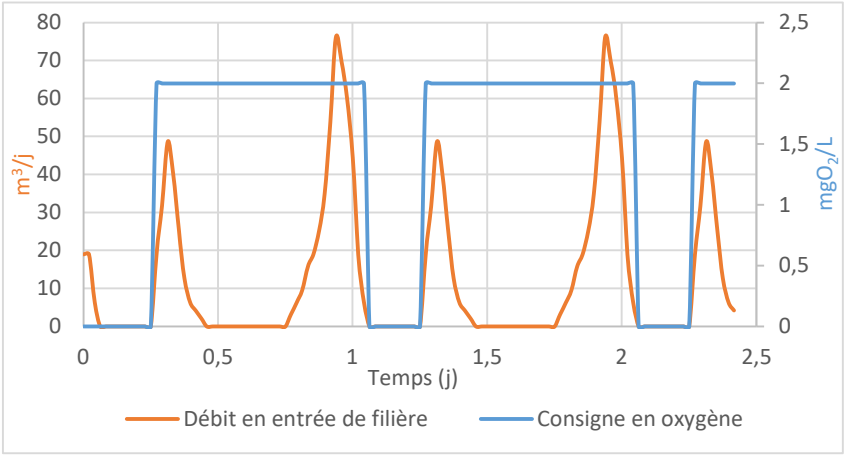


Figure 37 : Séquençage de l'aération paramétré en lien avec l'entrée de la filière

Problème : On observe une importante instabilité de la DCO en sortie en raison de pics de croissance des AGV par intermittence. Ces pics surviennent lorsque l'aération est désactivée (voir figure ci-après).

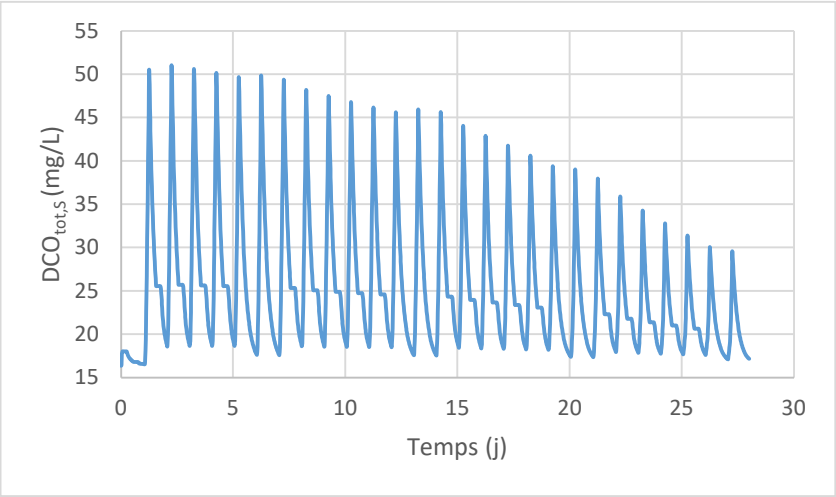


Figure 38 : Evolution temporelle de la DCO totale en sortie avec le contrôleur ON/OFF

Hypothèse : Le bassin tampon, en lissant les variations de débit, crée un décalage et l'aération est coupée sur des plages de temps où le débit entrant dans le BRM n'est pas nul.

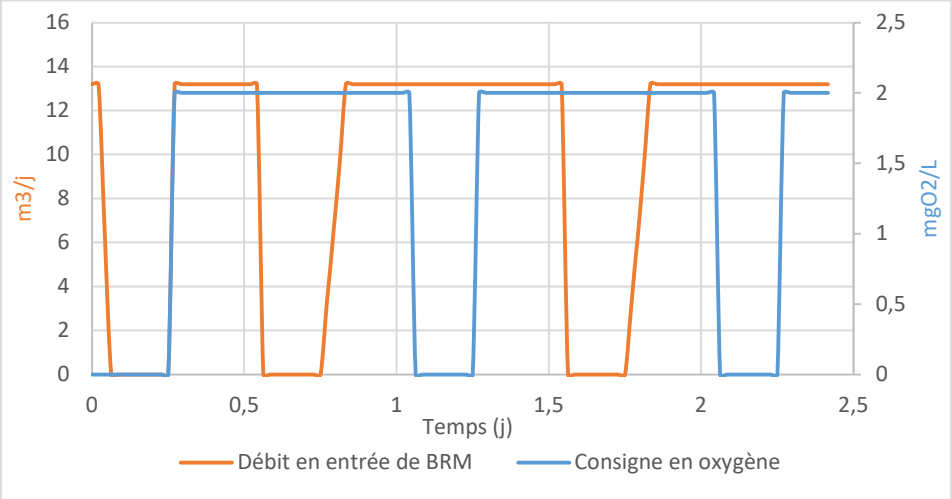


Figure 39 : Décalage du séquençage de l'aération avec l'entrée réelle dans le BRM

En regardant à l'aide de cette figure le débit entrant dans le BRM en comparaison avec les échelons de consigne en oxygène, on constate bien un décalage entre les moments où l'aération se coupe et les moments où rien n'entre dans le bassin. Seulement, la raison n'est pas celle pensée. Le bassin tampon permet effectivement, en visant un débit sortant constant de 13,2 m^3/j, de lisser les pics et donc de décaler légèrement le moment où l'alimentation s'arrête (les périodes d'alimentation en eau sont rallongées). Sur la Figure 38 :, on voit l'alimentation se couper peu avant 0,5 j tandis qu'après passage dans le tampon, l'entrée dans le BRM se coupe après 0,5 j (Figure 39). Le décalage mentionné dans l'hypothèse plus haut est donc présent mais n'est pas la cause du problème ici.

La **réelle source du problème** concerne l'absence de consommation d'eau dans la journée (entre les pics du matin et du soir). Cette période de non-alimentation a été créée de 10h30 à 18h soit 7 heures 30 contrairement au vide de la nuit s'étendant de 1h à 6h soit 5 heures. Le creux de la journée étant plus long que celui de la nuit, c'est cette période que le volume tampon ne parvient pas à « surmonter ». Il y a donc des arrêts d'alimentation du BRM comme visibles sur la Figure 39.

En changeant/décalant le contrôleur ON/OFF pour couper l'aération durant la journée, le résultat est bien meilleur. La DCO n'augmente que très peu durant les périodes sans aération. Il reste un petit problème sur les jours de weekend. Le débit étant plus réparti sur toute la journée pendant le weekend, le bassin tampon parvient à assurer un débit constant continu entrant dans le BRM. Ainsi, lorsque l'aération est coupée alors qu'il y a bien de l'eau entrante, la DCO augmente fortement (par une explosion des AGV).

Ces résultats reposent fortement sur les choix faits lors des constructions des profils de débits. Avoir dressé deux pics aussi « intenses » les jours de cours avec des consommations nulles le reste du temps sont la raison pour laquelle le bassin tampon se vide.

Tout cela a montré une **forte sensibilité** au dimensionnement du bassin **tampon** et aux dynamiques d'entrée. Lorsque l'aération est coupée pendant une phase d'alimentation du BRM, la DCO résultante est très rapidement perturbée.

Information clé : **il ne faut pas avoir une absence d'O_2 dans le bassin lorsque de l'eau entre.**

L'entrée de ce genre de filières décentralisées étant fortement variable, il semble compliqué d'intégrer un simple contrôleur ON/OFF se basant sur les périodes de creux. D'un autre côté, si un bassin tampon est rajouté en amont du BRM, en fonction de son volume et des différentes fluctuations de débit à l'entrée il paraît également très difficile de connaître les périodes où le BRM va cesser d'être alimenté.

Information clé : **la très forte sensibilité du BRM aux dynamiques de son entrée et la difficulté à anticiper ces dynamiques montrent la difficulté d'intégrer un contrôleur ON/OFF.**

Remarque *: changer la valeur minimale de la consigne en oxygène de 0 à 0,05 mg/L permet d'éviter ces explosions des AGV pendant le weekend tout en augmentant que de 2% la consommation d'énergie.*

Information clé : **il paraît essentiel de maintenir une concentration en oxygène dissous très basse plutôt que nulle aux instants où l'on souhaiterait couper l'aération.**

Notons tout de même que des capteurs permettant de détecter la présence de fluide dans l'alimentation du BRM sont visiblement trouvables et applicables dans l'industrie. Cela ne permettrait pas de connaître le débit entrant dans le bassin mais du moins de savoir quand est-ce que de l'eau entre et surtout quand est-ce que rien n'entre. Ainsi, avec ce genre d'équipement, on pourrait viser à « couper » l'aération lorsque le capteur détecterait une absence d'alimentation. Par précaution et comme le rappelle notre dernière Information clé, il faudrait simplement baisser la consigne en oxygène très bas en maintenant un débit d'air très léger.

Information clé : **l'implémentation d'un contrôleur ON/OFF comme décrit semble possible à conditions d'intégrer un capteur notifiant de la présence ou non d'alimentation dans le bassin (et de régler le OFF à une valeur faible mais non-nulle par précaution)**

Effet d'une période de creux : 2 semaines de vacances

Un profil a été créé pour représenter la consommation hypothétique d'eau grise en jour de vacances. Les hypothèses de mode de vie ont été prises comme identiques à celles des weekends : la consommation subit des pics le matin et le soir mais moins amplifiés qu'en jour de semaine de cours. Le débit est donc plus réparti tout au long de la journée. Le seul paramètre qui change lors de ces vacances est le nombre de résidants étudiants. Nous faisons dans un premier temps l'hypothèse que 10% des étudiants restent pour une période de 2 semaines de vacances, ce qui représente donc seulement 22 résidents.

Un scénario de 5 semaines a été créé pour observer comment une réduction importante de l'entrée peut affecter ce genre d'installations et comment elles peuvent repartir ou non de manière correcte. Pour cela, nous observerons le fonctionnement de notre filière suivant une semaine de cours puis deux semaines de vacances et enfin deux nouvelles semaines de cours.

Sans contrôle et avec une concentration en oxygène dissous maintenue constante à 2 mg/L, la fraction S_b subit une explosion au retour des vacances :

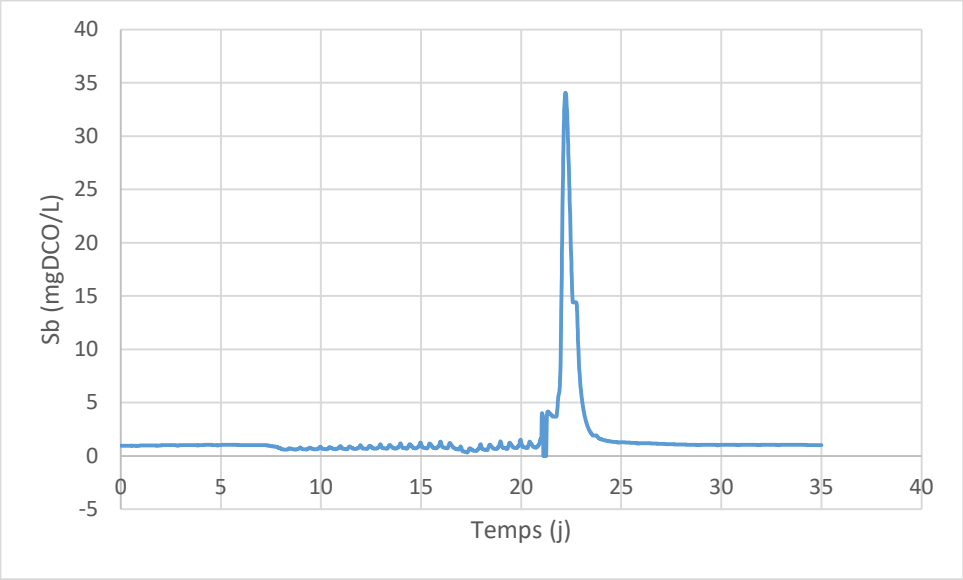


Figure 40 : Evolution de la concentration résiduelle en Sb sous le scénario de 5 semaines à concentration en O_2 constante à 2 mg/L

En parallèle, les MES sont fortement atteintes pendant les deux semaines de vacances où l'entrée est divisée par 10. La décroissance de la biomasse est la suivante :

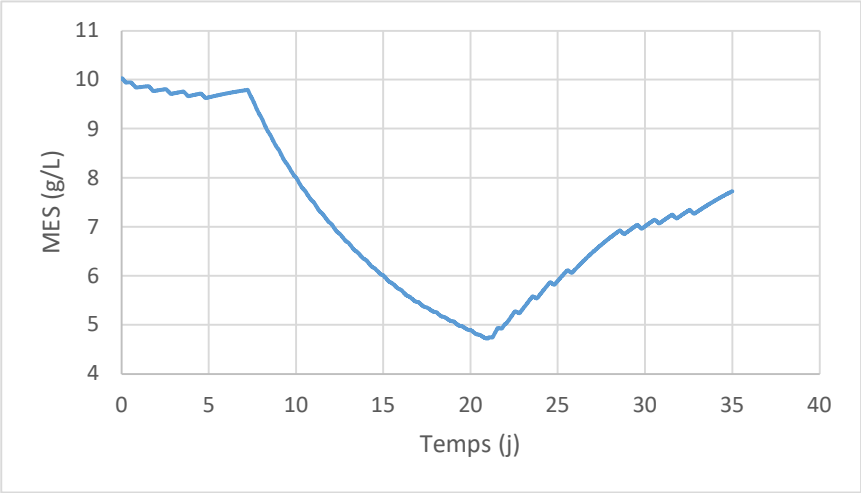


Figure 41 : Evolution des MES pendant les 5 semaines

>> La purge de boues de $0{,}133\ m^3/j$ ayant été maintenue pendant les deux semaines de vacances, on peut se demander à quel point cela a participé au déclin de la présence de MES.

En enlevant cette purge on pourrait espérer soulager efficacement la décroissance observée. Toutefois, la mortalité joue également un rôle important ici.

>> Entre autres, il faudrait donc s'intéresser à la température de l'influent et de son impact sur la décroissance.

Regardons maintenant comment l'ajout de notre régulateur peut soulager ou non la perturbation observée au retour des vacances.

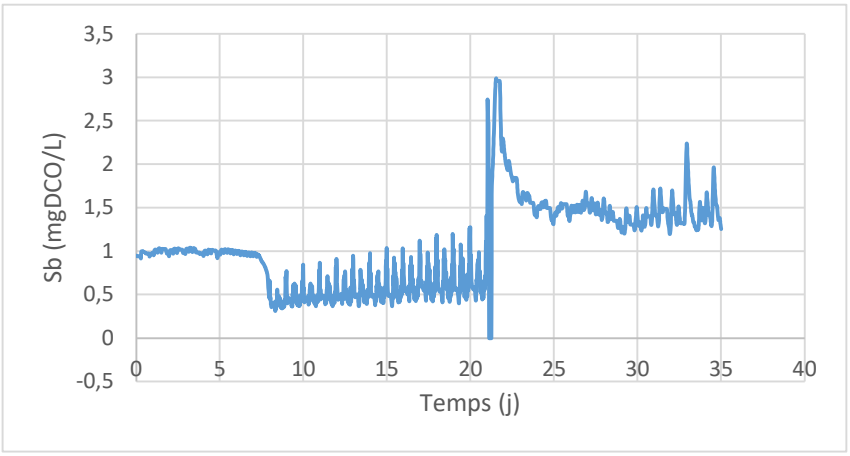


Figure 42 : Evolution de la concentration résiduelle en Sb sous le scénario de 5 semaines après ajout du régulateur

Le graphique ci-dessus montre l'évolution en sortie de la concentration en S_b. On constate facilement que le contrôleur parvient à éviter le pic de S_b vu précédemment. La consigne en oxygène a donc dû être ajustée avec précaution par le contrôleur pour parvenir à ce résultat.

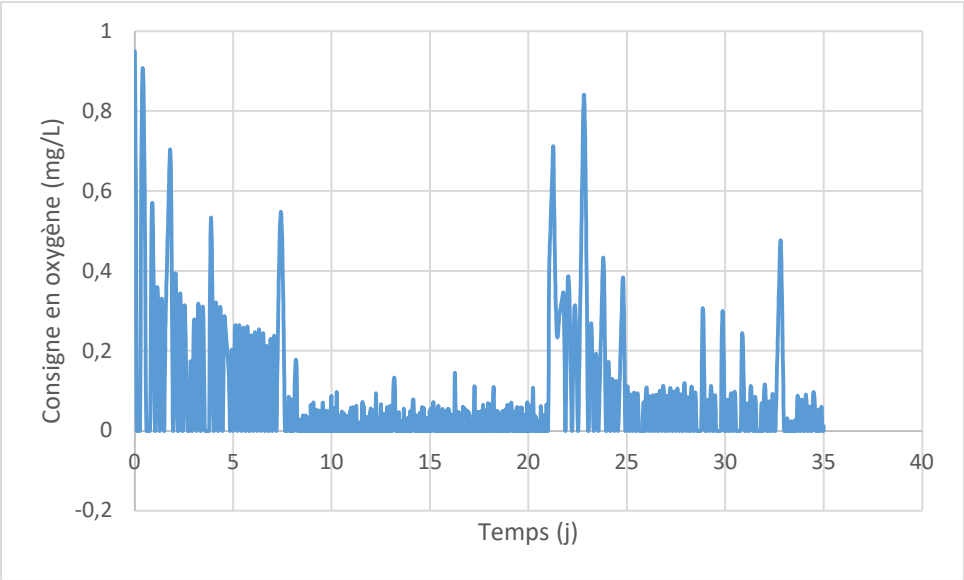


Figure 43 : Ajustement par le régulateur de la consigne en oxygène durant les 5 semaines

On voit ici qu'à 21 jours, au retour des vacances, la consigne en oxygène augmente rapidement d'une valeur faible (besoin minimal d'oxygène durant les vacances) à des valeurs proches de 0,8 mgO_2/L. La consigne atteint donc des valeurs inférieures à celle constante du cas précédent (sans contrôle à 1 $mgL/$). Malgré une consigne en oxygène inférieure, la perturbation en S_b est évitée, la fraction soluble biodégradable est mieux dégradée.

Ce résultat semble difficile à comprendre de prime abord.

De surcroit, en testant plusieurs simulations sans contrôle et à consigne en O_2 différentes, il a été observé un comportement étrange et similaire. Le COT subit quasiment le même pic pour les concentrations de 2, 1 et 0,5 mgO_2/L en dépassant une valeur de 15 $mgCOT/L$ tandis que pour une simulation à 0,25 mgO_2/L, le COT ne dépasse même pas les 9 mg/L.

>> Les meilleures performances du système (en dégradation) observées pour des concentrations en oxygène inférieures sont étonnantes et sont à investiguer plus en profondeur. Il serait primordial de regarder en premier lieu comment évoluent les différentes fractions azotées pour voir comment est impactée la nitrification.

Analyse de la sensibilité à la hauteur de bassin

Le rapport hauteur/diamètre est important car la hauteur est directement liée à l'efficacité de transfert de l'oxygène. A l'échelle décentralisée, il n'est tout de même pas toujours facile de faire des bassins trop hauts. C'est pourquoi il est important de vérifier la cohérence de cette sensibilité dans les calculs faits par SUMO. Nous allons donc vérifier si, pour maintenir une même concentration en O_2 constante, la filière consomme moins lorsque le BRM est plus haut.

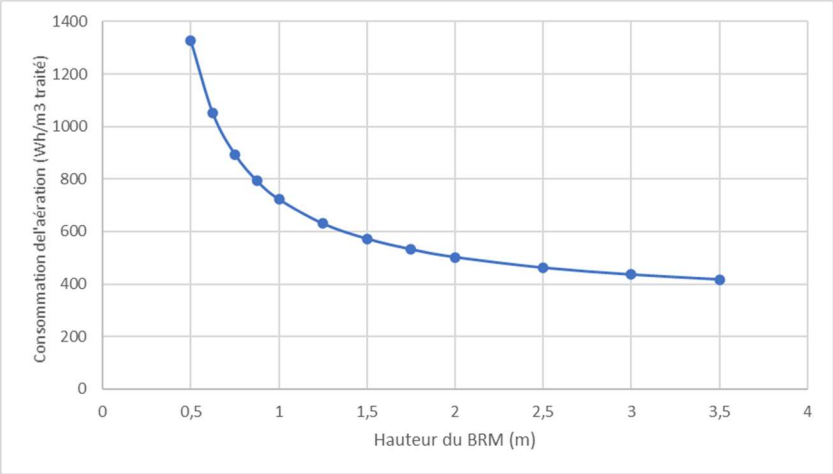


Figure 44 : Evolution de la consommation de l'aération en Wh/m3 en fonction de la hauteur du BRM

On observe bien l'effet de la hauteur de bassin sur la consommation d'énergie de l'aération. Plus le bassin est haut, plus le transfert d'oxygène est efficace et donc moins il faut injecter d'air pour maintenir la concentration en oxygène voulue. On voit surtout que le lien entre ces paramètres n'est pas proportionnel : lorsque la hauteur diminue vers des valeurs petites (inférieures à 1.5 m environ), la consommation énergétique suit une croissance exponentielle. A l'inverse, lorsqu'on augmente cette hauteur vers de grandes valeurs, le gain énergétique devient de moins en moins important. L'implémentation d'une infrastructure de BRM dans une station de traitement décentralisée est néanmoins limitée par sa taille, de grandes hauteurs étant difficilement intégrables. Il est donc intéressant de travailler à une hauteur suffisamment grande pour un transfert efficace mais pas une hauteur démesurée (car non-intégrable et pas si intéressant du point de vue du transfert).

Information clé : **La prise en compte de la hauteur d'eau dans l'efficacité du transfert d'oxygène paraît donc bien intégrée dans SUMO.**

Information clé : **Il semble nécessaire d'opter pour un BRM d'une hauteur minimale de 2 mètres.**

Annexes BIS

Test d'un nouvel échelon d'O_2

Cette suivante sous-partie n'a pas vraiment fini d'être développée au profit d'autres analyses plus pertinentes.

On peut penser à réaliser un nouvel échelon pour observer la réponse de notre système dans une plage réaliste. Après notre premier contrôle, on observait que la consigne en oxygène variait principalement autour de $0{,}5 - 1\ mgO_2/L$, des valeurs plutôt éloignées de l'échelon imposé.

Pour notre dernière simulation étudiée (contrôle réajusté), la consigne en oxygène suit ces variations :

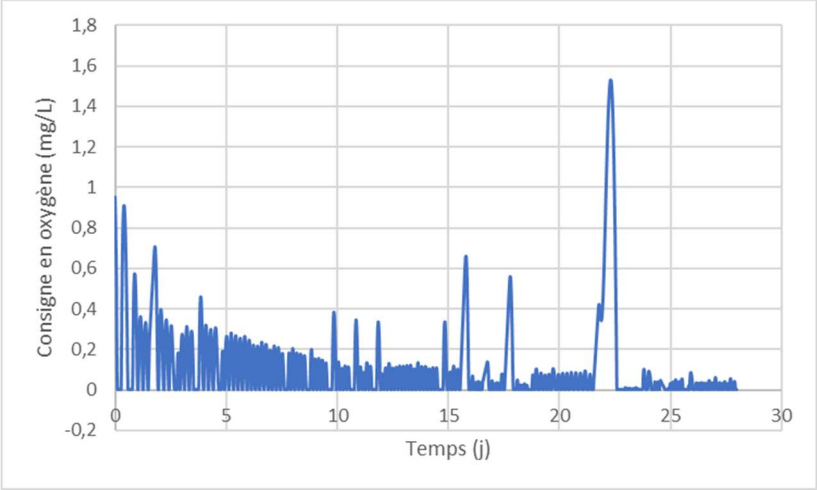


Figure 45 : Ajustement temporel de la consigne en oxygène par le nouveau contrôleur

On a vu que la consigne en oxygène variait cette fois autour de valeurs inférieures, généralement autour de $0{,}2\ mg/L$. La consigne moyenne en oxygène dans le bassin sur les 4 semaines est ici de $0{,}11\ mgO_2/L$.

Rappelons que l'échelon qui avait été imposé pour caractériser notre système et analyser sa réponse était de 0,05 et $0{,}01\ mg/L$, soit des valeurs environ 10 fois inférieures. Caractériser notre système (et donc paramétrer ensuite notre correcteur) à l'aide d'un échelon « retrouvable dans la réalité » paraît donc plus pertinent.

Nous venons d'expliciter que les valeurs de consigne en oxygène se trouvaient généralement autour de $0{,}2\ mg/L$ pour notre dernier contrôle. Essayons alors d'analyser un échelon de concentration en oxygène de 0,3 à $0{,}1\ mg/L$. Le graphique en dessous montre la réponse en sortie de la DCO totale à l'échelon imposé à $t = 5{,}3\ j$.

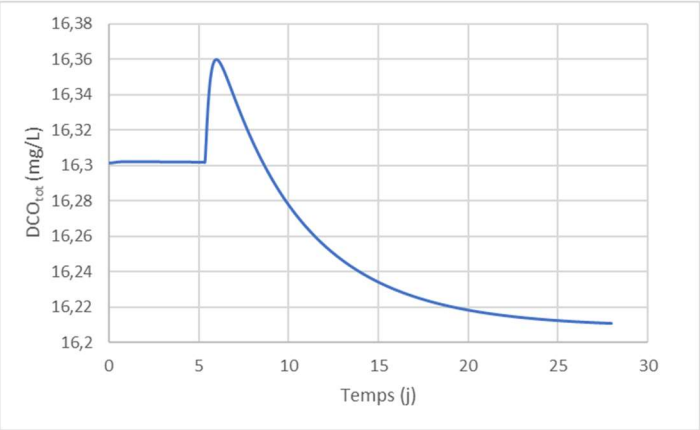


Figure 46 : Réponse du système au nouvel échelon d'oxygène imposé

La réponse est immédiate et l'on constate encore une fois les deux dynamiques observées pour l'échelon précédent. La DCO augmente rapidement dans un premier temps (en réponse au manque d'oxygène) puis la décroissance lente s'installe. Cette fois-ci, la DCO descend même jusqu'à des valeurs inférieures à sa valeur initiale avant échelon (alors qu'il y a moins d'oxygène, la DCO atteint une valeur plus petite !). Cela confirme sûrement que la deuxième dynamique observée est à ignorer dans le cas de notre paramétrage.

Peut-être qu'on a perdu la nitrification (qu'on a lessivé) donc l'oxygène n'est plus consommé pour dégrader l'azote. Il y aurait donc + d'oxygène libre pour la dégradation hétérotrophe.

Travail à débit d'air constant

Plutôt que de travailler sur des simulations où SUMO contrôle automatiquement le débit d'air pour maintenir une concentration en oxygène constante, on peut s'intéresser à travailler à débit d'air constant.

En maintenant un débit d'air de 200 m3/j sur 4 semaines de simulation sans contrôle, la DCO en sortie est très stable autour de $16{,}3\ mg/L$. Cela montre que l'ajustement automatique précédent du débit d'air pour le maintien d'une concentration en O_2 constante n'influençait pas comme estimé la stabilité de la qualité de l'eau en sortie.

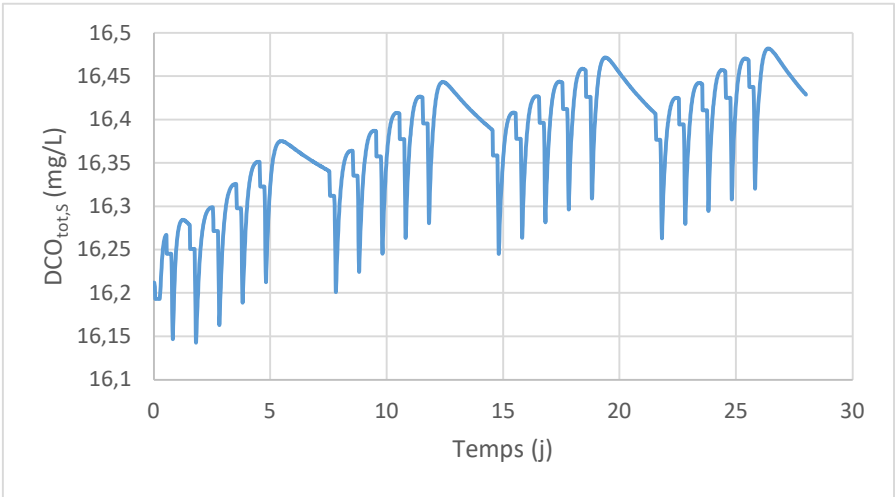


Figure 47 : Evolution temporelle de la DCO totale à l'effluent pour un débit d'air constant à 200 m3/j pendant 4 semaines de cours

Dans ce cas d'un débit d'air constant, on observe que c'est bien aux instants où l'entrée du BRM passe à zéro car le tampon se vide que la DCO en sortie saute très légèrement. Sinon, le débit d'air maintenu à une valeur suffisamment importante permet de maintenir une concentration en oxygène minimale d'environ $0{,}2\ mg/L$ qui suffit à dégrader la pollution entrante.

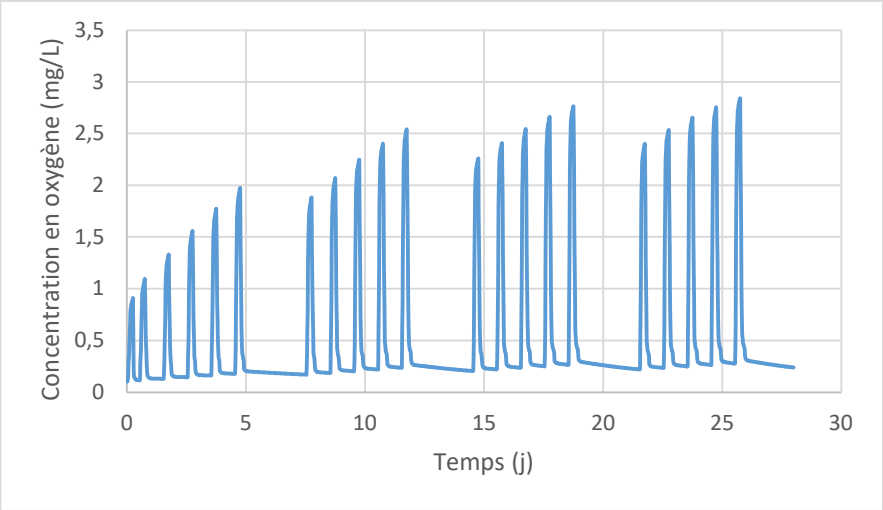


Figure 48 : Evolution de la concentration en oxygène résultante

Tout cela redémontre encore une fois un besoin très léger d'oxygène dans le bassin pour assurer une dégradation ...

Points pouvant être intéressants à aborder

>> On pourrait essayer de diviser par 2 la fraction de S_u. C'est cette fraction qui représente la majeure part de la DCO et du COT en sortie et donc qui bloque nos possibilités d'assouplir/optimiser encore mieux notre installation. Pourtant, les 5% de S_u implémentés dans notre fractionnement sont basés sur une seule étude, d'où une incertitude assez importante. **Si en réalité il y avait moins de cette fraction de notre eau grise, on pourrait simplement atteindre des concentrations en COT inférieures à 5 mg/L et donc adapter l'aération de manière encore plus souple.**

>> On a vu qu'il arrivait que les AGV explosent et jouent une part majeure de la DCO au cours de nos simulations, est-ce qu'il en est de même dans la part du COT ??

Est-ce que les AGV sont à prendre en compte et à rajouter dans le calcul du COT ?