Université de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :
Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)

Discipline ou spécialité :

Sciences des agroressources

Présentée et soutenue par :
Audrey BRETON

le : vendredi 4 octobre 2013

Titre :

Potentialité de la biomasse végétale pour le traitement des eaux usées domestiques : développement d'un procédé de biofiltration pour l'assainissement non collectif

---

Ecole doctorale :
Sciences de la Matière (SDM)

Unité de recherche :
Laboratoire de Chimie Agroindustrielle UMR1010 - Laboratoire de Génie Chimique UMR550

Directeur(s) de Thèse :
Dr Mireille MONTREJAUD-VIGNOLES, INP-ENSIACET-LCA
DR Claire ALBASI, INP-ENSIACET-LGC

Rapporteurs :

Pr Régis MOILLERON, Université Paris-Est, Rapporteur
Pr Christophe DAGOT, Université de Limoges, Rapporteur

Membre(s) du jury :
Pr Jean-Luc PROBST, Université de Toulouse, Président
Pr Christophe DAGOT, Université de Limoges, Rapporteur
Pr Régis MOILLERON, Université Paris-Est, Rapporteur
Pr Benoît GABRIELLE , AgroParisTech, Membre
Dr Mireille MONTREJAUD-VIGNOLES, INP-ENSIACET-LCA, Membre
DR Claire ALBASI, INP-ENSIACET-LGC, Membre

TITRE THESE A. BRETON

- Potentialité de la biomasse végétale pour le traitement des eaux usées domestiques : développement d'un procédé de biofiltration pour l'assainissement non collectif.

- Potential of plant biomass for the treatment of domestic wastewater: development of a biofiltration process for on-site wastewater treatment.

RÉSUMÉ

En France, 13 millions de personnes sont concernées par l'assainissement non collectif (ANC). Un système d'ANC est composé d'un prétraitement, en général une fosse toutes eaux, suivi d'un système de traitement. Les récentes évolutions réglementaires ouvrent un éventail de possibilités quant aux systèmes de traitement possibles pour traiter les eaux usées. L'objectif de ce travail de thèse est de développer un système de traitement des eaux usées à partir de biomasse végétale issue de déchets de l'agriculture.
Un suivi analytique de six habitations individuelles a permis l'étude des caractéristiques des eaux usées avant et après leur entrée dans le système de prétraitement. Ces eaux sont caractérisées par une grande variabilité d'une famille à une autre ainsi qu'au sein d'une même habitation. La charge organique par habitant à traiter est en moyenne de 60 $gDBO_5.j^{-1}$ pour un volume d'eau rejeté de 90 $L.j^{-1}$, soit des effluents deux fois plus concentrés que ce qu'indique la réglementation.
Le dimensionnement et le suivi d'un pilote à l'échelle laboratoire ont permis d'évaluer la potentialité de plusieurs milieux végétaux pour le traitement des eaux usées prétraitées. Ils sont comparés à un milieu de référence ayant une efficacité prouvée en traitement des eaux. L'étude des performances épuratoires, pour deux charges volumiques différentes, des différents milieux a été réalisée sur quarante semaines. Cette étude a permis l'élaboration et la mise en place d'un pilote in situ à l'échelle de la maison individuelle.
La démarche de l'analyse de cycle de vie a été appliquée au pilote in situ dans le but d'optimiser le procédé mis en place. De plus, l'ACV a permis d'effectuer une comparaison avec différents procédés existants.

Mots-clés : assainissement non collectif ; eaux usées domestiques ; biofiltration ; analyse multivariées ; analyse de cycle de vie

ABSTRACT

In France, 13 million people are concerned by on-site wastewater treatment (OSWWT). An OSWWT system consists of pretreatment, usually a septic tank, followed by a treatment system. Recent regulatory developments open up a range of possibilities as to possible treatment systems for wastewater treatment. The objective of this thesis is to develop a system of wastewater treatment based on plant biomass from waste of agriculture.
Analytical monitoring of six individual houses allowed the study of the characteristics of the wastewater before and after their entry into the pretreatment system. Waters are characterized by a wide variability from one family to another and from the same house. The organic load per person is treating an average of 60 $gDBO_5.j^{-1}$ for a volume of water discharged 90 $L.j^{-1}$, that to say effluent two times more concentrated than indicated by the regulations.
The design and monitoring of a pilot scale laboratory were used to evaluate the potential of several plant biomass for the treatment of pretreated wastewater. They are compared to a reference medium with proven effectiveness in water treatment. The study of treatment performance for two different volume loads of different backgrounds was performed during forty weeks. This study resulted in the development and implementation of a pilot in situ for single house.
The approach of life cycle analysis has been applied to in situ pilot in order to optimize the process in place. In addition, LCA has to make a comparison with different existing OSWWT.

Keywords: on-site wastewater treatment; domestic wastewater; biofiltration; multivariate analysis; life cycle assessment

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mes trois encadrantes de thèse Mireille MONTREJAUD-VIGNOLES, Claire ALBASI et Caroline SABLAYROLLES d'avoir dirigé mes recherches. Merci pour leur confiance, leur soutien et leur dynamisme au cours de ces trois années.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à Patrice GALLIEN, Directeur de la société ITREN, pour avoir initié ce projet, pour sa confiance et son soutien.

Je tiens aussi à remercier Christian VIGNOLES, Chargé de missions à VEOLIA Eau, pour sa participation active à ces travaux de recherches et son avis éclairé sur les PIA.

J'adresse ma reconnaissance à Monsieur R. MOILLERON et Monsieur C. DAGOT pour avoir accepté d'être les rapporteurs de mon manuscrit et d'avoir jugé ce travail.

J'adresse également mes plus sincères remerciements à Monsieur J.-L. PROBST d'avoir accepté de participé au jury de ma soutenance et de l'avoir présidé.

Je remercie vivement Monsieur B. GABRIELLE pour avoir bien voulu examiner ce travail et participer au jury de ma thèse.

J'adresse également mes sincères remerciements à Gérard VILAREM pour sa contribution lors des différents COPIL de thèse et sa participation au jury de soutenance.

Je remercie Christophe Cambon, Guillaume Busset, Olivier Léon, Julien Pujol, Julie Miquel et Thomas Ducom pour leur aide sur une partie des prélèvements et des analyses.
Merci de tout cœur à Fabien Baillard et Véronique Chabanne leur contribution rigoureuse et efficace à l'avancement de ce travail à l'occasion de leurs stages.

Je remercie le personnel du LCA et du LGC qui m'ont permis de mener à bien mes recherches. Je pense notamment à Emmanuelle Dao, Didier Dangla, Jacques Labadie, Ignace Coghe, Alain Müller, Sylvie Schetrite…
Je remercie également l'ensemble du personnel du LCA et du CATAR-CRITT Agroressources de m'avoir ouvert leur porte en grand. J'ai passé cinq années riches en rencontres et en échanges.

Je remercie Stéphanie Deffontis pour son soutien et nos discussions, surtout les derniers mois. Merci également à Jordan Seira pour sa bonne humeur quotidienne, nos longues discussions et nos fous rires. Mes remerciements vont à Claire Vialle pour son amitié qui a été très importante durant ses trois ans, ses conseils et son soutien. Merci pour tout Claire…

Merci à ma famille et particulièrement à mes parents et ma Camille pour leur soutien et leur présence de tous les instants.

Enfin, je terminerai ces remerciements par toi Julien qui a su me soutenir et me rassurer durant ces trois années. Merci de partager ma vie…

PRODUCTION SCIENTIFIQUE

Articles publiés (4)

A. Breton, C. Vialle, M. Montréjaud-Vignoles, C. Cecutti, C. Vignoles and C. Sablayrolles, **2010**, *Contribution of car, truck, bus and subway wash station discharges to stormwater pollution (Toulouse, France)*, Fresenius Environmental Bulletin, 19 (9a): 1954-1962 WOS

A. Breton, C. Sablayrolles, C. Vignoles and M. Montréjaud-Vignoles, **2010**, *Lauryl Alkylbenzene Sulfonates in the urban water cycle (Toulouse, France)*, Fresenius Environmental Bulletin, 19 (12b):3249-3257 WOS

C. Sablayrolles, **A. Breton**, C. Vialle, C. Vignoles and M. Montréjaud-Vignoles, **2011**, *Priority organic pollutants in the urban water cycle (Toulouse, France)*, Water Science and Technology, 64(3):541-556 WOS

S. Deffontis, **A. Breton**, C. Vialle, M. Montréjaud-Vignoles, C. Vignoles, C. Sablayrolles, **2013**, *Impact of dry weather discharges on annual pollution from a separate storm sewer in Toulouse, France*, Science of the Total Environment, *452-453:394-403* WOS

Article soumis (1)

A. Breton, C. Sablayrolles, C. Albasi, C. Vignoles et M. Montréjaud-Vignoles, **2013**, *Principal component analysis of raw domestic sewage*, *soumis*

Communication orale invitee (1)

A. Breton, C. Sablayrolles, C. Albasi, C. Vignoles and M. Montréjaud-Vignoles, **2012**, *Analysis of the main components of raw domestic wastewater*, CEN (European Committee for Standardization) seminar on raw domestic wastewater, Brussels, Belgium, October 17th.

Protection de création (1)

Dépôt d'une enveloppe SOLEAU enregistrement sous le n° 406826, en date du 09.02.2011

Sommaire général

INTRODUCTION GENERALE....1

PARTIE 1 : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE....5

I EAUX USEES DOMESTIQUES....7
I.1 GENERALITE....7
I.2 CARACTERISTIQUES DES EAUX USEES DOMESTIQUES....8
II SYSTEME D'ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF....15
II.1 TRAITEMENT DES EAUX USEES DOMESTIQUES....15
II.2 PRINCIPE GENERAL DE L'ANC....17
II.3 SYSTEMES DE TRAITEMENTS....19
III CULTURES FIXEES NON IMMERGEES....29
III.1 MECANISMES EPURATOIRES....29
III.2 MATERIAUX....32
IV EVALUATION DE L'EMPREINTE ENVIRONNEMENTALE....44
IV.1 ECO-CONCEPTION ET EVALUATION ENVIRONNEMENTALE....44
IV.2 METHODOLOGIE DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE....46
IV.3 ANALYSE DE SENSIBILITE ET INCERTITUDES....52
IV.4 ETUDES ACV EN TRAITEMENT DES EAUX USEES....55
V CONCLUSION....58

PARTIE 2 : CARACTERISATION DES EAUX USEES DOMESTIQUES EN ANC....61

I INTRODUCTION....63
II MATERIELS ET METHODES....64
II.1 DESCRIPTION DES SITES....64
II.2 PRELEVEMENTS....66
II.3 PARAMETRES ANALYSES....69
II.4 DESCRIPTION STATISTIQUE DES RESULTATS....70
III CARACTERISATION DES EAUX USEES ISSUES D'HABITATION....76
III.1 EAUX USEES DOMESTIQUES D'ENTREE....76
III.2 EAUX USEES DOMESTIQUES PRETRAITEES....94
IV EAU USEE D'ALIMENTATION....102
IV.1 CHOIX DES PARAMETRES DE L'EAU USEE D'ALIMENTATION....102
IV.2 FORMULATION DE L'EAU USEE D'ALIMENTATION....103
IV.3 STABILITE DE L'EAU USEE D'ALIMENTATION....106
V CONCLUSION....109

PARTIE 3 : COMPARAISON DE NOUVEAUX MILIEUX VEGETAUX POUR DES DISPOSITIFS D'ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF : METHODOLOGIE ET RESULTATS 113

I INTRODUCTION 114
II MATERIELS ET METHODES 114
II.1 DISPOSITIF EXPERIMENTAL.....114
II.2 INSTALLATION.....121
II.3 PROTOCOLE OPERATOIRE 123
II.4 OBSERVATION AU CŒUR DES MILIEUX FILTRANTS.....126
II.5 CARACTERISATION DES MILIEUX.....128
III MILIEUX FILTRANTS VEGETAUX 132
III.1 DESCRIPTION DES MILIEUX.....132
III.2 CARACTERISTIQUES DES MILIEUX 135
III.3 EVOLUTION DES MILIEUX 156
III.4 OBSERVATION AU CŒUR DES MILIEUX FILTRANTS.....164
IV ETUDE DES PERFORMANCES EPURATOIRES 180
IV.1 EAU D'ALIMENTATION 180
IV.1 CHARGE VOLUMIQUE ET HYDRAULIQUE 181
IV.2 INFLUENCE DE LA TAILLE DES COPEAUX DE COCO 183
IV.3 PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES.....185
IV.4 PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES.....206
IV.5 CAMPAGNE MICROPOLLUANTS ORGANIQUES.....215
V CONCLUSION 221

PARTIE 4 : EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL 225

I INTRODUCTION 225
II PILOTE A L'ECHELLE DE LA MAISON INDIVIDUELLE 226
II.1 DESCRIPTION DU SYSTEME 226
II.2 ETUDE DU PILOTE IN SITU 229
III EVALUATION ENVIRONNEMENTALE DU PILOTE IN SITU..... 230
III.1 DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP D'ETUDE.....230
III.2 INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE.....233
III.3 EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL 237
III.4 RESULTATS 241
IV COMPARAISON AVEC DES SYSTEMES EXISTANTS 258
IV.1 DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP D'ETUDE.....258
IV.2 INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE.....260
IV.3 EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL 261
IV.4 RESULTATS 261
V CONCLUSION 271

CONCLUSION GENERALE.....273

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....281

ABREVIATIONS.....293

TABLE DES ILLUSTRATIONS.....295

ANNEXES.....303

Introduction générale

Depuis des siècles, l'assainissement est une préoccupation majeure pour des questions de salubrité et de santé. En effet, des éléments constitutifs de réseaux d'égouts ont été découverts dans des ruines de la Rome antique, dont le plus connu la « Cloaca Maxima » traversant le forum. L'assainissement, qui signifie « rendre sain », a alors pour but d'éloigner les rejets liquides et solides issus de la vie humaine afin d'éviter leur contact avec les populations et de limiter les épidémies. La destination finale de ces « égouts » était les cours d'eau qui ont rapidement été contaminés. L'augmentation des densités de population a entraîné une dégradation des milieux aquatiques. Au cours du XXème siècle, la pise de conscience de la dégradation des cours d'eau nécessite la mise en œuvre de nouveaux concepts : l'assainissement ne consiste plus seulement en l'évacuation des rejets mais aussi en leur traitement avec la mise en place de systèmes d'épuration. Plusieurs lois pour la préservation de la ressource en eau ont alors été rédigées, dont la première en 1964 organisant la gestion de l'eau avec la création des Agences de bassin devenues Agences de l'eau.

La Loi sur l'eau de 1992 pose comme principe que « l'eau fait partie du patrimoine commun de la nation. Sa protection, sa mise en valeur et le développement de la ressource utilisable, dans le respect des équilibres naturels, sont d'intérêt général ». La Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) de 2006 actualise les dispositions indiquées dans la Loi sur l'eau de 1992, dans le but d'atteindre le bon état des masses d'eau en 2015. Pour cela, différents moyens, de contrôle et de dépollution des eaux, doivent être mis en place, notamment en matière d'assainissement des eaux usées. Les communes ont alors pour obligation de réaliser un zonage d'assainissement délimitant les zones relevant de l'assainissement collectif et les zones relevant de l'assainissement non collectif (ANC). Le législateur reconnaît par cela l'assainissement non collectif comme un mode d'assainissement à part entière. Dans les zones d'ANC, les communes ont l'obligation d'assurer un contrôle des installations d'ANC via le service d'assainissement non collectif (SPANC).

L'arrêté du 7 septembre 2009 (modifié au 7 mars 2012), abrogeant l'arrêté du 6 mai 1996, fixe les prescriptions techniques applicables aux dispositifs d'ANC. Cette évolution réglementaire permet l'élargissement du panel des techniques autorisées en ANC. En plus de techniques traditionnelles utilisant le sol en place ou reconstitué, une place est laissée aux innovations techniques des dispositifs d'ANC. Ces nouvelles techniques doivent faire l'objet d'une évaluation, par des essais sur plateforme, réalisée par des organismes notifiés, et basée sur la résistance mécanique et les performances épuratoires des dispositifs, qui doivent permettre d'atteindre des valeurs maximales de rejet en matières en suspension (30 mg.L^{-1}) et en demande biologique en oxygène à 5 jours (35 mg.L^{-1}). Si ces nouvelles filières font l'objet d'un agrément réglementaire, l'obtention de données fiables de fonctionnement d'un point de vue technique et scientifique reste délicate.

Dans ce contexte, la société ITREN, le Laboratoire de Chimie Agro-Industrielle (INP/ENSIACET/UMR 1010 INRA) et le Laboratoire de Génie Chimique (INP/ENSIACET/UMR 5503 CNRS) ont mis en commun leurs idées et leurs compétences pour développer un nouveau dispositif compact pour le traitement des eaux usées domestiques. L'originalité de cette étude réside dans l'utilisation de ressources issues de déchets de l'agriculture comme média de filtration pour l'épuration des eaux usées domestiques.

Dans une dynamique de développement durable, l'orientation des recherches vers le développement d'un média filtrant issu de biomasse végétale locale permettrait la valorisation d'une agroressource peu utilisée afin de réduire les contaminations des flux rejetés au milieu naturel et de limiter les impacts en termes d'empreinte environnementale. Ce travail vise à qualifier ce système innovant dans sa globalité, du choix des matériaux filtrants à la détermination des limites et des performances de celui-ci tant d'un point de vue des performances épuratoires que de son impact sur l'environnement.

Pour ce faire, nous proposons une étude en quatre parties, constituant l'ensemble du mémoire :

La première partie présente, tout d'abord, un état de l'art des connaissances sur les dispositifs d'assainissement non collectif. Elle s'attache ensuite à décrire les mécanismes de l'épuration sur culture fixée ainsi que les paramètres caractéristiques des matériaux utilisés actuellement. Enfin, la présentation de l'évaluation des impacts environnementaux appliquée aux systèmes d'épuration des eaux usées est réalisée. Cette étude bibliographique permet de dégager les principaux axes de recherche qui ont guidé ce travail.

La deuxième partie de ce travail porte sur la caractérisation des eaux usées domestiques transitant dans les systèmes d'ANC. Après avoir présenté les campagnes de prélèvements effectuées sur des systèmes d'assainissement installés pour des habitations individuelles, les résultats expérimentaux obtenus sont présentés puis différents outils de traitements statistiques des données sont utilisés pour leur exploitation. Enfin, un influent correspondant au mieux aux caractéristiques des eaux à traiter en assainissement individuel est élaboré et utilisé dans le cadre de notre travail.

La troisième partie est consacrée à la conception et à la caractérisation de dispositifs expérimentaux de biofiltration permettant la comparaison de média filtrants pour des dispositifs d'assainissement non collectif à l'échelle laboratoire. L'objectif est de mettre en évidence les potentialités de la biomasse végétale issue de déchets de l'agriculture et de connaître leur efficacité pour l'épuration des eaux usées domestiques pour les habitations individuelles. La détermination des caractéristiques physiques et chimiques des média utilisés ainsi que le suivi de leurs performances épuratoires dans le temps ont été réalisés.

Enfin, la quatrième partie concerne l'évaluation de l'empreinte environnementale du dispositif développé. Tout d'abord, le pilote mis en place à l'échelle de la maison individuelle est présenté. Une évaluation des impacts environnementaux est, ensuite, réalisée dans une démarche d'éco-conception du procédé de traitement. Puis, une seconde étude compare les performances environnementales du système développé à des filières existantes et agréées.

Partie 1

Synthèse bibliographique

SOMMAIRE DE LA PREMIERE PARTIE

I EAUX USEES DOMESTIQUES 7
I.1 GENERALITE 7
I.2 CARACTERISTIQUES DES EAUX USEES DOMESTIQUES 8
I.2.1 Pollution des eaux usées domestiques 8
I.2.2 Eaux usées d'entrée 10
I.2.3 Eaux usées prétraitées 13
I.2.4 Normes de rejets 15
II SYSTEME D'ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF 15
II.1 TRAITEMENT DES EAUX USEES DOMESTIQUES 15
II.1.1 Systèmes dits collectifs 15
II.1.2 Systèmes dits non collectifs 16
II.2 PRINCIPE GENERAL DE L'ANC 17
II.3 SYSTEMES DE TRAITEMENTS 19
II.3.1 Procédés traditionnels 19
II.3.2 Filtres compacts 21
II.3.3 Microstations 23
II.3.4 Filtres plantés 25
II.3.5 Avantages et inconvénients des différentes filières 27
III CULTURES FIXEES NON IMMERGEES 29
III.1 MECANISMES EPURATOIRES 29
III.1.1 Elimination de la pollution particulaire 29
III.1.2 Elimination de la pollution carbonée 29
III.1.3 Elimination de la pollution azotée 30
III.1.4 Elimination de la pollution phosphorée 31
III.1.5 Elimination des microorganismes 31
III.2 MATERIAUX 32
III.2.1 Matériaux conventionnels 32
III.2.2 Nouveaux matériaux 40
IV EVALUATION DE L'EMPREINTE ENVIRONNEMENTALE 44
IV.1 ECO-CONCEPTION ET EVALUATION ENVIRONNEMENTALE 44
IV.2 METHODOLOGIE DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE 46
IV.2.1 Présentation de l'ACV 47
IV.2.2 Définition des objectifs et champ d'étude 48
IV.2.3 Inventaire de cycle de vie 48
IV.2.4 Evaluation des impacts 49
IV.2.5 Interprétations des résultats 52
IV.3 ANALYSE DE SENSIBILITE ET INCERTITUDES 52
IV.3.1 Sensibilité 52
IV.3.2 Incertitudes 52
IV.4 ETUDES ACV EN TRAITEMENT DES EAUX USEES 55
V CONCLUSION 58

I EAUX USEES DOMESTIQUES

L'activité humaine, qu'elle soit industrielle ou domestique, utilise une importante quantité d'eau que cet usage pollue et qui constitue donc une importante source de contamination du milieu naturel et de la ressource en eau. Afin de préserver cette ressource, il est nécessaire de mettre en place des traitements avant le retour de cette eau à l'environnement. Nous allons nous intéresser ici aux eaux domestiques issues d'habitations isolées et aux types de pollutions générées.

I.1 GENERALITE

Les eaux usées domestiques peuvent être distinguées en deux sous-catégories :

- les eaux vannes, dites « eaux noires », provenant des toilettes ;
- les eaux ménagères, dites « eaux grises », provenant des autres usages de l'eau de la maison tels que la salle de bain ou la cuisine.

En France, le volume journalier d'eau usée rejeté est estimé à 150 L par personne (Demouliere et al., 2012). Les consommations d'eau dans une habitation sont réparties selon différents postes (Figure I- 1).

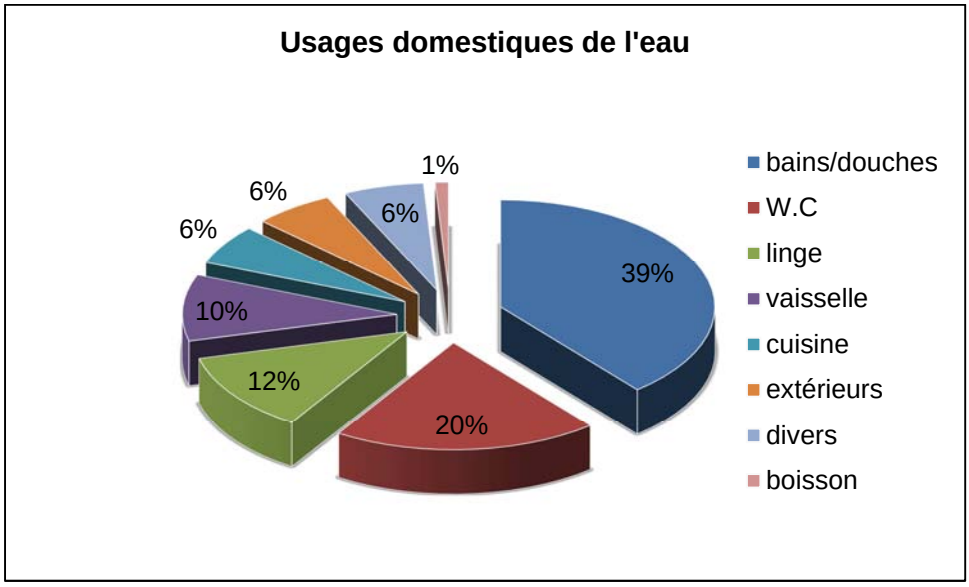


Figure I- 1. Répartition des usages domestique de l'eau (Demouliere et al., 2012)

La composition des eaux usées domestiques dépend des sources de pollution auxquelles elles sont exposées lors de leur utilisation. Les eaux vannes, qui contiennent les fèces, sont caractérisées par une forte charge organique et une forte charge en organismes pathogènes. Les eaux ménagères sont plus abondantes en volume mais sont moins polluées en concentration et moins biodégradables. Elles sont chargées en produits ménagers (détergents, graisses...) ou corporels. Les eaux grises apportent quand même les 2/3 de la quantité totale de matières organiques de l'ensemble des rejets (Godart, 2001). Les différents usages de l'eau introduisent une diversité de la pollution dans les eaux usées domestiques qui doit être traitée.

I.2 CARACTERISTIQUES DES EAUX USEES DOMESTIQUES

Afin de dimensionner correctement les installations d'assainissement (décrites ci-après), il est important de connaitre la composition des eaux usées domestiques entrant sur les systèmes en termes de concentration de la pollution.

I.2.1 Pollution des eaux usées domestiques

Les eaux usées domestiques sont principalement chargées de matières organiques biodégradables ou non et de matières inorganiques.

I.2.1.a La pollution particulaire

Les matières en suspension (MES) sont des particules minérales ou organiques présentes dans les eaux usées domestiques. Les matières en suspension s'accumulent dans le milieu naturel. Elles peuvent former des dépôts sédimentaires importants qui, eux-mêmes, empêchent la croissance des organismes vivants (Cauchi and Vignoles, 2011). Elles augmentent la turbidité de l'eau et induisent une baisse de la transmission de la lumière.

I.2.1.b La pollution carbonée

Dans les eaux usées domestiques, la pollution carbonée est présente sous forme de protéines, de graisses, de sucres, d'urée…(Muttamara, 1996). Elle est principalement composée d'atomes de carbone, d'hydrogène et d'oxygène reliés à d'autres atomes importants comme l'azote, le phosphore...
La matière carbonée est nécessaire dans le milieu naturel pour le développement des organismes vivants. Cependant, une accumulation trop importante de matière carbonée peut conduire à une surconsommation d'oxygène et donc à un appauvrissement du milieu récepteur en oxygène dissous qui entraine une modification des organismes vivants présents (nombre, composition, diversité…).

La matière carbonée d'une eau usée peut être évaluée par deux paramètres (Degrémont, 2005) :

- la Demande Chimique en Oxygène (DCO) ;
- la Demande Biologique en Oxygène en 5 jours (DBO_5).

La DCO correspond à la mesure de toutes les matières oxydables par voie chimique.
La DBO_5 représente la matière carbonée oxydable par voie biologique. Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes présents dans l'eau pour assimiler les matières qu'elle contient.

Le rapport DCO/DBO_5 donne une indication sur la biodégradabilité de la matière carbonée des eaux usées (GLS, 2006) :

- $DCO/DBO_5 < 3$: l'eau usée est considérée comme facilement biodégradable ;
- $DCO/DBO_5 > 3$: l'eau usée est considérée comme difficilement biodégradable.

De manière générale, la pollution générée par l'homme est quantifiée par la notion d'Equivalent-Habitant (EH). L'EH est défini comme étant la charge organique biodégradable ayant une demande biologique en oxygène en cinq jours (DBO_5) de 60 grammes d'oxygène par jour (Directive-91/271/CEE, 1991).

I.2.1.c Pollution azotée

Les eaux usées domestiques comportent une grande part de pollution azotée. Cette pollution est principalement constituée d'azote organique (urée, protéines...) et d'azote ammoniacal (NH_4^+). Le rejet de grande quantité d'azote au milieu naturel entraine une surconsommation d'oxygène et une eutrophisation du milieu récepteur. La pollution azotée peut être évaluée par différentes mesures (Moletta, 2011) :

- l'azote total qui mesure l'ensemble des formes azotées présentes dans l'eau ;
- l'azote Kjeldahl qui mesure l'azote organique et l'azote ammoniacal ;
- l'azote ammoniacal seul ;
- les nitrates.

I.2.1.d Pollution phosphorée

La pollution phosphorée est présente en majeure partie dans les eaux usées domestiques sous forme d'orthophosphates (PO_4^{3-}). La pollution phosphorée provient essentiellement du métabolisme des individus et des produits lessiviels utilisés dans les habitations (Degrémont, 2005). Tout comme la pollution azotée, un rejet excessif de phosphore au milieu naturel entraine une eutrophisation de celui-ci (Gaïd, 2008).

I.2.1.e Paramètres microbiologiques

Les eaux usées domestiques contiennent une forte concentration de microorganismes qui peuvent se révéler pathogènes et entrainer un risque sanitaire. Les microorganismes sont issus principalement des eaux vannes (Le Douarin and Werckmann, 2009). Ce sont principalement des germes entériques témoins de la contamination fécale. Les principaux indicateurs recherchés sont les coliformes totaux, les coliformes fécaux, les *Escherichia Coli* et les entérocoques.

I.2.1.f Autres polluants

D'autres polluants peuvent avoir un impact négatif sur le milieu naturel. En effet, les consommations humaines font que les rejets peuvent être chargés de polluants non pris en compte dans les paramètres de pollution globaux, cités précédemment, mais qui peuvent avoir des effets toxiques importants à faible dose.
On peut citer :

- les tensioactifs présents dans les détergents et agents nettoyants contribuent aussi à l'augmentation de la teneur en phosphate des eaux. Ils peuvent former des mousses susceptibles de concentrer les impuretés et de ralentir le transfert de l'oxygène dans l'eau (formation d'un « film » isolant à l'interface eau/air) (Degrémont, 2005) ;

- les résidus médicamenteux qui peuvent avoir des effets de perturbateurs endocriniens, ou plus généralement des effets écotoxiques ;

- les composés traces organiques (CTO) qui sont des substances prioritaires (phtalates, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), pesticides…) définies par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE-2000/60/CE, 2000).

I.2.2 Eaux usées d'entrée

Les eaux usées d'entrée sont constituées des eaux sortant des habitations avant qu'elles n'entrent dans le système d'assainissement. Le Tableau I- 1 présente les valeurs moyennes de données recensées dans la littérature pour les eaux usées sortant des habitations. Lorsque cela est possible les teneurs minimum et maximum figurent entre parenthèses à côté de la teneur moyenne ainsi que le nombre d'EH. La dernière colonne du tableau présente les teneurs réglementaires issues de l'arrêté du 7 septembre 2009 et du protocole d'évaluation relatifs aux installations d'assainissement non collectif pour des charges < 1,2 $kg.j^{-1}$ DBO_5 (20 EH) (AFSSET, 2009; Arrêté, 2009).

Tableau I- 1. Caractéristiques des eaux usées d'entrée issues de la littérature[1]

Pays	France[2]				France		Chine	Inde	Brésil	Egypte	France (valeurs réglementaires)[3]
EH	< 500	500 à 1000	1000 à 1500	1500 à 2000	Maisons individuelles	2000 à 1000000	Restauration et dortoirs universitaires	Réseau d'évacuation des eaux	Immeuble de bureaux	Immeuble	-
nombre d'installations	1189	1112	565	238	-	-	1	1	1	1	-
nombre de mesures	3188 (bilan 24h)	3536 (bilan 24h)	2336 (bilan 24h)	1215 (bilan 24h)	49 (bilan 24h)	1222 (bilan 24h)	38	-	12	-	-
DCO ($mg.L^{-1}$)	650	650	700	650	1569 (246-5817)	730 (108-11850)	305	1080	1045	960 (743-1180)	800 (600-1000)
DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	250	250	300	250	701 (120-3380)	294 (54-4132)	-	505	449	450 (341-560)	400 (300-500)
NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	60	60	55	50	102 (41-250)	48 (1-147)	37,9	-	-	26,2 (20,1-31,9)	60 (40-80)
MES ($mg.L^{-1}$)	250	300	350	300	583 (67-2300)	345 (57-1914)	79,7	1031	119	295 (200-412)	500 (300-700)
P_T ($mgP.L^{-1}$)	9	9,5	10	9	17 (0-42)	10 (2-205)	7,3	-	47	4,4 (3,2-6,6)	15 (10-20)
pH (-)	-	-	-	-	--		7,2	7,2	6,6	6,6	-
Références	(Mercoiret, 2010)				(Cauchi and Vignoles, 2011)		(Feng et al., 2008)	(Devi and Dahiya, 2008)	(Philippi et al., 1999)	(Nasr and Mikhaeil, 2013)	(Arrêté, 2009) ; (AFSSET, 2009)

[1]Valeurs moyennes (minimum-maximum)
[2]Données estimées à partir de graphiques issus de (Mercoiret, 2010)
[3]Valeurs indiquées dans les textes réglementaires relatifs à l'assainissement non collectif pour des charges < 1,2 $kg.j^{-1}$ DBO_5 (20 EH)

Les données relatives aux concentrations retrouvées dans les eaux usées avant leur entrée dans le système d'assainissement concernent principalement des groupements d'habitations ou des assainissements collectifs. Seule une étude a été recensée pour des habitations individuelles (Cauchi and Vignoles, 2011). Les conditions dans lesquelles le prélèvement d'eau usée d'entrée a été réalisé restent assez vagues (peu de précision sur l'utilisation d'un préleveur ; sur les précautions prises lors du prélèvement…) : certains prélèvements sont ponctuels et d'autres sont réalisés sur des échantillonnages 24 h.

Les teneurs observées pour les différents paramètres sont du même ordre de grandeur quel que soit le nombre d'EH considéré pour des systèmes de type collectif (Mercoiret, 2010; Cauchi and Vignoles, 2011).

Les valeurs moyennes de DCO et DBO_5 observées pour des systèmes d'assainissement allant d'une capacité inférieure à 500 EH jusqu'à 1000000 EH sont inférieures à 750 $mg.L^{-1}$ en DCO et 300 $mg.L^{-1}$ en DBO_5 pour des études menées en France. Les études menées en Inde, au Brésil et en Egypte présentent des teneurs en DBO_5 proches de 500 $mg.L^{-1}$ et proche de 1000 $mg.L^{-1}$ en DCO. Les teneurs moyennes observées pour les maisons individuelles sont environ deux fois supérieures à celles observées pour des assainissements de type collectif en France, et 1,5 fois plus élevées que celles observées pour d'autres pays.

Concernant les teneurs moyennes en MES, les rejets issus de la maison individuelle présentent encore des résultats plus élevés que ceux observés pour des études réalisées sur des assainissements de type collectif en France.

Pour le phosphore et les ions ammonium, la même tendance est observée, les teneurs recensées pour les maisons individuelles sont 1,5 à 2 fois supérieures à celles observées pour des assainissements collectifs en France

Les données recensées indiquent que les eaux usées d'entrée ont une valeur de pH autour de 7.

Les teneurs rapportées dans l'étude de Cauchi and Vignoles (2011) pour les maisons individuelles pour les paramètres DCO, DBO_5 et NH_4^+ sont supérieures à la valeur maximale réglementaire. Pour le phosphore et les MES, les teneurs observées pour les maisons individuelles sont dans la fourchette haute des valeurs réglementaires (AFSSET, 2009; Arrêté, 2009).

Pour ce qui est des données disponibles, les paramètres présentent des teneurs assez variables selon le nombre d'EH arrivant au système d'assainissement et le lieu d'étude. Il semble alors que la composition des eaux usées d'entrée est dépendante du site d'investigation (nombre d'EH ; pays).

I.2.3 Eaux usées prétraitées

Les eaux usées prétraitées sont issues du prétraitement des filières d'assainissement. Ces eaux ont subi une première élimination de la pollution contenue dans les eaux usées d'entrée. Le Tableau I- 2 présente les teneurs moyennes des données recensées dans la littérature pour les eaux usées prétraitées pour des systèmes d'assainissement dits décentralisés. Lorsque cela est possible, les teneurs minimum et maximum figurent entre parenthèses à côté de la teneur moyenne. La dernière colonne du tableau présente les teneurs réglementaires issues de l'arrêté du 7 septembre 2009 et du protocole d'évaluation (AFSSET, 2009; Arrêté, 2009).

Comme pour les eaux usées d'entrée, la plupart des études concernent des habitations regroupées. De plus, les modes d'échantillonnage des eaux usées prétraitées sont là encore assez flous.

Les teneurs moyennes en DCO, MES et DBO_5 observées dans la littérature pour les eaux usées prétraitées sont comprises dans les gammes de concentration des valeurs réglementaires. Les teneurs maximales et minimales observées en DCO, MES et DBO_5 pour des études aux Etats-Unis et en Turquie montrent qu'il y a une grande variabilité des concentrations rencontrées (Ayaz and Akca, 2001; Lowe and Siegrist, 2008).

Pour les paramètres azotés et le phosphore, les teneurs observées dans la littérature sont situées dans les valeurs indiquées dans le protocole d'évaluation des installations d'ANC (AFSSET, 2009).

Certaines études présentaient des teneurs pour quelques paramètres microbiologiques. Les eaux usées issues du prétraitement sont encore chargées d'une quantité importante de coliformes totaux et fécaux, de l'ordre de 10^3 à 10^6 n/100mL (Viraraghavan and Rana, 1991; Talbot et al., 1996; Chabaud, 2007; Lowe and Siegrist, 2008).

Peu d'études se sont intéressées à la composition des eaux usées domestiques à traiter dans les systèmes d'assainissement pour les maisons individuelles, que ce soit en amont ou en aval du système de prétraitement. Cependant, il est important de caractériser les eaux entrant sur chaque étape de ce type de dispositifs lorsque l'on veut dimensionner ou développer un système d'assainissement adapté aux pollutions issues d'habitation individuelle transitant dans ce type de procédé.

Les valeurs répertoriées ici serviront de base de comparaison pour la suite de ce travail.

Tableau I- 2. Caractéristiques des eaux usées prétraitées issues de la littérature[1]

Pays	France	Canada	Turquie	Etats-Unis	Pologne	Canada	Brésil	Pays Nordiques[2]	France[3] (valeurs réglementaires)
EH	-	4	Campus	Immeuble familial	5	-	Immeuble de bureaux	-	
nombre d'installation	2	1	1	1	1	4	1	8	
nombre de mesures	19	44	-	-	14-36	18	12	-	-
DCO ($mg.L^{-1}$)	290	381 (251-630)	630	284 (46-799)	-	362 (266-493)	695	-	200-600
DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	231	222 (141-421)	-	188 (30-463)	71,7	191 (131-281)	306	56-405	100-350
N_T ($mgN.L^{-1}$)	66	-	-	89,3 (12-404)	46,6	56,6 (36,5-87,9)	212	45-132	35-100
NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	71	-	84	60,2 (17,6-149,6)	33,2	44,5 (26,3-71,7)	-	44-132	30-80
NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	2,9	-	-	2,3 (0,3-9)	-	-	-	-	-
MES ($mg.L^{-1}$)	99	134 (51-290)	530	33 (8-170)	33,4	58 (40-86)	180	42-105	40-150
P_T ($mgP.L^{-1}$)		11 (5,2-17,1)	-	-	-	7,4 (4,9-11,2)	41	7-27	4-20
pH (-)	7,5	- (7,1-8,5)	-	- (6,7-7,6)	7,3	-	6,2	-	-
Coliformes totaux (n/100 mL)	$6,7.10^4$ ($1,0.10^4$–$1,1.10^5$)	$1,12.10^6$ (3.10^4–$2,4.10^6$)	-	-	-	-	-	-	-
Coliformes fécaux (n/100 mL)	$2,4.10^4$ ($1,7.10^3$–$5,4.10^4$)	$1,83.10^5$ ($1,1.10^4$–$5,1.10^6$)	-	$6,6.10^4$ (1.10^3–$1,7.10^6$)	-	$7,4.10^5$ ($1,8.10^5$–$3,1.10^6$)	-	-	-
Références	(Chabaud, 2007)	(Viraraghavan and Rana, 1991)	(Ayaz and Akca, 2001)	(Lowe and Siegrist, 2008)	(Spychala and Blazejewski, 2003)	(Talbot et al., 1996)	(Philippi et al., 1999)	(Jenssen et al., 2010)	(Arrêté, 2009) (AFSSET, 2009)

[1]Valeurs moyennes (minimum-maximum)
[2]Les gammes de teneurs indiquées sont les teneurs minimum et maximum relevées pour les 8 installations étudiées (Norvège, Danemark, Finlande, Suède)
[3]Valeurs indiquées dans les textes réglementaires relatifs à l'assainissement non collectif pour des charges < 1,2 $kg.j^{-1}$ DBO_5 (20 EH)

I.2.4 Normes de rejets

Le traitement de la pollution des eaux usées doit permettre de rejeter au milieu naturel une eau de qualité conforme avec la réglementation. Le Tableau I- 3 présente les valeurs seuils réglementaires pour les eaux rejetées au milieu naturel par les systèmes d'assainissement (Arrêté, 1998, 2007, 2009). Il est à préciser que les valeurs de rejet reglementaires pour le traitement d'une charge de pollution organique < 1,2 $kg.j^{-1}$ de DBO_5 ne sont indiquées que pour les filières faisant l'objet d'un agrément (détaillées dans les paragraphes suivants).

Tableau I- 3. Normes de rejets des eaux issues les systèmes d'assainissement

		Paramètres			
		DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)	
Valeurs réglementaires pour le rejet	Charge de pollution organique < 1,2 $kg.j^{-1}$ de DBO_5 (< 20 EH) – filières faisant l'objet d'un agrément	-	35	30	(Arrêté, 2009)
	Charge de pollution organique < 120 $kg.j^{-1}$ de DBO_5 (< 2000 EH)	-	35	-	(Arrêté, 2007)
	Charge de pollution organique > 120 $kg.j^{-1}$ de DBO_5 (> 2000 EH)	125	25	35	(Arrêté, 1998) (Arrêté, 2007)

II SYSTEME D'ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF

En France, l'assainissement des eaux usées est soumis au zonage d'assainissement qui définit des zones d'assainissement dit collectif et des zones d'assainissement dit non collectif.

II.1 TRAITEMENT DES EAUX USEES DOMESTIQUES

II.1.1 Systèmes dits collectifs

En France, la majeure partie des eaux domestiques sont traitées dans des stations d'épuration (STEP) collectives. En 2008, 82 % des logements étaient raccordés au réseau d'assainissement collectif dont 3/4 des installations (STEP) correspondent à une population < 2 000 EH (Demouliere et al., 2012).

Les traitements collectifs sont constitués d'un réseau de collecte desservant plusieurs habitations et acheminant les eaux usées domestiques (avec parfois un mélange avec les eaux pluviales) vers une station d'épuration. Les eaux traitées par la STEP sont ensuite rejetées au milieu naturel.

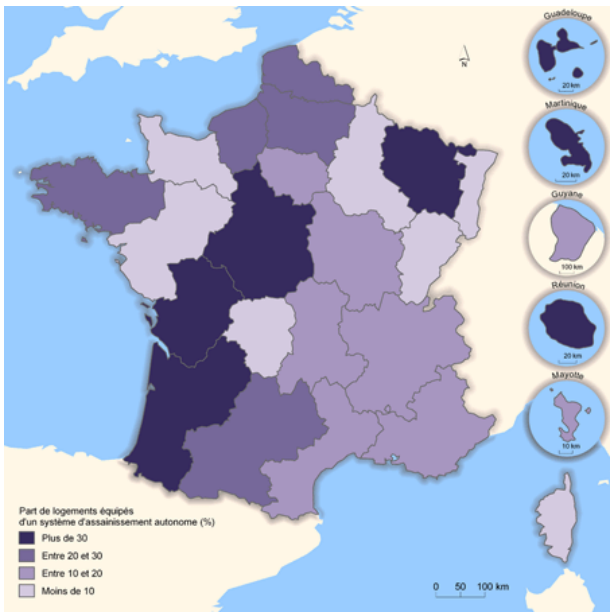
II.1.2 Systèmes dits non collectifs

Le mode d'assainissement collectif n'est pas toujours techniquement possible ou n'est pas raisonnable sur un plan technico-économique. Un autre mode d'assainissement est donc utilisé : l'assainissement non collectif (ANC).
L'assainissement non collectif est défini comme étant « *toute installation d'assainissement assurant la collecte, le transport, le traitement et l'évacuation des eaux usées domestiques ou assimilées au titre de l'article R. 214-5 du code de l'environnement des immeubles ou parties d'immeubles non raccordés à un réseau public de collecte des eaux usées.* » (Arrêté, 2009). En France, l'assainissement non collectif concerne 12 millions de personnes, soit environ 5 millions d'installations, réparties à travers toute la France (Figure I- 2). Ce type de technologies concerne plus particulièrement les zones rurales où l'habitat est dispersé.
Deux cas sont distingués dans la réglementation française :

- les dispositifs recevant une charge polluante ≤ 1,2 kg.j^{-1} de DBO_5, soit de capacité inférieure à 20 EH. Ils sont régis par l'Arrêté du 7 septembre 2009 modifié par l'Arrêté du 7 mars 2012.
- les dispositifs recevant une charge polluante > 1,2 kg.j^{-1} de DBO_5, soit de capacité supérieure à 20 EH. Ils sont régis par l'Arrêté du 22 juin 2007.

Les dispositifs recevant une charge supérieure à 1,2 kg.j^{-1} de DBO_5 peuvent faire appel à la fois à des technologies issues de l'assainissement dit collectif et des technologies issues de l'ANC de capacité ≤ 20 EH avec une extension des ouvrages (Alexandre et al., 1998).

Dans le cadre de cette thèse, les dispositifs d'assainissement de capacité inférieure ou égale à 20 EH seront abordés et plus précisément les technologies mises en place à l'échelle de la maison individuelle. Par la suite, ce type d'assainissement sera nommé assainissement non collectif (ANC).
Plusieurs procédés d'assainissement peuvent être mis en place, les plus répandus sont un prétraitement des eaux suivi d'un traitement par le sol en place ou un sol reconstitué. Une présentation plus détaillée des différents procédés d'assainissement pouvant être mis en place est réalisée dans la suite de ce chapitre.



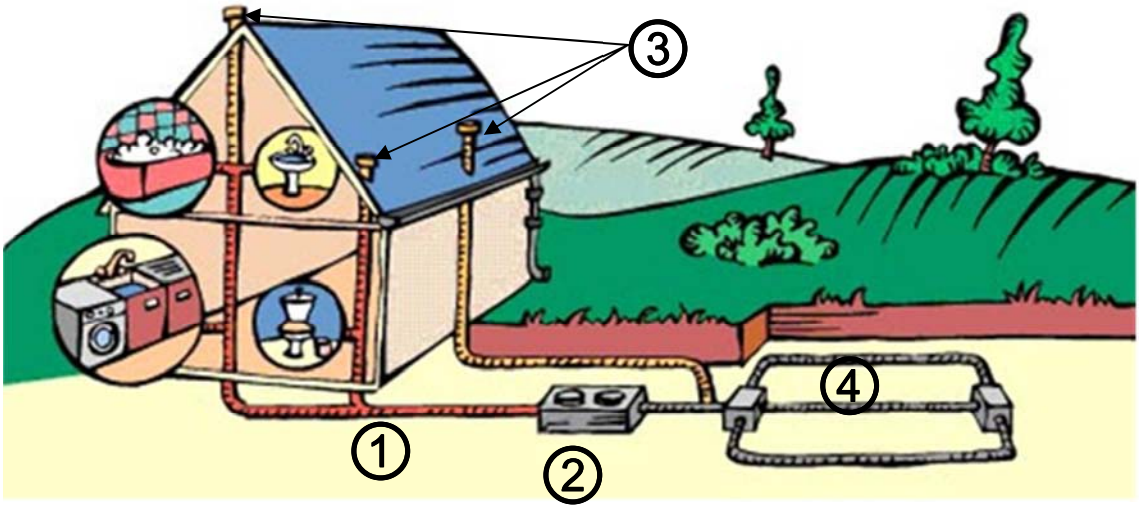
Source : http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr
SOeS-SSP, Enquête Eau 2008

Figure I- 2. Part de logements équipés d'un système d'assainissement non collectif

II.2 PRINCIPE GENERAL DE L'ANC

Un système d'assainissement non collectif est composé de quatre parties (Figure I- 3) :

- le réseau de collecte (1)
- le prétraitement (2)
- la ventilation (3)
- le traitement (4)



Source : Source : http://www.charmes-sur-rhone.fr/?Assainissement-non-collectif

Figure I- 3. Schéma de principe d'une installation d'assainissement non collectif

Le réseau de collecte permet de collecter toutes les eaux issues des usages de la maison (toilettes, douches, cuisines...). Ce réseau achemine les eaux usées domestiques, eaux vannes et eaux ménagères, vers le dispositif de prétraitement-traitement. Les eaux pluviales ne doivent pas être collectées par ce réseau d'acheminement des eaux usées domestiques.

Le prétraitement est composé d'une fosse toutes eaux qui permet de récolter l'ensemble des eaux usées de la maison (Figure I- 4). Elle effectue une première élimination de la pollution rejetée et permet d'éviter le colmatage trop rapide du système de traitement situé en aval. Afin de limiter le colmatage du réseau de collecte par les graisses, la fosse toutes eaux doit être installée à proximité de la maison.
Elle assure une double fonction (Philip et al., 2008; Bouteldja, 2009; CLCV, 2011) :

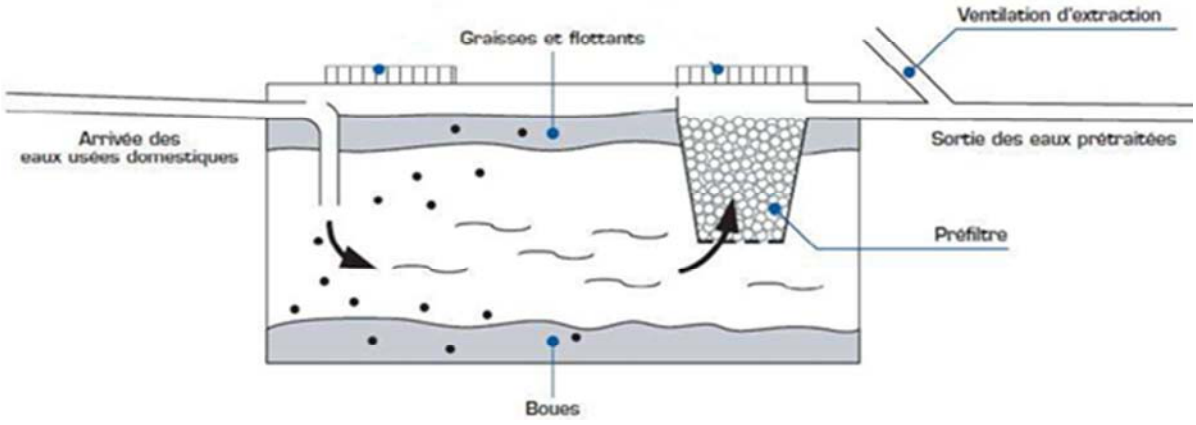
- physique : par décantation des matières solides et par flottation des graisses (chapeau). La décantation permet aux particules les plus lourdes de sédimenter en fond de cuve et de former un lit de boue.
- biologique : par liquéfaction et gazéification des matières organiques solides.

La fosse permet la liquéfaction du lit de boue par digestion anaérobie. Les microorganismes anaérobies présents naturellement dans la fosse effectuent les transformations de la matière organique. La digestion anaérobie est composée de quatre étapes (Degrémont, 2005; Chabaud, 2007; Philip et al., 2008; Kone-Diallo, 2011) :

- l'hydrolyse durant laquelle les molécules organiques complexes sont transformées en molécules organiques simples. L'hydrolyse permet notamment la transformation des composés azotés en ions ammonium, constituant ainsi la majeure partie de la pollution azotée à épurer au niveau du traitement (point n°4 de la Figure I- 3) ;

- l'acidogénèse transforme ensuite ces molécules en alcools et acides organiques, et dégage de l'hydrogène et du gaz carbonique ;
- l'acétogénèse transforme alors les acides gras formés en précurseur du méthane ;
- la méthanogénèse aboutit enfin à la production de méthane.

Les boues accumulées en fond de fosse doivent être régulièrement vidangées afin de ne pas nuire au système de traitement en aval. De plus, les fosses sont équipées de préfiltres permettant de piéger les grosses particules pouvant s'échapper de la fosse.



Source : http://www.spanc-sar.com/images/fosse.jpg

Figure I- 4. Schéma d'une fosse toutes eaux

Les rendements épuratoires (en masse) en sortie de fosse toutes eaux sont d'environ 50 % pour la DCO, 75 % pour les MES, moins de 10 % pour les paramètres azotés, 50 % pour les paramètres phosphorés et l'abattement des microorganismes est négligeable (Lakel, 2005; Rolland, 2009). Le prétraitement permet de transformer 80 % de l'azote organique en ammonium (NH_4^+) (Philip et al., 2008). Le prétraitement permet donc une première élimination de la pollution des eaux, mais elle est insuffisante pour un rejet direct. La fosse toutes eaux est donc suivie d'un système de traitement permettant de continuer l'épuration des eaux usées domestiques prétraitées.
La ventilation permet l'évacuation des gaz produits (méthane et de sulfure d'hydrogène) lors de la digestion anaérobie dans la fosse afin que les gaz ne remontent pas dans les canalisations ou endommagent le système (point n°3 de la Figure I- 3). Elle est composée d'une ventilation primaire qui permet une entrée d'air en amont de la fosse permettant que les siphons ne se désamorcent pas, et d'une ventilation secondaire (sortie d'air) équipée d'un extracteur qui permet l'évacuation des gaz générés dans la fosse toutes eaux. Ces deux ventilations doivent être situées au niveau du toit de la maison (point haut de l'habitation).

Le système de traitement doit permettre l'épuration des eaux, afin que l'eau en sortie de la filière ait un niveau de qualité physico-chimique et microbiologique acceptable pour le milieu naturel. Le rejet des eaux usées domestiques traitées doit se faire prioritairement par infiltration dans le sol, si la perméabilité de celui-ci le permet. Si le sol ne permet pas une infiltration des eaux, elles peuvent être rejetées au milieu hydraulique superficiel, via des rivières ou fossés permanents. Les eaux usées domestiques traitées peuvent également être réutilisées pour l'irrigation souterraine dans la parcelle des végétaux non destinés à la consommation humaine (Arrêté, 2009). Le rejet au milieu superficiel et la réutilisation des eaux usées domestiques traitées doivent faire l'objet d'une autorisation de la commune.

II.3 SYSTEMES DE TRAITEMENTS

Plusieurs types de procédés peuvent être utilisés dans les systèmes de traitement pour l'ANC : les filières dites « traditionnelles » et les nouvelles filières. Les nouvelles filières font l'objet d'une évaluation de leurs performances épuratoires et des risques engendrés sur la santé et l'environnement par un organisme notifié définie par l'arrêté du 7 septembre 2009 (Arrêté, 2009). Plusieurs filières commerciales ont reçu l'agrément et peuvent donc être installées. Les procédés ayant fait l'objet d'une évaluation et ayant reçu un agrément peuvent être classés en trois grandes familles :

- les filtres compacts ;
- les microstations ;
- les filtres plantés.

Les installation faisant l'objet d'une procédure d'agrément doivent permettre de respecter les valeurs seuils de rejet présentées dans le Tableau I- 3 (Arrêté, 2009).

Les différents types de procédés sont décrits dans les paragraphes suivants, puis une comparaison des avantages et inconvénients des 4 grands types de procédés (procédés traditionnels + nouveaux) est présentée.

II.3.1 Procédés traditionnels

Les filières traditionnelles favorisent l'épuration des eaux usées domestiques prétraitées par le sol en place ou par un sol reconstitué (Arrêté, 2009). Ce type de procédé (culture bactérienne fixée non immergée) est caractérisé par la présence concomitante de l'oxygène de l'air et des constituants de l'eau dans le sol (Lakel, 2005). Cela favorise le développement de bactéries permettant la dégradation des polluants contenus dans l'eau. La percolation des eaux sur le substrat permet une filtration de celle-ci et une rétention des matières en suspension.

Les procédés utilisent le sol en place ou un sol reconstitué selon la nature du sol, notamment de sa perméabilité, et des contraintes du terrain :

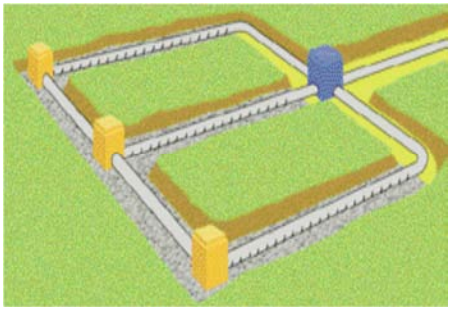
- *Tranchées et lits d'épandage à faible profondeur* sont installés lorsque le sol en place est suffisamment perméable (Figure I- 5- A et B). Ce type de traitement consiste à acheminer l'eau prétraitée à l'aide de canalisations perforées à faible profondeur dans le sol. Des tranchées gravillonnées horizontales sont alors réalisées afin de permettre une infiltration lente des eaux dans le sol. Lorsque les tranchées ne sont pas réalisables (sol sableux), une fouille unique à fond horizontal gravillonnée est réalisée.

- *Lit filtrant vertical non drainé* est installé lorsque le sol est trop perméable, il y a alors un risque que les eaux prétraitées ne séjournent pas assez longtemps dans le sol pour être traitées correctement et elles pourraient contaminer les nappes souterraines (Figure I- 5- C). Le sol en place est alors substitué par du sable dont la capacité épuratoire est plus importante que celle du sol en place par la rétention plus grande de son lit.

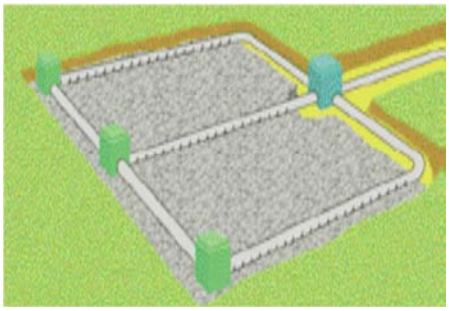
- *Lit filtrant vertical drainé* est installé lorsque le sol n'est pas assez perméable (Figure I- 5- D). Le système est alors le même que pour le lit filtrant vertical non drainé mais les eaux traitées sont ensuite collectées pour être drainées vers un exutoire.

- *Tertre d'infiltration* est installé lorsqu'une nappe phréatique est présente à faible profondeur et présente un risque d'inondation du système de traitement (Figure I- 5- E). Le principe est le même que celui du lit filtrant vertical non drainé mais le massif de sable est surélevé par rapport au terrain naturel.

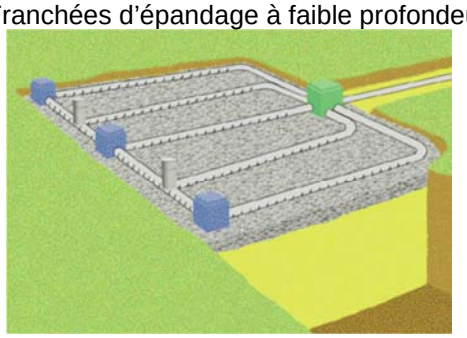
Ces types de procédés peuvent être alimentés en eaux prétraitées de façon gravitaire ou à l'aide d'une pompe (obligatoire pour le tertre d'infiltration). Le système d'alimentation gravitaire nécessite un dimensionnement du procédé de traitement plus important que celui alimenté avec une pompe car la répartition des eaux au niveau du dispositif entraine des surcharges locales avec une alimentation gravitaire.



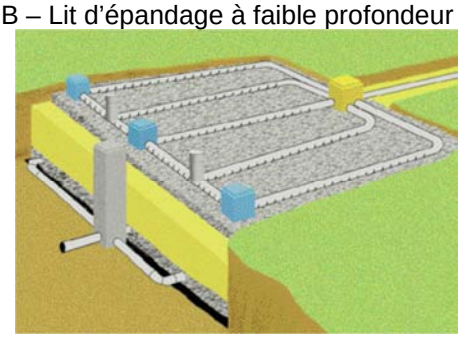
A – Tranchées d'épandage à faible profondeur



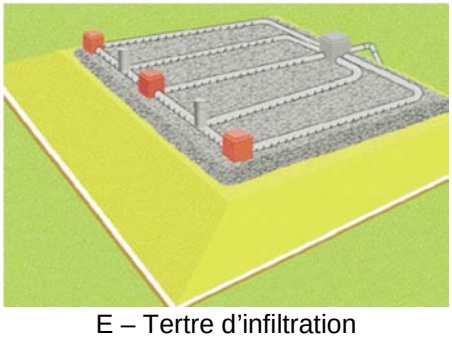
B – Lit d'épandage à faible profondeur



C – Lit filtrant vertical non drainé



D – Lit filtrant vertical drainé



E – Tertre d'infiltration

Source : : http://www.terrassement-lherondelle.com/assainissement-autonome.php

Figure I- 5. Procédés classiques de traitement

II.3.2 Filtres compacts

Les filtres compacts, aussi appelés massifs filtrants, fonctionnent sur un système de filtration biologique utilisant un milieu filtrant poreux. Ces filières font partie des filières à cultures bactériennes fixées non immergées, comme les filières classiques.

Ce type de filière nécessite en général en amont l'utilisation d'une fosse toutes eaux. L'épuration des eaux usées domestiques prétraitées est effectuée par les bactéries qui se développent au sein du milieu filtrant, l'aération du milieu est effectuée naturellement grâce à la porosité du matériau et à l'agencement du matériau dans le filtre (Cauchi and Vignoles, 2011). Le développement bactérien se fait sur le support solide offert par le milieu grâce aux bactéries et micro-organismes présents dans l'eau à épurer (Berland, 2012). Ces systèmes sont composés, en général, d'une cuve contenant le garnissage (milieu filtrant) et du système de répartition de l'eau dans cette cuve.

L'alimentation en eaux usées domestiques prétraitées est séquentielle ce qui permet après ruissellement d'une masse d'eau sur le milieu, une phase d'aération naturelle. Ces systèmes peuvent être alimentés gravitairement ou par pompage (Cauchi and Vignoles, 2011). Différents systèmes de répartition des eaux prétraitées à la surface des milieux peuvent être envisagés : augets basculants et plaques de répartition, drains perforés...

Les matériaux de garnissage peuvent être de différentes natures : minérale (zéolithe, laine de roche), organique (tourbe, copeaux de coco…) ou encore synthétique (géotextiles). Différents procédés de traitement compacts sont présentés dans les paragraphes suivants.
Les matériaux utilisés sont choisis pour leur grande capacité à laisser se développer la biomasse épuratrice (Degrémont, 2005). La biomasse épuratrice se développe dans la porosité inter et intragranulaire des matériaux. Les mécanismes épuratoires mis en jeu dans ce type de procédé sont présentés dans le paragraphe III de ce chapitre.

II.3.2.a Filtres compacts à base de zéolites

La zéolite est un matériau poreux de type minéral. Différents types de zéolites existent et le plus utilisé dans les massifs filtrants à base de zéolite est la chabazite. Le massif filtrant de zéolite est contenu dans une coque étanche située en aval de la fosse toutes eaux (Figure I-6). Deux granulométries différentes du matériau sont utilisées : la plus grossière en surface et la plus fine en profondeur (Arrêté, 2009).

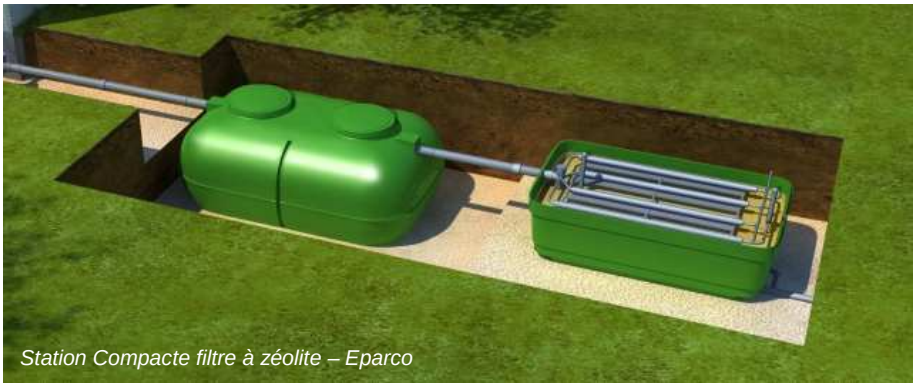
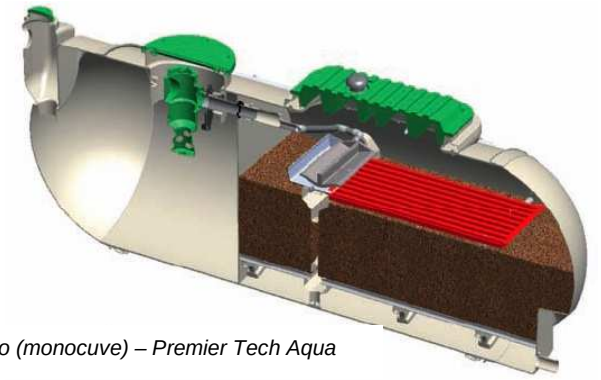


Figure I- 6. Exemple de procédé compact à base de zéolite (Eparco, 2008)

II.3.2.b Filtres compacts à base de copeaux de coco

Le procédé repose sur la percolation de l'eau en sortie de fosse toutes eaux au travers d'un massif filtrant composé de copeaux de coco calibrés. Ces procédés peuvent être en système monocuve (Figure I- 7), où le prétraitement et le traitement sont dans une même cuve, où en système double cuve. Les eaux sont réparties à la surface du filtre par un auget basculant mono ou bidirectionnel et à l'aide de plaques de répartition rainurées et perforées. Le milieu filtrant doit être renouvelé tous les 10 ans environ (PTA, 2011).



Filière Epurflo (monocuve) – Premier Tech Aqua

Figure I- 7. Exemple de procédé compact à base de fibres de coco (PTA, 2011)

II.3.2.c Filtres compacts à base de laine de roche

La laine de roche est un matériau minéral à base de roche d'origine volcanique. Le procédé repose sur la percolation de l'eau en sortie de fosse au travers d'un massif filtrant composé de différents lits de laine de roche de granulométries différentes (Figure I- 8). Les eaux sont réparties à la surface du massif filtrant par des rampes de dispersion. L'eau prétraitée percole au travers d'un premier étage de matériau filtrant de deux granulométries différentes. L'eau traverse ensuite une zone de ré-aération composée d'un garnissage plastique permettant de recharger l'eau en oxygène. L'eau ainsi ré-oxygénée traverse un nouvel étage de laine de roche. Le média filtrant est à renouveler tous les 10 ans environ (Biorock, 2012).

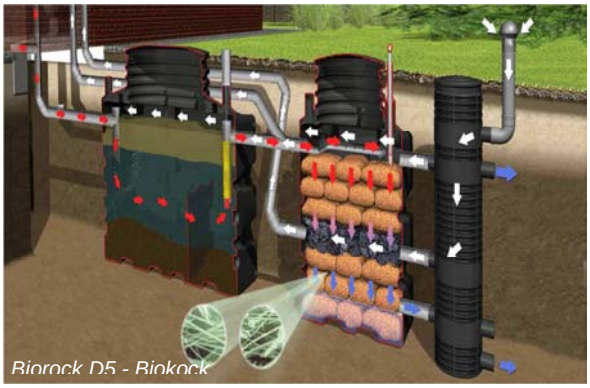


Figure I- 8. Exemple de procédés compacts à base de laine de roche (Biorock, 2012)

II.3.2.d Filtres compacts à base de géotextile

L'eau usée passe à travers des modules mettant en œuvre une ou plusieurs couches de géotextiles suivant des configurations différentes disposées sur un lit de sable (Figure I- 9). Les géotextiles sont définis comme des produits textiles à base de fibres polymères se présentant sous forme de nappes perméables, souples, résistantes et filtrantes, utilisés au contact du sol (Lambert, 2000). Le géotextile mis en place sert de support au développement des microorganismes permettant l'épuration. La disposition du géotextile est telle qu'elle facilite l'aération de façon à favoriser le développement des microorganismes aérobies.



Pack Septodiffuseur – Sebico



Conduite Enviro-Septic – DBO Expert

Figure I- 9. Exemples de procédés compacts à base de géotextile (DBO-Expert, 2010; Sebico, 2011)

II.3.3 Microstations

Les microstations sont des procédés qui mettent en œuvre à la fois le prétraitement et le traitement. Il n'y a donc pas besoin d'installer une fosse toutes eaux en amont de la microstation. Ces dispositifs nécessitent un apport énergétique électrique afin de faire fonctionner l'unité de traitement. Plusieurs types de microstations existent et sont décrites ci-dessous.

II.3.3.a Cultures libres

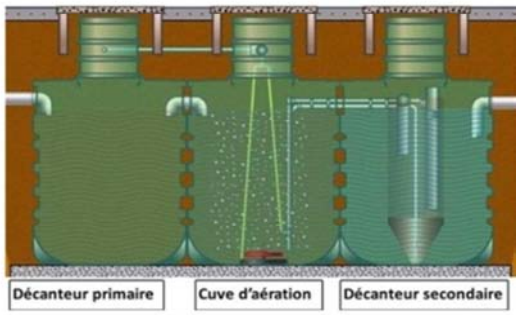
Les microstations à cultures libres (Figure I- 10) reposent sur le principe de la boue activée et font appel au procédé d'épuration biologique des eaux usées. A l'aide d'une aération forcée, le développement des micro-organismes présents naturellement dans l'eau est intensifié.

Ces systèmes sont en général composés de trois compartiments (Jullian, 2010) :

- un décanteur primaire : son rôle est de réaliser le prétraitement à la place de la fosse toutes eaux ;
- un bassin d'aération : les boues activées se forment sous l'action d'une aération forcée. Les boues sont maintenues en suspension permettant leur contact avec l'eau à traiter ;
- un clarificateur (décanteur secondaire) : il permet la décantation des matières en suspension. Une partie des boues décantées peut être recirculée vers le bassin d'aération.



Aquatec VFL - Aquatec
1: Chambres de prétraitement
2: Bassin d'aération
3: Clarificateur



Opur SuperCompact 3 – Boralit

Figure I- 10. Exemples de microstations à cultures libres (Boralit, 2011; Aquatec, 2012)

II.3.3.b Réacteur Biologique Séquentiel (SBR)

Le système SBR fonctionne sur le même principe que l'épuration dite à « boue activée ». La différence réside dans le nombre de cuve nécessaire à la réalisation du traitement de l'eau. La décantation primaire reste commune aux deux procédés. La différence se fait au niveau du bassin d'aération. Dans le système SBR (Figure I- 11), les étapes d'aération et de clarification se déroulent dans une même cuve. Le traitement s'effectue par cycles comprenant plusieurs phases :

- les eaux usées issues du décanteur primaire arrivent dans la cuve d'aération/décantation ;
- une phase d'aération a lieu où les bactéries sont enrichies en O_2 (activées) et peuvent ainsi dégrader la pollution ;
- une phase de décantation est réalisée dans le compartiment d'aération/décantation, séparant ainsi les boues de l'eau traitée.

Une fois les eaux traitées évacuées, les boues retournent dans le décanteur primaire.



Klaro Quick – Graf



Inno Clean – Kessel AG

Figure I- 11. Exemples de microstations SBR (Graf, 2013 ; Kessel, 2013)

II.3.3.c Cultures fixées

Les microstations à cultures fixées (Figure I- 12) ont un principe de fonctionnement semblable à celui des microstations à cultures libres. La différence réside dans le fait que la biomasse épuratrice se développe sur un support solide fixe ou en suspension dans le bassin d'aération. Deux types de cultures fixées existent :

- les cultures immergées : les supports du développement bactérien sont en permanence immergés dans l'eau à traiter. Le type de support varie d'un point de vue forme, treillis tubulaire ou sphères creuses, et d'un point de vue du matériau utilisé. Il est nécessaire d'avoir une alimentation forcée en oxygène régulière ;
- les cultures semi-immergées : les procédés à cultures semi-immergées font appel à la technologie par disque rotatif. La biomasse épuratrice se développe sur un ensemble de disque qui tourne au sein du système. En tournant, les disques sont immergés puis émergés, ce qui procure à la biomasse des périodes de contact avec l'eau à épurer et des phases d'aération naturelle.



Delphin Compact – Delphin Water Systems



BioDisc – Kingspan Environmental

Figure I- 12. Exemples de microstations à culture fixées (Delphin, 2011; Kingspan, 2012)

II.3.4 Filtres plantés

Les filtres plantés mettent en jeu les phénomènes d'épuration biologique sur un massif de sables et graviers sur lequel sont plantés des végétaux favorisant l'épuration des eaux. Ce type de procédé utilise les plantes pour améliorer l'épuration des eaux usées domestiques d'entrée ou prétraitées.

II.3.4.a Fonctionnement des filtres plantés

Les procédés à filtre planté agréés pour l'assainissement non collectif individuel sont des filtres qui combinent deux types d'écoulements (Figure I- 13) :

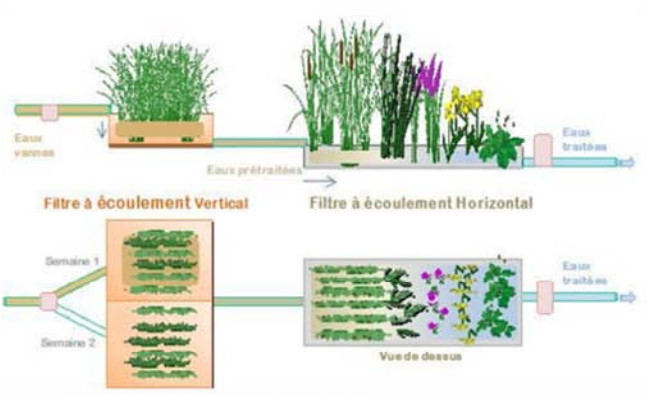
- *l'écoulement vertical* : les eaux usées domestiques percolent verticalement au sein du filtre, la biomasse épuratrice se développe sur le réseau racinaire des végétaux et sur le support. Ces massifs ont pour rôle une filtration des eaux usées domestiques permettant la rétention des MES en surface ainsi que la dégradation biologique par la biomasse bactérienne aérobie qui s'y développe (Molle, 2003; Daloz, 2007). Les eaux acheminées sur le filtre peuvent être les eaux usées domestiques d'entrée ou prétraitées et l'alimentation du filtre se fait en surface du massif filtrant par bâchées ;

- *l'écoulement horizontal* : les filtres plantés à écoulement horizontal sont des procédés saturés en eau avec une alimentation en continue, ils jouent le rôle de traitement secondaire. Plus sensible au colmatage que les filtres à écoulement vertical, ils sont nécessairement alimentés par des eaux préalablement débarrassées de leurs matières en suspension (Poulet et al., 2004; Daloz, 2007; Kone-Diallo, 2011). L'aération du milieu résulte de l'apport en oxygène du réseau racinaire sur le massif. L'épuration des eaux se fait alors principalement à proximité des racines des végétaux. La diffusion limitée de l'oxygène conduit à une prépondérance des mécanismes épuratoires anoxiques voire anaérobies dans les traitements secondaires (Aquatiris, 2011).

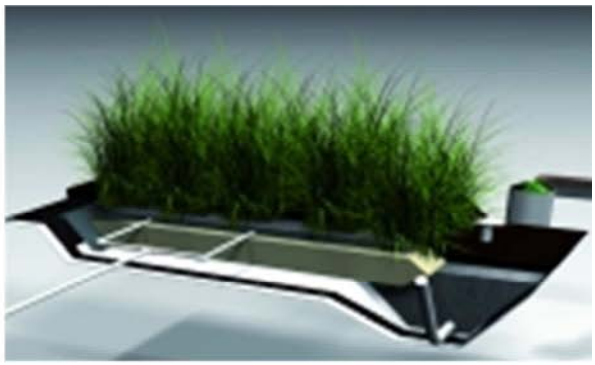
Ces dispositifs nécessitent la mise en place de protections afin d'éviter tout contact accidentel avec les eaux usées domestiques d'entrée ou prétraitées (Arrêté, 2009).

II.3.4.b Rôle des plantes

Les végétaux utilisés sont des macrophytes, qui sont des plantes aquatiques visibles à l'œil nu. Les macrophytes utilisés sont en général des roseaux.
Ces plantes disposent d'un système racinaire très dense qui améliore l'oxygénation des filtres, limite le colmatage des surfaces filtrantes et permet d'accroître la surface de fixation pour le développement des microorganismes (Molle, 2003; Poulet et al., 2004; CNIDE and CNFME, 2008).



Jardi-assainissement – Aquatiris



AutoEpure – Epur Nature

Figure I- 13. Exemples de filtres plantés (Aquatiris, 2011; Epur-Nature, 2012)

II.3.5 Avantages et inconvénients des différentes filières

La nouvelle règlementation en ANC permet d'envisager des filières de traitement autres que celles utilisant le sol en place ou reconstitué (filières classiques). En plus des filières classiques, sont donc disponibles trois grands types de traitement : les filières compactes, les microstations et les filtres plantés. Le Tableau I- 4 présente un comparatif des avantages et inconvénients de chaque type de filière, ainsi qu'un prix public minimum pour chaque type d'installation (Guide, 2012).

Une installation d'ANC doit être techniquement fiable tout en étant peu contraignante pour le particulier. De plus en plus, la filière d'ANC doit pouvoir être installée sur des petites parcelles et doit pouvoir s'adapter aux absences prolongées des habitants. Ces critères sont à prendre en compte lors de la conception et du choix des installations d'ANC.

Le Tableau I- 4 montre que les filières classiques peuvent être utilisées en intermittence mais qu'elles nécessitent une grande emprise au sol et des travaux lorsque la filière est colmatée.
Concernant les filières compactes, elles peuvent aussi fonctionner en intermittence et leur emprise au sol est nettement diminuée par rapport à une filière classique. Dans le cas des filières à fibres de coco ou laine de roche, un entretien annuel est préconisé. Le matériau filtrant est renouvelable ; il n'y a donc pas besoin de démonter toute la filière lorsque celle-ci est colmatée.
Pour les filières classiques et compactes, une fosse toutes eaux est nécessaire en amont de la filière. Cette fosse doit être régulièrement vidangée (tous les 4 ans environ) pour conserver ces capacités d'élimination.
Les microstations présentent une emprise au sol encore plus restreinte qu'une filière compacte. Cependant, leur utilisation nécessite une aération source d'une consommation électrique. De plus, ce type de filière n'est pas compatible avec un fonctionnement intermittent. Les microstations ne nécessitent pas l'installation d'une fosse toutes eaux. En revanche, le compartiment effectuant le prétraitement des eaux doit être vidangé plus régulièrement qu'une fosse toutes eaux classique puisque la taille du compartiment est plus restreinte (Guide, 2012).
Les filtres plantés présentent l'avantage d'être intégrés dans le paysage. Leur emprise au sol est plus importante que pour une filière compacte ou une microstation mais reste inférieure à 100 m². Ce type de système nécessite néanmoins un entretien régulier des végétaux (faucardage annuel) et un curage des boues formées dans le massif de végétaux.

Une installation d'ANC doit être techniquement fiable tout en étant peu contraignante pour le particulier. De plus en plus, la filière d'ANC doit pouvoir être installée sur des petites parcelles et doit pouvoir s'adapter aux absences prolongées des habitants.
Les filières d'assainissement non collectif pour l'habitation individuelle répondant au mieux aux critères énoncés sont les filières dites compactes à massif filtrant renouvelable.

Tableau I- 4. Comparatif des différentes filières de traitement (inspiré de (Guide, 2012))

Type de filières de traitement		Fosse toutes eaux en amont	Avantages	Inconvénients	Prix installation*
Classique	sol	Avec (vidange tous les 4 ans)	✓ Coût de fonctionnement faible ✓ Fonctionnement intermittent possible	✓ Emprise au sol > 100 m² ✓ Si colmatage, nouveaux travaux à prévoir	A partir de 5 000 € HT
	sable	Avec (vidange tous les 4 ans)	✓ Coût de fonctionnement faible ✓ Fonctionnement intermittent possible	✓ Emprise au sol > 40 m² ✓ Si colmatage, nouveaux travaux à prévoir	A partir de 6 000 € HT
Compacte	zéolite ou géotextile	Avec (vidange tous les 4 ans)	✓ Coût de fonctionnement faible ✓ Fonctionnement intermittent possible ✓ Emprise au sol < 20 m²	✓ Si colmatage, nouveaux travaux à prévoir ✓ Consommation électrique si poste de relevage nécessaire	A partir de 7 500 € HT
	fibres de coco ou laine de roche	Avec (vidange tous les 4 ans)	✓ Emprise au sol < 20 m² ✓ Fonctionnement intermittent possible ✓ Matériau renouvelable sans terrassement et recyclable	✓ Coût du renouvellement matériau (tous les 6 à 10 ans selon le média filtrant) ✓ Entretien annuel ✓ Consommation électrique si poste de relevage nécessaire	
Microstation		Sans	✓ Emprise au sol < 10 m²	✓ Consommation électrique pour l'aération ✓ Ne fonctionne pas en intermittence ✓ Vidange plus fréquente qu'une fosse classique ✓ Entretien annuel	A partir de 6 000 € HT
Filtre planté		Avec (vidange tous les 4 ans) ou Sans	✓ Pas de consommation électrique (sauf si poste de relevage) ✓ Intégration paysagère ✓ 20 m² < Emprise au sol < 100 m² ✓ Fonctionnement intermittent possible	✓ Faucardage des végétaux annuel ✓ Curage des boues	A partir de 7 000 € HT

*Prix indicatifs : http://fosse-septique-toutes-eaux.mon-assainissement.fr/comparaison_cout_prix.html

III CULTURES FIXEES NON IMMERGEES

III.1 MECANISMES EPURATOIRES

Dans les procédés à culture fixée non-immergée, l'épuration des eaux usées se fait par infiltration-percolation. Lorsque l'eau percole au travers du massif filtrant, une biomasse épuratrice se développe sur la surface du matériau filtrant formant alors un biofilm. Le biofilm est constitué de cellules de microorganismes (bactéries, protozoaires, champignons...) adhérés les uns aux autres, d'exopolymères et d'eau fixés sur le support de développement de la biomasse (Chabaud, 2007).

III.1.1 Elimination de la pollution particulaire

L'élimination des MES, dont la plus grande partie est organique (Philip et al., 2008), se fait par rétention mécanique à la surface ou à l'intérieur du massif filtrant. Les matières les plus grossières sont capturées en surface du filtre et les particules les plus fines sont retenues dans la masse (Menoret, 2001). Ce processus est surtout lié à la taille des pores et à la structure du matériau (Berland, 2012). Cette rétention des MES dans le massif filtrant conduit à une accumulation de celles-ci notamment en surface, appelée couche colmatante. Cette couche de surface est biologiquement active et est en permanence « entretenue » par les microorganismes présents dans le milieu (Philip et al., 2008).

III.1.2 Elimination de la pollution carbonée

La matière carbonée (MC) qui percole au travers du massif est retenue puis dégradée par les microorganismes en présence d'oxygène. La dégradation de la matière carbonée par les bactéries, principalement hétérotrophes (qui utilisent de la matière organique déjà existante), s'accompagne d'une consommation d'azote et de phosphore nécessaire à leur croissance. Lors de la dégradation de la matière carbonée, il y a libération de CO_2 et d'eau.

La dégradation de la pollution carbonée se fait en plusieurs étapes (Equation I- 1) (Boeglin, 1998; Kone-Diallo, 2011) :

- la matière carbonée est adsorbée puis absorbée par les cellules bactériennes ;
- les matières fixées subissent une oxydation biochimique et une dégradation enzymatique (catabolisme). Cette opération fournit l'énergie nécessaire à la synthèse cellulaire et à la multiplication des micro-organismes (anabolisme) ;
- l'autodestruction de la matière cellulaire (respiration endogène).

Equation I- 1. Dégradation de la pollution carbonée

Catabolisme

$MC + O_2 + microorganismes \rightarrow CO_2 + H_2O + énergie$

Anabolisme

$MC + O_2 + microorganismes + énergie \rightarrow C_5H_7O_2N (biomasse) + CO_2 + H_2O$

Respiration endogène

$C_5H_7O_2N (biomasse) + 5O_2 \rightarrow 5CO_2 + 2H_2O + NO_3^- + boues\ en\ excès$

La dégradation de la matière carbonée consomme une grande quantité d'oxygène, ce qui nécessite d'avoir une bonne oxygénation du massif. Ainsi, l'hydraulique du système est un facteur important de la dégradation de la matière carbonée, elle doit permettre un temps de contact suffisant entre la biomasse épuratrice et l'eau à traiter, ainsi qu'un transfert de O_2 adapté (Menoret, 2001; Bouteldja, 2009).

Cette dégradation de la matière carbonée va permettre aux microorganismes, présents dans le biofilm, de se développer et de coloniser peu à peu tout le massif. Le développement de cette biomasse bactérienne permettant la dégradation de la pollution au sein du massif filtrant conduit à la croissance du biofilm qui peut s'avérer colmatant et entrainer une surcharge hydraulique. Le développement du biofilm doit donc être contrôlé : une alternance de phase d'alimentation et de repos doit être réalisée. La phase de repos permet de réduire la biomasse par utilisation directe des réserves cellulaires (respiration endogène) (Menoret, 2001).

III.1.3 Elimination de la pollution azotée

L'élimination de l'azote s'effectue par nitrification de l'azote ammoniacal (NH_4^+), qui est l'espèce azotée la plus abondante dans les eaux usées domestiques prétraitées.

Une partie de l'azote ammoniacal est éliminée par assimilation : utilisation de l'azote ammoniacal pour la synthèse cellulaire. La part d'azote éliminée par le phénomène d'assimilation est d'environ 5 % de la DBO_5 éliminée (GIS-BIOSTEP and Canler, 2004). Une autre part est transformée, en présence d'oxygène, en nitrates par des bactéries nitrifiantes. Cette réaction ne peut avoir lieu qu'en présence d'oxygène dans le massif. Les nitrates peuvent ensuite être transformés en azote gazeux par dénitrification, laquelle se déroule en absence d'oxygène (anoxie). Pour une élimination de l'azote, il faut que les deux modes de respiration puissent exister au sein du massif de filtration.

En plus de l'assimilation, la dégradation de la pollution azotée s'effectue donc en deux étapes (Equation I- 2) (Boeglin, 1998; Degrémont, 2005; Chabaud, 2007) :

- la nitrification de l'azote ammoniacal par un processus en deux étapes : la nitritation puis la nitratation. Ces deux processus sont effectués par des bactéries aérobies différentes ;
- la dénitrification : transformation de l'azote nitrique en azote gazeux.

Equation I- 2. Elimination de la pollution azotée

Nitrification

$2\ NH_4^+ + 3\ O_2 \rightarrow 2\ NO_2^- + 4\ H^+ + 2\ H_2O$ (nitritation)

$2\ NO_2^- + O_2 \rightarrow 2\ NO_3^-$ (nitratation)

Dénitrification

$C_{10}H_{19}O_3N + 10\ NO_3^- \rightarrow 5\ N_2 + 10\ CO_2 + 3\ H_2O + NH_3 + 10\ OH^-$

La transformation de l'azote ammoniacal en azote nitrique dépend de la quantité d'oxygène disponible au sein du massif. Cette oxydation est réalisée par des bactéries autotrophes, qui sont capables de se multiplier en utilisant la matière minérale comme unique source de carbone et d'azote.
La dénitrification se produit en l'absence d'oxygène (condition d'anoxie) par des bactéries hétérotrophes aérobies qui utilisent l'oxygène des nitrates comme accepteurs d'électrons (Degrémont, 2005; Kone-Diallo, 2011). Les zones d'anoxies peuvent exister dans le massif en profondeur ou dans les zones colmatées (Chabaud, 2007). La dénitrification nécessite une teneur en carbone organique suffisante (Boeglin, 1998).

III.1.4 Elimination de la pollution phosphorée

Le phosphore présent dans les eaux usées domestiques prétraitées se trouve principalement sous la forme d'orthophosphates (85%) et de phosphore organique (Philip et al., 2008). Comme pour la pollution azotée, une partie du phosphore est utilisée pour la croissance bactérienne (assimilation) (Deronzier and Choubert, 2004). Il peut être éliminé par d'autres mécanismes : l'immobilisation biologique, l'adsorption et la précipitation (Bourdon, 2005; Berland, 2012).

III.1.5 Elimination des microorganismes

Les microorganismes sont éliminés en deux phases : la filtration (phénomène physique) et l'adsorption (phénomène biologique) (Berland, 2012), puis éventuellement lise et consommation cryptique.
La filtration permet la rétention des microorganismes à travers des pores plus petits que les microorganismes, c'est un processus purement mécanique.
Le mécanisme d'adsorption met en jeu des forces attractives et répulsives entre les microorganismes et le milieu. Les caractéristiques de surface déterminent les interactions entre microorganismes et particules du milieu. L'adsorption est un processus en deux étapes :

- l'attachement réversible : le détachement est alors possible sous l'influence de la vitesse de l'eau ou de sa composition ;
- l'attachement irréversible ou adhésion, qui dépend du temps de contact entre les microorganismes et les particules de milieu et de la mise en place d'interactions fortes.

Les mécanismes d'épuration combinent des processus physiques, chimiques et biologiques (Stevik et al., 1999a; Stevik et al., 1999b; Ausland et al., 2002). Plusieurs facteurs abiotiques (pH, température, taille de particules, charge hydraulique…) ou biotiques (différentes espèces, prédation…) peuvent influencer la survie des microorganismes (Stevik et al., 2004; Chabaud, 2007; Berland, 2012). Par exemple, des pH autour de 3-4 ont un effet négatif sur la survie des microorganismes dans le sol.

III.2 MATERIAUX

III.2.1 Matériaux conventionnels

Différents matériaux peuvent être utilisés comme support pour la filtration biologique sur milieux poreux. Les supports utilisés actuellement pour l'ANC des maisons individuelles sont le sol en place, le sable, la fibre de coco ...
Les paragraphes suivants présentent les caractéristiques physiques pouvant influer sur l'épuration de l'eau au sein du massif de filtration et des grandeurs caractéristiques des matériaux utilisés en ANC et leurs protocoles d'évaluation.

III.2.1.a Granulométrie

L'étude granulométrique permet la caractérisation de la distribution dimensionnelle d'un matériau. Ce paramètre joue un rôle direct sur les performances épuratoires au sein du massif filtrant. En effet, une granulométrie trop fine accélérera les phénomènes de colmatage et une granulométrie trop grande ne permettra pas un temps de contact suffisant entre les particules de milieu et la pollution à éliminer.

Pour la détermination granulométrique des sols ou des sables, les méthodes par tamisage sont les plus employées. Les normes associées sont :

- NF ISO 2591-1 : « Tamisages de contrôle »
- NF P 94-056 : « Sols : Reconnaissance et essais – Analyse granulométrique »
- NF EN 933-1 : « Essais pour déterminer les caractéristiques géométriques des granulats – Partie 1 » (utilisée pour les sables (DTU-64.1, 2007))

L'étude granulométrique est ensuite exploitée selon plusieurs paramètres :

- le diamètre moyen D_{50} : ouverture du tamis telle que 50 % des particules, en masse, ont un diamètre supérieur et 50 % un diamètre inférieur ;
- la taille effective D_{10} : ouverture de maille laissant passer 10 % en poids de l'échantillon soumis à l'analyse. Elle donne une indication sur les particules les plus fines ;
- la diversité D_{60}: ouverture de maille laissant passer 60 % en poids de l'échantillon soumis à l'analyse ;
- le coefficient d'uniformité (Cu), nombre sans dimension, est égal au quotient du D_{60} par le D_{10}. Ce coefficient donne une indication quant à l'homogénéité granulométrique de la prise d'essai.

Pour les sols, les différentes classes granulométriques permettent d'en définir la texture :

- particules de diamètre inférieur à 2 µm : argiles ;
- particules de diamètre compris entre 2 et 50 µm : limons ;
- particules de diamètre compris entre 50 et 200 µm : sables fins ;
- particules de diamètre compris entre 200 µm et 2 mm : sables grossiers ;
- particules de diamètre compris entre 2 et 20 mm : graviers.

L'analyse granulométrique donne une indication sur la capacité d'infiltration de l'eau par le sol : un sol argileux est un milieu imperméable et mal aéré, et, au contraire, un sol sableux est un sol bien aéré.

Dans le cas de l'épuration de l'eau par un sol reconstitué (sable), le DTU 64.1 (2007) indique que le sable doit être lavé de façon à éliminer les fines (<80 µm) et que sa courbe granulométrique doit s'inscrire dans le fuseau présenté en Figure I- 14.

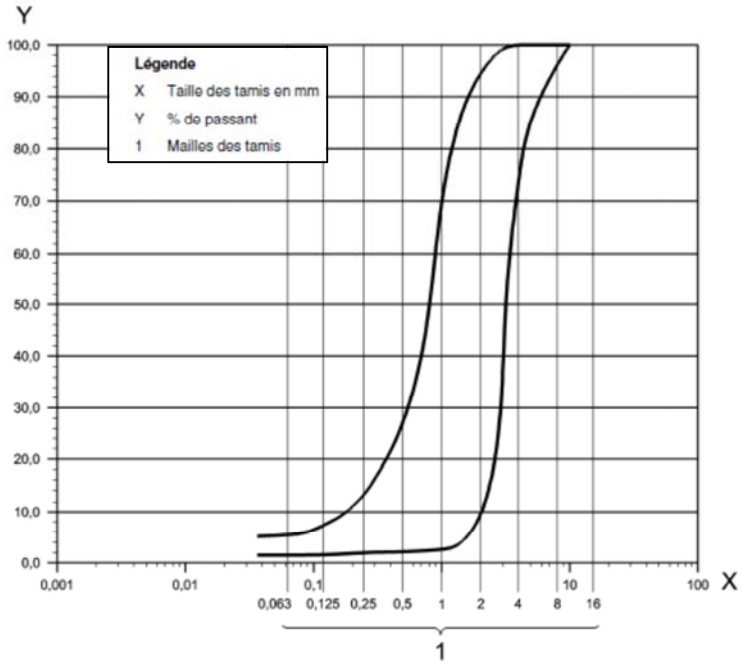


Figure I- 14. Fuseau granulométrique des sables – DTU 64.1 (2007)

Le Tableau I- 5 présente les tailles caractéristiques de matériaux conventionnels utilisés pour l'assainissement des eaux usées domestiques recensées dans la littérature.

Tableau I- 5. Tailles caractéristiques des matériaux conventionnels en ANC

Matériau	Taille de particules (mm)	Référence
Zéolite (2 couches)	2 à 5 (en surface)	(Arrêté, 2009)
	0,5 à 2 (en profondeur)	
Gravier	2 à 5	(Menoret, 2001)
Pouzzolane	3 à 7	
Sable	0,83 à 3,68	(Chabaud, 2007)
Laine de roche	10 à 20	(Biorock, 2012)

III.2.1.b Coefficient de perméabilité

La perméabilité d'un matériau correspond à son aptitude à se laisser traverser par un fluide de référence sous l'effet d'un gradient de pression. Elle exprime la capacité d'un matériau poreux à l'infiltration. En général, l'approche de la perméabilité se fait par la détermination du coefficient de perméabilité, aussi appelé conductivité hydraulique à saturation (K_s). La mesure de perméabilité est réalisée par une expérimentation qui permet l'application de la loi de Darcy (Equation I- 3).

Equation I- 3. Loi de Darcy

$$Q = A \times K_s \times \frac{\Delta H}{L}$$

Q : Débit observé ($m^3.L^{-1}$) ; A : Section de la colonne (m^2)

K_s : Coefficient de perméabilité ($m.s^{-1}$) ; ΔH : Perte de charge (m) ; L : Longueur de l'échantillon (m)

Le coefficient de perméabilité d'un sol ou d'un sable peut être déterminé en laboratoire par différentes méthodes :

- *Mesure à charge constante* pour les sols à forte perméabilité (Figure I- 15- A) (Magnan, 1999; Mermoud, 2006) : Les essais à charge constante imposent une différence de charge Δh constante entre les deux extrémités d'une éprouvette de sol ou de sable d'épaisseur L et de section A. On mesure le débit d'eau Q qui traverse l'éprouvette, ce qui permet de calculer le coefficient de perméabilité à l'aide de la relation suivante : $K_s = QxL / Ax\Delta h$;

- *Mesure à charge variable* pour les sols à faible perméabilité (Figure I- 15- B) (Magnan, 1999) : l'écoulement à travers l'éprouvette de sol ou de sable de l'eau contenue dans un long tube de faible section a est observé. A mesure que l'eau traverse l'éprouvette, la différence de charge entre les deux extrémités et la vitesse d'écoulement diminuent, jusqu'à tendre vers un état d'équilibre. La valeur de K_s peut être calculée à partir des valeurs de la hauteur d'eau dans le tube pour deux temps t_0 et t_1 : $K_s = (axL/Ax(t_1-t_0))xln(\Delta h_0/\Delta h_1)$.

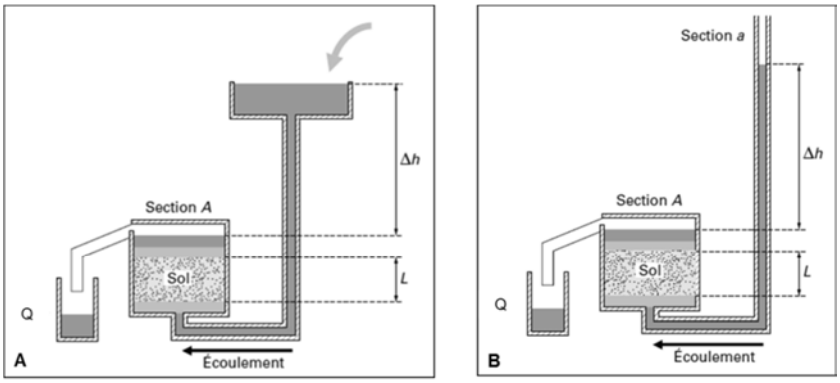


Figure I- 15. Schéma de principe du perméamètre (Magnan, 1999) :
A - Charge constante ; B - Charge variable

- *Test d'infiltration de Grant* (pour les sables) (Bourserie et al., 2001): Le sable à tester est mis en place sur une hauteur d'environ 20 cm, par couches de 4 à 6 cm qui sont progressivement imbibées d'eau, sans perturber la surface afin que le sable se tasse uniformément sur toute la hauteur. La hauteur exacte de sable introduit H_s (en m) est mesurée précisément à posteriori. On sature le sable en eau par plusieurs apports de 500 mL en notant le temps d'infiltration (t_i) jusqu'à stabilisation en conditions saturées. Cinq mesures de temps d'infiltration (t_i) sont effectuées. Leur moyenne représente le temps de Grant (t_g). Le coefficient de perméabilité est alors calculé : $K_s = 0{,}0553/t_g$.

Le coefficient de perméabilité d'un sol peut aussi être déterminé in situ, par des méthodes telles que :

- *la méthode de Porchet* : elle consiste à creuser un trou dans un sol, puis à le saturer d'eau pendant un certain temps (Chataignon 2006; Philip et al., 2008; Bec et al., 2012). Ensuite, le niveau d'eau est maintenu constant dans ce trou (en continuant à y verser de l'eau) et le volume d'eau qui s'infiltre dans le sol, pendant un certain temps est mesuré. Cet essai est utilisé pour mesurer l'aptitude d'un sol à infiltrer l'eau dans le cadre du DTU 64.1 (2007). La valeur du coefficient de perméabilité est donnée par : K_s =Q/S (Q : débit d'eau infiltrée, S : surface développée (surface paroi mouillée + surface du fond du trou)) ;

- *la méthode de Guelph* : elle consiste à maintenir le niveau d'eau constant dans un trou cylindrique par un dispositif de Mariotte. Le volume consommé est alors mesuré, ce qui permet de calculer le coefficient de perméabilité (Mermoud, 2006; Bec et al., 2012).

Dans le cas d'un sol stratifié horizontalement en plusieurs couches avec un écoulement vertical, le coefficient de perméabilité équivalent peut se calculer selon l'Equation I- 4 (Magnan, 1999; Mermoud, 2006; Lagacé, 2012).

Equation I- 4. Calcul du coefficient de perméabilité équivalent

$$K_e = \frac{\sum L_i}{\sum \frac{L_i}{K_i}}$$

K_e : Coefficient de perméabilité équivalent ; L_i : Longueur de la couche i ;
K_i : Coefficient de perméabilité de la couche i

Le Tableau I- 6 présente les ordres de grandeur des coefficients de perméabilité pour les sols et les matériaux utilisés en ANC issus de la littérature.

Tableau I- 6. Coefficient de perméabilité des matériaux conventionnels en ANC

Matériau		K_s ($m.s^{-1}$)	Référence
Sol	Très grande perméabilité	$10^{-4} < K_s$	(Calvet, 2003)
	Grande perméabilité	$10^{-5} < K_s < 10^{-4}$	
	Perméabilité moyenne	$10^{-6} < K_s < 10^{-5}$	
	Petite perméabilité	$10^{-7} < K_s < 10^{-6}$	
	Très petite perméabilité	$K_s < 10^{-7}$	
Gravier		7.10^{-2}	(Menoret, 2001)
Pouzzolane		7.10^{-2}	
Sol (limon sablo-argileux)		$2,3.10^{-5}$	(Chabaud, 2007)
Sable		$4,3.10^{-4}$	
Sable fin		$1,2.10^{-3}$	(Rolland, 2009)
Sable intermédiaire		$4,5.10^{-3}$	
Sable grossier		7.10^{-3}	
Copeaux de coco		3.10^{-2} à 8.10^{-2}	(Avis-Technique, 2008)

Si un sol présente un coefficient de perméabilité trop élevé, le temps de contact entre l'eau usée et le matériau sera insuffisant pour assurer une épuration correcte. Au contraire, un sol ou un matériau poreux insuffisamment perméable engendrera des saturations en eau (Calvet, 2003).

Les copeaux de coco présentent le coefficient de perméabilité le plus élevé avec le gravier et la pouzzolane (Menoret, 2001; Avis-Technique, 2008). Ces coefficients sont supérieurs au coefficient de perméabilité correspondant au type de sol considéré comme très perméable, ce qui indique que la capacité d'infiltration est grande.

III.2.1.c Porosité

La porosité conditionne la circulation de l'eau et de l'air. Elle permet donc l'aération et la rétention d'eau. Deux types de porosités peuvent être considérés (Figure I- 16) (Saleh and Guigon, 2009) :

- *la porosité interparticulaire* ε, qui est la porosité du lit de particule ;
- *la porosité intraparticulaire* χ, qui est la porosité d'une particule.

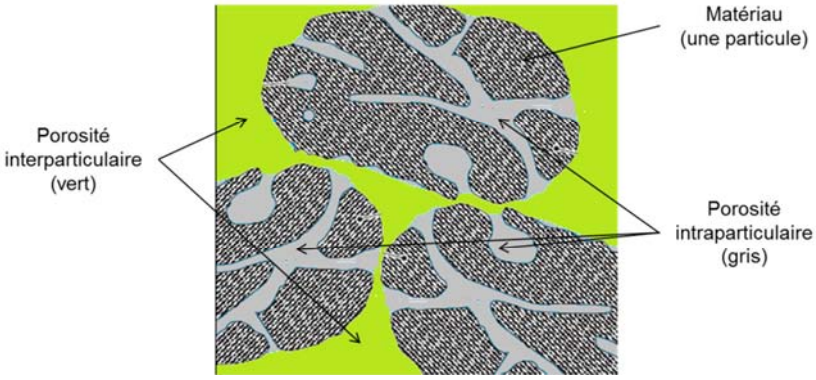


Figure I- 16. Différentes porosités du matériau

Les deux types de porosités sont liés par l'Equation I- 5. Les masses volumiques utilisées dans cette équation sont définies dans le paragraphe suivant.

Equation I- 5. Détermination de la porosité interparticulaire

$$\varepsilon = 1 - \frac{\mu_v}{\mu_r \times (1-\chi)}$$

μ_v : Masse volumique vrac ; μ_r : Masse volumique réelle ; χ : Porosité intraparticulaire

Pour un sol, la porosité est étroitement liée à sa texture. Le Tableau I- 7 présente les différentes valeurs de porosités interparticulaires rencontrées pour des matériaux conventionnels utilisés en ANC.

Tableau I- 7. Porosités des matériaux conventionnels en ANC

Matériau	ε (%)	Référence
Gravier	72 %	(Menoret, 2001)
Pouzzolane	54 %	
Sol (limon sablo-argileux)	52,9	(Chabaud, 2007)
Sable	32,2	
Sable fin	37	(Rolland, 2009)
Sable intermédiaire	40	
Sable grossier	46	
Copeaux de coco	75 à 95	(Avis-Technique, 2008)

Pour ce paramètre aussi, les copeaux de coco et le gravier présentent les porosités interparticulaires les plus élevées (Menoret, 2001; Avis-Technique, 2008).

III.2.1.d Masse volumique

Pour un matériau poreux, plusieurs masses volumiques peuvent être déterminées ou calculées (Saleh and Guigon, 2009) :

- *la masse volumique réelle du matériau (une particule)* μ_r, qui est la masse volumique réelle du matériau constitutif des particules solides (rapport entre la masse d'une particule et son volume réel) ;

- *la masse volumique apparente du matériau (une particule)* μ_{app}, qui est définie comme le rapport entre sa masse et son volume total apparent défini par son enveloppe géométrique (somme du volume poreux et du volume de solide) ;

- *la masse volumique vrac du lit de matériau non tassé* μ_v, qui correspond à la masse volumique apparente d'une couche de particules (rapport entre la masse et le volume total de la couche).

La Figure I- 17 illustre les différents volumes étudiés pour la détermination des masses volumiques.

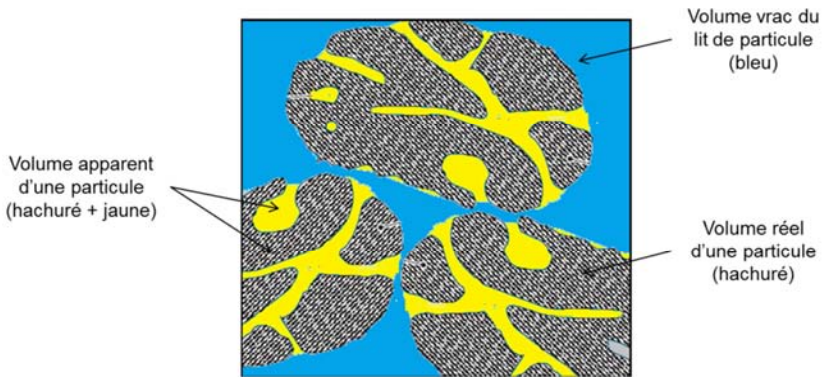


Figure I- 17. Différents volumes du matériau

La masse volumique apparente d'une particule et la masse volumique réelle de la particule sont liées par l'Equation I- 6.

Equation I- 6. Détermination de la masse volumique apparente

$$\mu_{app} = (1 - \chi) \times \mu_r$$

χ : Porosité intraparticulaire du matériau ; μ_r : Masse volumique réelle

Le Tableau I- 8 présente les masses volumiques vracs observées dans la littérature pour des matériaux conventionnels.

Tableau I- 8. Masses volumiques vracs des matériaux conventionnels en ANC

Matériau	μ_v (g.cm^{-3})	Référence
Gravier	1,38	(Menoret, 2001)
Pouzzolane	0,98	
Sol (limon sablo-argileux)	1,23	(Chabaud, 2007)
Sable	2,07	
Sable fin	1,52	(Rolland, 2009)
Sable intermédiaire	1,67	
Sable grossier	1,62	
Copeaux de coco	0,06 à 0,14	(Avis-Technique, 2008)

Les copeaux de coco et la pouzzolane présentent les masses volumiques vracs les plus faibles, ce qui est cohérent avec les valeurs de porosité observées (Menoret, 2001; Avis-Technique, 2008).

III.2.1.e Temps de séjour hydraulique

L'efficacité de l'épuration est étroitement liée au comportement hydrodynamique des massifs filtrants (Chabaud, 2007). La distribution des temps de séjour (DTS) permet d'appréhender l'écoulement mis en jeu pour ces systèmes. Elle consiste à déterminer le temps que mettent les molécules à traverser un système. Un traceur est nécessaire pour effectuer ce type d'analyse. Le traceur doit être inerte vis-à-vis du système, ne doit pas modifier ni ses propriétés physiques et chimiques, ni les conditions hydrodynamiques du système (Menoret, 2001). Le chlorure de sodium (NaCl) est le sel le plus utilisé dans ce type d'analyse (Séguret, 1998; Pollet, 2009). L'évolution de la DTS se fait alors par le suivi de la conductivité de la solution.

Plusieurs paramètres doivent ensuite être calculés afin d'exploiter ce suivi (Pollet, 2009):

- Le <u>temps de passage théorique</u> ou temps de séjour hydraulique τ, déterminé à partir des conditions opératoires et des grandeurs du système :

$$\tau = \frac{V_{colonne}}{Q}$$

avec $V_{colonne}$: Volume de la colonne et Q : Débit d'entrée

- La <u>fonction de distribution</u> $E(t)$:

$$E(t) = \frac{1}{\tau} \times \frac{C(t)}{C_0}$$

avec $C(t)$: Concentration à un instant t (g.L^{-1}) et C_0 : concentration totale en traceur introduite (g.L^{-1})

- Le <u>temps de séjour moyen</u> $\bar{t}$ qui correspond au temps de séjour moyen d'un paquet de fluide entre l'entrée et la sortie du dispositif :

$$\bar{t} = \frac{\sum t \times C(t)}{\sum C(t)}$$

avec $C(t)$: Concentration à un instant t (g.L^{-1})

- La <u>variance réduite</u> σ^2 qui est utilisée pour déterminer le type d'écoulement dans le système :

$$\sigma^2 = \frac{\sigma_t^2}{\bar{t}^2} \qquad \text{avec} \qquad \sigma_t^2 = \frac{\sum t^2 \times C(t)}{\sum C(t)} - \bar{t}^2$$

avec σ_t^2 : Variance, $\bar{t}$: Temps de séjour moyen (s) et $C(t)$: Concentration à un instant t (g.L^{-1})

Lorsque la variance réduite σ^2 tend vers 0, l'écoulement tend vers un écoulement piston et lorsqu'elle tend vers 1, l'écoulement tend vers un écoulement parfaitement agité. Lorsque la variance réduite est comprise entre 0 et 1, l'écoulement obtenu est une combinaison de ces deux écoulements idéaux.

L'allure des courbes obtenues pour les DTS traduit le type d'écoulement qui est réalisé au sein des massifs filtrants.
Les études menées par Chabaud (2007) et Ménoret (2001) rapportent des allures de courbes en forme de cloche avec une déformation de la partie terminale. Ils indiquent que ces allures sont caractéristiques des écoulements ruisselants traduisant un écoulement piston auquel s'ajoute un mélange retardé des solutés avec l'eau de la microporosité.
De plus, ils ont observé que le temps de séjour moyen augmente avec le développement de la biomasse épuratrice au sein du massif filtrant et que cette augmentation traduit une diminution de la perméabilité des milieux. Les allures des courbes alors observées sont écrasées avec une augmentation de la déformation de la partie terminale (Menoret, 2001).

III.2.2 Nouveaux matériaux

III.2.2.a Biomasse végétale

Plusieurs études concernent à la dépollution des eaux usées domestiques, industrielles ou pluviales, par lits filtrants à base de nouveaux média poreux. Les média utilisés sont de plusieurs types : minéraux (opoka, déchets de béton …), synthétiques (polyéthylène…) ou végétaux. La plupart des études s'intéressent à l'élimination d'une substance ou d'un groupe de substances en particulier comme la DCO, les métaux, les nutriments…
Le Tableau I- 9 présente un résumé des résultats issus de la littérature pour l'élimination de la DCO par des matériaux issus de déchets de l'agriculture. Il présente les différentes transformations subies par le matériau avant son utilisation ainsi que les caractéristiques physiques du matériau utilisé. Certains matériaux sont utilisés bruts après seulement un broyage de la matière pour obtenir des diamètres de particules spécifiques. D'autres ont subi un ou plusieurs traitements dans le but de fabriquer des charbons actifs tels que la pyrolyse, l'activation par bain d'acide…Les caractéristiques des eaux à traiter en termes de DCO sont aussi présentées ainsi que les paramètres optimums pour obtenir le meilleur pourcentage d'élimination de la DCO.

Tableau I- 9. Tableau récapitulatif des résultats obtenus dans les études

Milieux filtrants	Traitement du milieu		Caractéristiques du milieu filtrant utilisé			Caractéristiques des eaux usées	Caractéristiques optimums de l'étude				Résultats (abattement)	Références
	Température de pyrolyse (℃)	Activation	Surface active (m^2/g)	Diamètre des particules (mm)	Masse volumique ($g.cm^{-3}$)	DCO ($mg.L^{-1}$)	pH	T (℃)	Quantité de filtrant ($g.L^{-1}$)	Volume d'eau (ml)	DCO (%)	
Eaux industrielles												
Pelures d'avocat	600	H_2SO_4	750	< 0,25	0,165	22 000	7	25	4	250	98,2	(Devi et al., 2008)
Ecorces de coco	600	H_2SO_4	380	0,24 - 1,6	0,91	533	6	10	20	500	71	(Mohan et al., 2008)
Fibres de coco	600	H_2SO_4	512	0,24 - 1,6	0,84	533	6	10	20	500	74	
Enveloppes de riz	600	H_2SO_4	17,2	0,24 - 1,6	1,61	533	6	10	20	500	73	
Ecorces de coco	600	H_2SO_4	668	< 0,045	0,63	620 - 3470	7,2		3	100	> 90	(Amuda and Ibrahim, 2006)
	600	$BaCl_2$	632	< 0,045	0,58	620 - 3470	7,2		3	100	< 80	
Eaux domestiques												
Mélange d'écorce de coco, de bagasse de sucre de canne, sciure, et de cendre	non	non		< 0,053	0,180	1080	7	25	35	100	96	(Devi and Dahiya, 2008)
Fibres de dattier	non	non		0,2 -0,5		105 (traitement tertiaire)		25	hauteur de 0,36m	12 ml/min	80,6	(Riahi et al., 2009)
Eaux municipales												
Ecorces de noix de pécan	700	H_2O (v)	917	< 0,045	0n49	40 - 67	7,55		15		85	(Bansode et al., 2004)
		CO_2	435	< 0,045	0,57	40 - 67	7,55		15		70	
		H_3PO_4	902	< 0,045	0,51	40 - 67	7,55		15		90	

De manière générale, les études sont menées dans de petites enceintes, types ballon, erlenmeyer, mini-colonne, où l'eau polluée et le milieu filtrant sont mis en contact et agités mécaniquement. Les études cherchent alors les meilleures conditions cinétiques pour l'adsorption des polluants sur le matériau. Les paramètres influant sur la cinétique peuvent être le pH, la température, la concentration en polluant, la dose de matériau, le temps de contact (< 72 h), l'aire spécifique du matériau…

Les auteurs ont montré que les capacités d'absorption d'un média filtrant dépendent de son aire spécifique : plus elle est importante plus le média est efficace pour l'élimination des polluants (Bansode et al., 2004; Amuda and Ibrahim, 2006). Devi and Dahiya (2008) et Riahi et al. (2009) montrent que la taille des particules joue aussi un rôle dans l'élimination des polluants : les plus petites particules ont des capacités d'absorption plus importantes que les grosses.

Dans d'autres études, c'est l'élimination de la pollution des métaux dans les eaux domestiques et industrielles par des matériaux issus de l'agriculture tels que l'enveloppe du riz, l'écorce de coco, la bagasse de la canne à sucre…(Khan et al., 2004; Mahvi, 2008; Sud et al., 2008; Gupta et al., 2009) qui est abordée. Les mêmes observations sont faites sur la relation entre la capacité d'absorption et l'aire spécifique.

III.2.2.b Structure des végétaux

Lorsque l'on s'intéresse à la biomasse végétale, il semble important de connaître les principaux composants de la matrice végétale : la cellulose, la lignine et les hémicelluloses. En effet, ces composants pourraient avoir un rôle dans les capacités épuratoires potentielles des végétaux.

- *La cellulose*

La cellulose est le constituant majoritaire de la masse végétale. C'est un polymère naturel formé de motif de cellobiose, association de deux molécules de glucose. La cellulose possède un fort caractère hydrophile et une grande capacité à absorber les molécules d'eau mais est insoluble dans l'eau (Evon, 2008). Elle présente aussi une grande résistance aux attaques chimiques.

- *La lignine*

La lignine est un polymère tridimensionnel qui contribue à la rigidité des parois cellulaires. La lignine est un composé hydrophobe qui contribue à une meilleure conduction de la sève. Elle offre une barrière de protection contre l'attaque microbienne du végétal ; sa composition chimique la rendant très résistante à divers agents chimiques et à la dégradation biologique. Les polymères de lignine rendent la paroi cellulaire rigide et imperméable, permettant le transport de l'eau et des éléments nutritifs à travers le système vasculaire (tissu conducteur) et protégeant les plantes de l'invasion microbienne (Wertz, 2010).

- *Les hémicelluloses*

Les hémicelluloses sont des polysaccharides liés à la cellulose qui sont solubles dans l'eau (Jacquemin, 2012).

Le rôle biologique le plus important des hémicelluloses est leur contribution au renforcement de la paroi cellulaire par interaction avec la cellulose, et dans certaines parois, avec la lignine (Wertz, 2011).

Le Tableau I- 10 présente la composition chimique de quelques fibres végétales issue de la littérature (Humbert, 2008; Magniont, 2010). Les valeurs présentées sont les valeurs maximales et minimales rencontrées.

Tableau I- 10. Composition chimique de quelques fibres végétales (d'après Magniont (2010) et Humbert (2008))

Type de végétal	Cellulose (%MS*)	Lignine (%MS*)	Hémicellulose (%MS*)
Fibre de lin	65-71	2-3	7-21
Fibre de chanvre	55-79	6-22	4-18
Fibre de jute	33-72	12-28	12-23

*MS : Matière Sèche

Ces résultats montrent que l'utilisation de matériaux issus de l'agriculture est une nouvelle voie de recherche pour la dépollution des eaux usées. Cependant, il est important de noter que les matériaux ne sont pas utilisés dans leur état « brut », ils sont transformés en charbon actif dans la plupart des études. Ces transformations sont onéreuses en termes de temps et de coût, il parait donc intéressant d'expérimenter le potentiel de la matière végétale « brute » pour le traitement des eaux usées.
De plus, la plupart des études reposent sur des tests batch et non pas sur un système de filtration qui serait la destination d'usage de ces matériaux. Seule la capacité d'absorption du matériau a été étudiée sur une courte période et souvent pour des solutions ne contenant que peu de substances polluantes, ne tenant donc pas compte d'éventuelles compétitions, si ce n'est de dégradation biologique.
Afin de déterminer si un média filtrant, qu'il soit nouveau ou conventionnel, est adapté pour traiter les eaux usées domestiques, il est important de traiter l'ensemble des paramètres de l'eau sur une période importante afin de voir le comportant du média filtrant sur le long terme.

IV EVALUATION DE L'EMPREINTE ENVIRONNEMENTALE

La prise en compte de l'impact sur l'environnement est au cœur des préoccupations actuelles lors du développement ou de l'amélioration de produit, de l'équipement d'un site…

IV.1 ECO-CONCEPTION ET EVALUATION ENVIRONNEMENTALE

Tout produit ou procédé génère des impacts sur l'environnement tout au long de son cycle de vie depuis l'extraction des matières premières nécessaires à sa fabrication jusqu'à son élimination ou sa réutilisation en fin de vie.

D'après la norme expérimentale XP ISO/TR 14062, l'éco-conception peut être définie comme l'intégration des contraintes environnementales dans la conception et le développement de produits (ISO-14062, 2003). Au cœur de la démarche de développement durable d'une entreprise, l'éco-conception a pour objectif principal la réduction des impacts environnementaux des produits ou procédés. Lors de la conception « traditionnelle » d'un produit, des critères techniques et économiques sont pris en compte. L'éco-conception vise à intégrer, en plus des deux premiers critères, la dimension environnementale lors de la conception ou de la re-conception de produits ou procédés (Figure I- 18) (Orée, 2009). C'est une démarche préventive qui consiste à prendre en compte la dimension environnementale lors de la conception d'un produit ou d'un service (Roux et al., 2005)

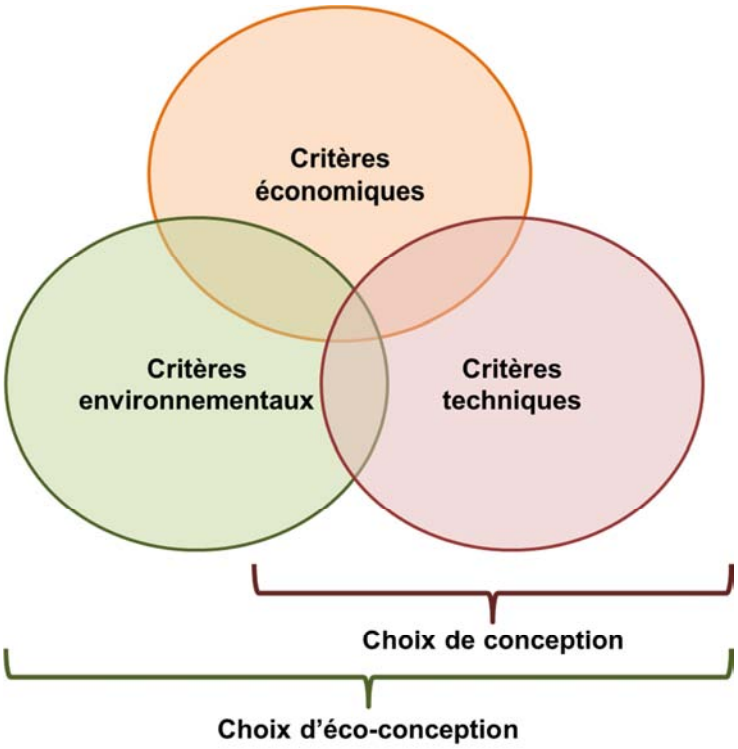


Figure I- 18. Schéma de principe d'éco-conception (inspiré de (UVED, 2012))

Quatre niveaux d'éco-conception sont décrits (Figure I- 19) (Le Pochat, 2005; Reyes Carillo, 2007) :

- Niveau 1 ou incrémental : optimisation environnementale d'un produit ou procédé existant. L'environnement est considéré et géré comme une contrainte supplémentaire à introduire au cahier des charges produit ;
- Niveau 2 ou re-design : re-conception du produit ; modification sur la structure du produit ou de la technologie employée. L'amélioration des performances environnementales est prise en compte comme un des critères de conception, tout comme les critères « traditionnels » ;
- Niveau 3 : innovation fonctionnelle du produit. La réflexion porte sur une reconsidération des besoins et des attentes à satisfaire en termes de fonctionnalité du produit ;
- Niveau 4 : innovation des systèmes dans lesquels s'insère le produit.

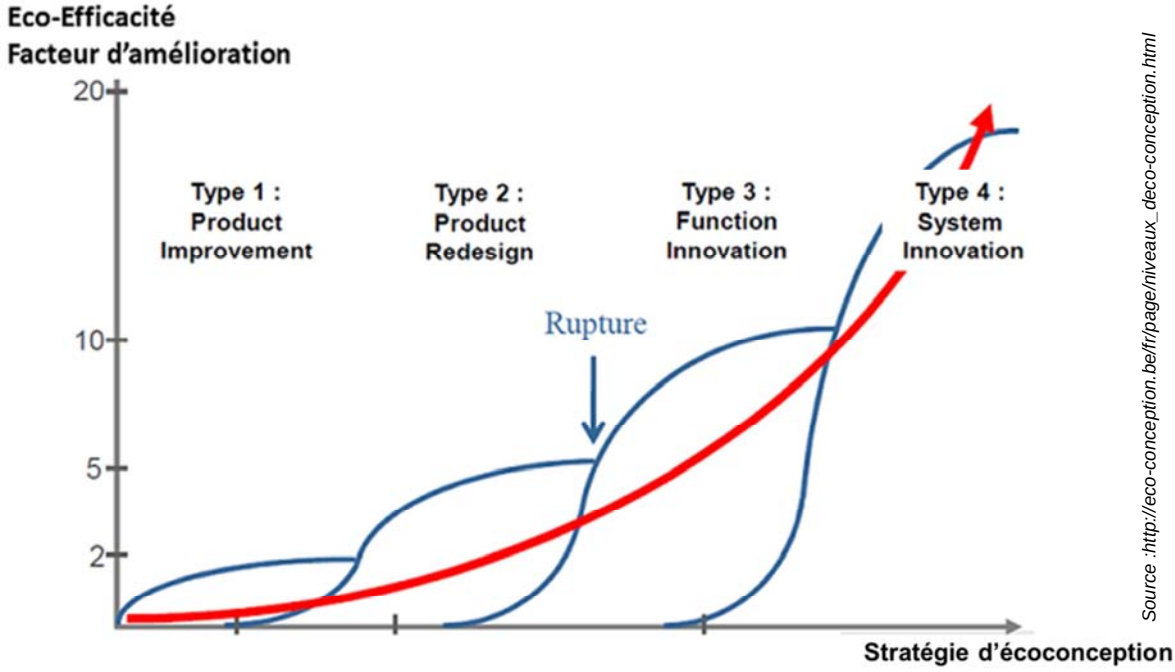


Figure I- 19. Niveaux d'éco-conception

L'éco-conception intègre chaque étape du cycle de vie du produit ou procédé dans le but d'améliorer ses performances environnementales tout en conservant les performances techniques. L'éco-conception est une approche multi-étapes, puisqu'elle s'intéresse à toutes les étapes du cycle de vie d'un système, et multi-critères, puisqu'elle quantifie l'impact environnemental potentiel du produit ou procédé pour plusieurs critères environnementaux (Puyou, 2009). Cette démarche permet d'éviter ou tout du moins d'arbitrer les transferts de pollution d'une phase du cycle de vie à une autre ou d'un compartiment environnemental à un autre pour différentes options de conception (ADEME, 2009).

Afin de réaliser l'évaluation environnementale du produit ou procédé élaboré, plusieurs méthodes d'évaluation sont disponibles pour les acteurs. Les méthodes diffèrent selon l'objet d'étude (site, procédé, substance…), les limites du système étudié et le type de résultats obtenus (Renou, 2006; Jolliet et al., 2010). Le Tableau I- 11 présente quelques méthodes d'évaluation environnementale.

Tableau I- 11. Méthodes d'évaluation environnementale (inspiré de Renou (2006) et Jolliet et al. (2010))

Méthode	Système étudié	Limite du système	Types de résultats
Evaluation de l'Impact Environnemental (EIE)	Nouvelle activité localisée, site spécifique	Construction ou exploitation, local	Impacts locaux d'un site
Analyse de Risque environnemental (AR)	Installation	Exploitation	Risques environnementaux du système
Analyse de Cycle de Vie (ACV)	Procédé, service ou substance	Cycle de vie entier (construction, exploitation, élimination), global	Impacts environnementaux du système
Analyse de Flux d'une Substance (AFS)	Substance ou groupe de substance	Extraction, utilisation, élimination sur une zone géographique donnée	Flux et accumulation dans l'environnement sur zone géographique donnée

L'analyse de cycle de vie (ACV) est une des méthodologies d'évaluation environnementale la plus utilisée en eco-conception (Jolliet et al., 2010). En effet, c'est une méthode multicritères qui peut concerner des procédés, filières ou services, et qui permet aussi de les comparer (ISO-14040, 2006).

IV.2 METHODOLOGIE DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE

« L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) évalue l'impact environnemental d'un produit, d'un service ou d'un système en relation à une fonction particulière et ceci en considérant toutes les étapes de son cycle de vie. Elle permet d'identifier tous les points sur lesquels un produit peut être amélioré et elle contribue au développement de nouveaux produits » (Jolliet et al., 2010). En cela, la méthodologie d'ACV s'inscrit dans la démarche d'éco-conception d'un produit ou procédé.

Différentes approches peuvent être mises en œuvre pour réaliser une ACV (Figure I- 20) :

- une approche « cradle to grave » (du berceau à la tombe) : elle a alors pour enjeu majeur d'identifier les principales sources d'impacts environnementaux d'un produit, d'un service ou d'un procédé, depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie (stockage ultime des déchets) ;
- une approche « cradle to gate » (du berceau à la porte) : elle considère les étapes du cycle de vie depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la porte de l'usine, l'utilisation et la fin de vie du produit ou procédé ne sont pas considérées ;
- une approche « gate to gate » qui ne considère que les étapes liées à la fabrication du produit ou du procédé.

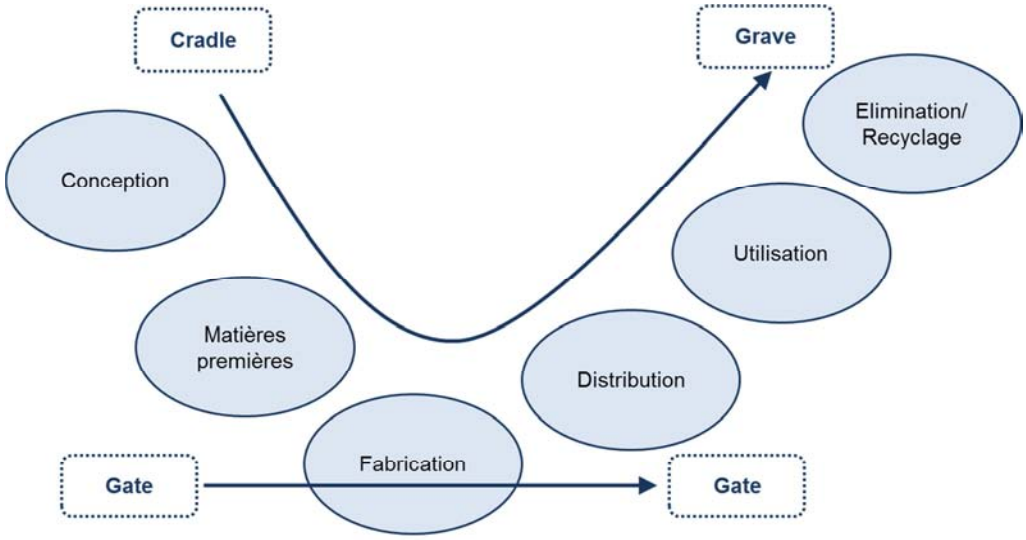


Figure I- 20. Illustration des différentes approches de cycle de vie (d'après Jacquemin et al. (2012))

IV.2.1 Présentation de l'ACV

L'ACV est une méthodologie d'aide à la décision : elle permet d'évaluer les points faibles et les points forts de différentes alternatives. L'ACV peut être utilisée pour de nombreuses applications : création de labels, démarche d'écoconception, optimisation de logistique, diminution de la consommation d'énergie, diminution de la consommation de matières premières.

La méthode ACV est standardisée par une série de normes européennes : NF EN ISO 14040 (ISO-14040, 2006) qui décrit les principes et le cadre de l'ACV et NF EN ISO 14044 (ISO-14044, 2006) qui explicite les exigences et lignes directrices de l'ACV. La méthode ACV se compose de quatre étapes (Figure I- 21).

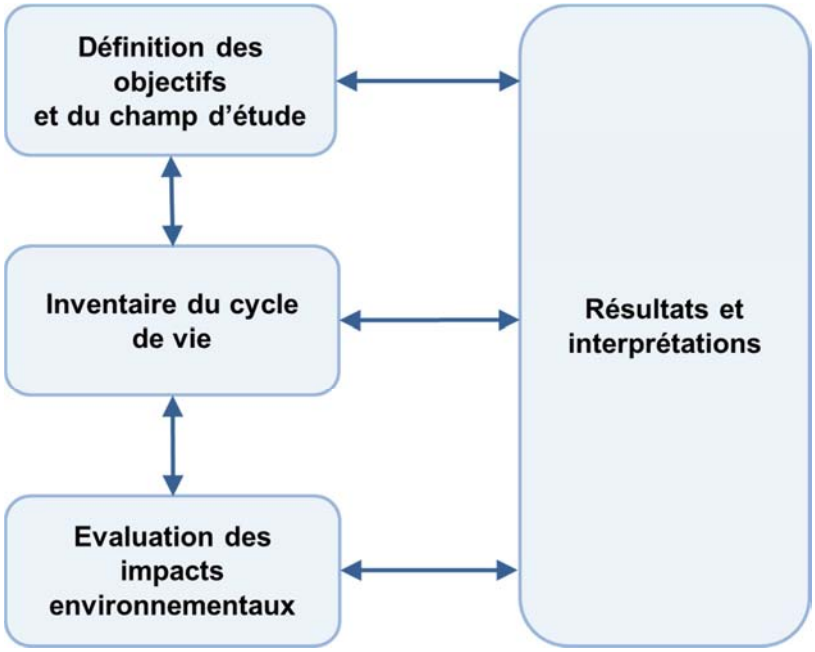


Figure I- 21. Différentes étapes de l'analyse de cycle de vie (d'après ISO-14040, 2006)

IV.2.2 Définition des objectifs et champ d'étude

La définition des objectifs et du champ de l'étude est l'étape préalable et primordiale dans toute réalisation d'ACV. Elle permet de poser le problème et de définir un cadre rigoureux à la réalisation de l'étude.
Dans un premier temps, il convient de faire une description précise de l'étude qui sera effectuée afin d'identifier les raisons de la réalisation de l'ACV et la portée des résultats. Ceci permet de définir sans équivoque les objectifs de l'étude.

Une fois les objectifs établis, il faut définir une unité d'étude, l'unité fonctionnelle (UF), qui quantifie la fonction choisie et fournit «la référence à laquelle sont rapportées les quantités mentionnées sous l'inventaire» (ISO-14040, 2006). Elle permet de comparer les impacts environnementaux de différents biens, services ou procédés, à service rendu égal. Il s'agit également de définir le système et de le modéliser à l'aide d'un arbre des processus. L'arbre des processus est un diagramme des flux échangés dans le système. Il schématise chaque processus unitaire et décrit les flux reliant les modules entre eux.

Enfin, l'ensemble des systèmes à étudier doit être parfaitement explicité : ceci passe par la définition des frontières du système et la description des scénarios qui seront étudiés, ainsi que des hypothèses posées dans le cadre de l'étude.

IV.2.3 Inventaire de cycle de vie

L'inventaire du cycle de vie consiste à faire une description quantitative des flux de matières, d'énergie et de polluants impliqués dans le système défini au préalable. C'est lors de cette étape que les flux élémentaires correspondant aux différents processus unitaires identifiés dans le système sont calculés. Il regroupe donc les quantités de substances polluantes émises ainsi que les ressources extraites au cours du cycle de vie analysé.

IV.2.3.a Inventaire de production

Pour la réalisation de l'inventaire, l'approche processus est utilisée. Elle consiste à calculer les flux élémentaires correspondants aux différents processus unitaires.
Faire l'inventaire de production consiste à définir les intrants et les émissions correspondant aux processus unitaires du système, en prenant comme base l'unité fonctionnelle. Ceci permet d'obtenir un vecteur de production (p), constitué de tous les intrants et émissions du système étudié.

IV.2.3.b Données d'émissions et d'extractions

Les données d'émissions et d'extractions regroupent les quantités de ressources extraites ainsi que les substances polluantes émises au cours du cycle de vie de différents systèmes de bases référencés. Ainsi, il existe des bases de données spécifiques à l'ACV qui recensent les facteurs d'émissions et d'extractions liés à différents intrants et sortants. Ceux-ci donnent la quantité de chaque substance émise ou extraite par unité d'intrant utilisé. Ceci permet de construire une matrice des émissions et extractions (E), contenant les facteurs d'émissions et d'extractions par unité de flux référencés dans l'inventaire de production.

IV.2.3.c Résultats d'inventaire

Les résultats de l'inventaire sont obtenus en multipliant le vecteur de production (p) issu de l'inventaire de production par la matrice d'émissions et d'extractions issues des bases de données (E) (Equation I- 7).

Equation I- 7. Calcul du résultat d'inventaire

$$Résultat\ d'inventaire = (E) \times (p)$$

IV.2.4 Evaluation des impacts

L'évaluation des impacts constitue la troisième étape de l'ACV. Le but est de relier les données d'inventaires aux dommages environnementaux causés par les substances inventoriées.

L'évaluation des impacts peut se faire à deux niveaux en fonction du positionnement sur la chaîne reliant les causes aux effets et selon les objectifs recherchés (Figure I- 22) :

- l'évaluation des impacts orientée problèmes (méthode « midpoint ») s'attache à évaluer les effets primaires qui découlent directement des activités étudiées. Elle donne une information fiable mais éloignée des préoccupations directement observables ;
- l'évaluation orientée dommages (méthode « endpoint ») s'attache à évaluer les effets secondaires reflétant les conséquences des activités. Elle regroupe les impacts en fonction des résultats dans la chaîne de cause à effet, l'information délivrée est plus concrète mais demeure plus incertaine du fait des modèles impliqués.

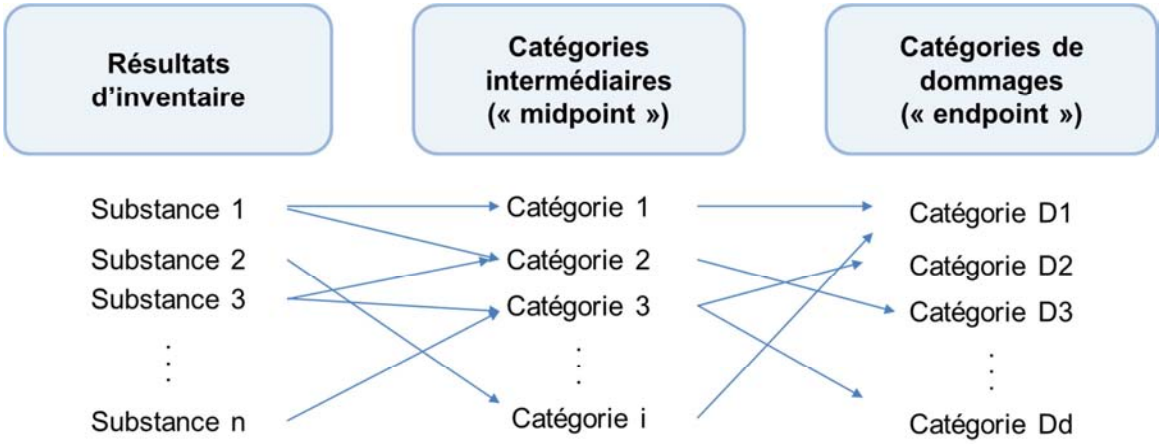


Figure I- 22. Structure générale du cadre de l'analyse d'impacts du cycle de vie

IV.2.4.a Classification

Cette phase consiste à déterminer quelles émissions et extractions contribuent aux impacts environnementaux. Une série de catégories d'impacts est définie correspondant aux types de problèmes environnementaux retenus. Les émissions et les extractions de substances sont classifiées selon leur contribution à ces catégories d'impacts (Figure I- 22). Une substance peut contribuer à plusieurs catégories.

IV.2.4.b Caractérisation intermédiaire

La caractérisation intermédiaire (aussi appelée «caractérisation Midpoint») consiste à pondérer les émissions et extractions dans chaque catégorie d'impacts. Pour cela, des facteurs de caractérisation intermédiaires sont utilisés. Ils expriment l'importance relative des extractions ou des émissions d'une substance dans le contexte d'une catégorie d'impacts intermédiaires spécifique. Pour chaque substance, les masses extraites ou émises sont multipliées par ces facteurs puis sommées pour toutes les substances classées dans une même catégorie d'impacts, pour fournir un score d'impacts intermédiaires (Equation I- 8), souvent exprimé en kg équivalents d'une substance de référence.

Equation I- 8. Calcul du score d'impact intermédiaire

$$SI_i = \sum_n FI_{n,i} \times M_n$$

SI_i : Score de caractérisation intermédiaire pour la catégorie i ;
$FI_{n,i}$: Facteur de caractérisation intermédiaire de la substance n dans la catégorie intermédiaire i ;
M_n : Masse émise ou extraite de la substance n.

IV.2.4.c Caractérisation de dommages

La caractérisation de dommages (aussi appelée «caractérisation Endpoint») permet de rassembler les impacts intermédiaires en grandes catégories de dommages, mais en considérant que chaque catégorie d'impacts intermédiaires possède une responsabilité plus ou moins importante dans la contribution au dommage que l'on évalue. Elle fait donc intervenir des facteurs de caractérisation de dommages.
Les scores d'impacts intermédiaires sont multipliés par ces facteurs puis sommés pour toutes les catégories intermédiaires contribuant à la même catégorie de dommages. On obtient alors le score de caractérisation de dommages (Equation I- 9).

Equation I- 9. Calcul du score de caractérisation de dommages

$$SD_d = \sum_i FD_{i,d} \times SI_i$$

SD_d : Score de caractérisation de dommages pour la catégorie de dommages d ;
$FD_{i,d}$: Facteur de caractérisation de dommages reliant la catégorie intermédiaire i à la catégorie de dommages d ;
SI_i : Score de caractérisation intermédiaire pour la catégorie i.

IV.2.4.d Etapes facultatives : normalisation, regroupement, pondération

- *Normalisation*

Lors de la normalisation, les résultats de la caractérisation des impacts sont rapportés à des valeurs de normalisation. Cette étape compare la contribution du produit ou service considéré à l'effet total actuel au niveau mondial, continental ou régional pour une catégorie intermédiaire ou de dommages donnée (Jolliet et al., 2010). La normalisation permet de faciliter l'interprétation en montrant l'importance de la contribution d'une catégorie d'impacts

à la problématique environnementale globale. Cela se fait en divisant le score de la catégorie d'impacts par une valeur de normalisation (Equation I- 10). Ces valeurs de normalisation sont données par les méthodes de caractérisation et déterminées pour une zone géographique et une période données.

Equation I- 10. Calcul du score normalisé

$$N_c = \frac{S_c}{VN_c}$$

N_c : score normalisé pour la catégorie c ; S_c : score de caractérisation de la catégorie c ; VN_c : valeur de normalisation de la catégorie c

- *Regroupement*

Le regroupement est une démarche qualitative ou semi-qualitative qui consiste en un tri et/ou classement des différents scores normalisés. Une hiérarchisation des scores d'impacts est alors réalisée, qui permet de dresser des conclusions sur l'importance relative des différentes catégories considérées.

- *Pondération*

La pondération fait intervenir des facteurs de pondération qui traduisent en fait la valeur sociale relative accordée aux catégories d'impacts intermédiaires ou de dommages et permettent de faire ressortir l'importance relative des scores de caractérisation. Une agrégation finale peut amener à un indicateur unique ou score unique (Equation I- 11). La détermination des facteurs de pondération est basée sur un jugement de valeurs sociales, politiques et éthiques et ne peut pas être déduite à partir des sciences naturelles (Jolliet et al., 2010).

Equation I- 11. Calcul du score unique

$$S_u = \sum_c FP_c \times N_c$$

S_u : score unique ou impact environnemental pondéré total ;
FP_c : facteur de pondération de la catégorie c ; N_c : score normalisé pour la catégorie c

IV.2.4.e Méthode d'analyse de l'impact

Il existe plusieurs méthodes d'analyse de l'impact qui sont le fruit de longues années de travail de la part de plusieurs groupes de recherche. Les méthodes peuvent combiner les 3 niveaux d'évaluation (approches d'impacts intermédiaires, de dommages et score unique) ou ne considérer qu'un ou deux des niveaux (Tableau I- 12).

Tableau I- 12. Quelques méthodes d'évaluation d'impact (inspiré de Jolliet et al. (2010))

Méthode	Origine	Caractérisation intermédiaire	Caractérisation de dommages	Score unique	référence
Ecoindicator 99	Pays-Bas	non	oui	oui	(Goedkoop and Spriensma, 2001)
CML 2002	Pays-Bas	oui	non	non	(Guinee et al., 2002)
Impact 2002+	Suisse	oui	oui	oui	(Jolliet et al., 2003)
ReCiPe 2008	Pays-Bas	oui	oui	oui	(Goedkoop et al., 2009)

IV.2.5 Interprétations des résultats

L'interprétation du cycle de vie est la dernière phase de l'ACV. Elle permet d'analyser les résultats fournis par l'évaluation des impacts en fonction des objectifs et du champ de l'étude préalablement définis. Elle a pour but d'identifier les étapes sur lesquelles il faut intervenir pour améliorer l'impact environnemental du système étudié. Tout ceci doit être fait en nuançant les résultats par l'étude de leur sensibilité aux hypothèses choisies et des limites qu'imposent les incertitudes inhérentes aux données d'entrée du système.

IV.3 ANALYSE DE SENSIBILITE ET INCERTITUDES

IV.3.1 Sensibilité

L'analyse de sensibilité vise à éprouver la robustesse des résultats et leur sensibilité aux données, hypothèses et modèles utilisés. Afin de réaliser l'analyse de sensibilité, plusieurs essais peuvent être menés :

- Faire varier les valeurs de chacun des paramètres d'entrée du modèle et observer les conséquences sur les résultats obtenus ;
- Etudier l'influence de la méthode d'évaluation des impacts utilisée ;
- Etudier l'incidence de certaines hypothèses sur le résultat de l'analyse.

IV.3.2 Incertitudes

La quantification des incertitudes est un point important à traiter. En effet, si l'incertitude totale de l'ACV est supérieure à la différence entre les impacts finaux des différents scénarios, aucune conclusion ne peut être avancée.
Plusieurs types d'incertitudes peuvent intervenir au niveau de l'ACV, tant au niveau de la matrice d'inventaire (qualité des données) que dans l'analyse d'impact.

IV.3.2.a Qualité des données

Seules les erreurs rencontrées lors de la phase d'inventaire sont quantifiées ici. La démarche consiste à évaluer les incertitudes relatives à l'écart entre la donnée réelle à disposition et celle que fournit la base de données. En ACV, l'estimation des incertitudes se fait le plus souvent sur la base d'indicateurs de qualité.

Plusieurs indicateurs de qualités ont été développés par Weidema et Wesnaes (1996). Ceux-ci concernent la fiabilité des données, leur exhaustivité, les corrélations géographiques, temporelles et technologiques et la taille de l'échantillon. La démarche consiste à attribuer à ces six indicateurs, un score allant de 1 à 5 selon une grille de critères d'attribution (Tableau I- 14). A chacun de ces scores est ensuite attribué un facteur d'incertitude (Tableau I- 13).
A ces facteurs d'incertitude, est ajouté un facteur d'incertitude de base qui dépend de la substance émise ou extraite. Ce facteur est généralement faible pour les émissions bien connues, les Gaz à Effets de Serre (GES) par exemple, mais élevé pour des substances telles que les métaux lourds dont les émissions dépendent de nombreux paramètres.
La variance de la valeur considérée avec un intervalle de confiance de 95% est alors calculée par l'Equation I- 12.

Equation I- 12. Calcul de la variance avec un intervalle de confiance de 95%

$$SD_{95} = exp\sqrt{\ln(U_1)^2 + \ln(U_2)^2 + \ln(U_3)^2 + \ln(U_4)^2 + \ln(U_5)^2 + \ln(U_6)^2 + \ln(U_b)^2}$$

U_1 : incertitude sur la fiabilité ; U_2 : incertitude sur l'exhaustivité ;
U_3 : incertitude sur la corrélation temporelle ; U_4 : incertitude sur la corrélation géographique
U_5 : incertitude sur la corrélation technologique ; U_6 : incertitude sur la taille de l'échantillon
U_b : incertitude de base

Tableau I- 13. Facteurs d'incertitudes par défaut appliqués à la matrice de qualité (Jolliet et al., 2010)

Score d'indicateur	1	2	3	4	5
Fiabilité	1	1,05	1,1	1,2	1,5
Exhaustivité	1	1,02	1,05	1,1	1,2
Corrélation temporelle	1	1,03	1,1	1,2	1,5
Corrélation géographique	1	1,01	1,02		1,1
Corrélation technologique	1		1,2	1,5	2
Taille de l'échantillon	1	1,02	1,05	1,1	1,2

Tableau I- 14. Matrice des indicateurs de qualité de données (Jolliet et al., 2010)

Indicateurs	Score de qualité				
	1	2	3	4	5
Fiabilité	Données vérifiées basées sur des mesures	Données vérifiées basées sur des hypothèses ou données non vérifiées basées sur des mesures	Données non vérifiées partiellement basées sur des estimations certifiées	Estimation qualifiée (par exemple par expert industriel)	Estimation non certifiée
Exhaustivité	Données représentatives d'un échantillon suffisant d'entreprise sur une période adéquate	Données représentatives d'un petit nombre d'entreprise mais pour des périodes adéquates	Données représentatives pour un nombre adéquat d'entreprise mais pour des périodes plus courtes	Données représentatives mais pour un petit nombre d'entreprises et pour des courtes périodes ou données incomplètes pour un nombre adéquat d'entreprises et périodes	Représentativité inconnue ou données incomplètes provenant d'un petit nombre d'entreprises et/ou pour des périodes plus courtes
Corrélation temporelle	Moins de 3 ans de différence avec l'année d'étude	Moins de 6 ans de différence	Moins de 10 ans de différence	Moins de 15 ans de différence	Age des données inconnu ou plus de 15 ans de différence
Corrélation géographique	Données issues de la zone à l'étude	Données moyennes d'une zone plus large dans laquelle la zone à l'étude est inclue	Données d'une zone ayant des conditions similaires	Données d'une zone ayant des conditions légèrement similaires	Données d'une zone inconnue ou zone avec des conditions de productions très différentes
Corrélation technologique	Données d'entreprises, de processus et de matériaux à l'étude	Données de processus et matériaux à l'étude mais de différentes entreprises	Données de processus et matériaux à l'étude mais de différentes technologies	Données sur processus ou matériaux relatifs mais de technologies identiques	Données sur processus ou matériaux relatifs mais de technologies différentes
Taille de l'échantillon	>100, mesure continue	> 20	> 10	≥ 3	inconnu

IV.3.2.b Méthode statistique de Monte-Carlo

La méthode de Monte Carlo est une méthode statistique qui permet de déterminer quelle est l'incertitude sur le résultat final due aux incertitudes sur les paramètres d'entrée du modèle. Elle permet ainsi de déterminer dans quelle mesure une différence entre deux scénarios est significative.

L'analyse de la qualité des données réalisée selon la méthode présentée précédemment permet tout d'abord d'identifier les paramètres d'entrée du modèle et de déterminer le type de distribution de probabilité qui les caractérise. Par la suite, la méthode de Monte-Carlo consiste à tirer aléatoirement une valeur pour chacun des paramètres d'entrée dans la limite de sa loi de distribution de probabilité. Un set de valeur est ainsi obtenu, qui permet de calculer un résultat final S_i. Celui-ci constitue une des données d'entrée du modèle final. L'opération est répétée un grand nombre de fois et l'analyse statistique des résultats obtenus permet de définir la distribution sur le résultat final S.

Pour déterminer dans quelle mesure la différence entre deux scénarios est significative, il convient d'effectuer la comparaison sur la différence relative entre les deux scénarios. La méthode consiste alors à calculer le score de chacun des scénarios (S_A et S_B) pour un même jeu de valeurs des paramètres d'entrée. La valeur $(S_B - S_A)/S_A$ représente la différence relative. L'opération est répétée un grand nombre de fois et l'analyse de la distribution de la différence relative permet alors de déterminer la probabilité que $(S_B - S_A)/S_A$ soit inférieure ou supérieure à 0.

IV.4 ETUDES ACV EN TRAITEMENT DES EAUX USEES

Dans leurs travaux, Renou (2006) et Dixon et al. (2003) rapportent que de nombreux auteurs se sont intéressés à l'ACV des systèmes d'assainissement en station d'épuration pour les grandes collectivités. En revanche, peu d'études ont été développées pour l'assainissement des eaux usées en assainissement décentralisé et aucune étude n'a été recensée au niveau d'une habitation individuelle. La plupart des études utilisent l'ACV afin de comparer plusieurs filières pouvant être envisagées pour l'assainissement décentralisé des eaux usées d'une communauté (à partir de 12 EH) (Dixon et al., 2003; Machado et al., 2006; Machado et al., 2007; Nogueira et al., 2009; Roux et al., 2010; Risch et al., 2012; Yıldırım and Topkaya, 2012). Les filières comparées sont des filières conventionnelles de dépollutions des eaux (par boues activées) et des systèmes comme les filtres plantés, l'épandage…

Le Tableau I- 15 présente les principales caractéristiques des études portant sur l'analyse de cycle de vie appliquée aux stations d'épurations décentralisées (à partir de 12 EH).

Tableau I- 15. Etudes ACV appliquées à l'assainissement décentralisé (à partir de 12 EH)

Etude	Systèmes comparés	Unité fonctionnelle	Durée	Frontières	Méthode
(Machado et al., 2006; Machado et al., 2007)	A – Filtre planté : 120 EH B – Boue activée : 500 EH C – Epandage souterrain : 40 EH en hiver 120 EH en été	Traiter 100 EH	20 ans	Production des composés Construction/Assemblage Utilisation/Maintenance Démantèlement	CML (Midpoint)
(Risch et al., 2012)	A – Filtres plantés à écoulement vertical : 806 EH B – Boue Activée (cond. boue par rizho-compostage) : 1500 EH C – Boue activée (cond. boue par rizho-compostage) : 5200 EH D – Boue Activée (cond. boue par voie physico-chimique) : 5200 EH E – Boue activée référence (Base de données ; Class 5 WWTP) : 806 EH Suisse	Traiter 1 kg/j de charge organique (DBO_5)	30 ans	Production des composés Construction/Assemblage Utilisation/Maintenance Démantèlement Stabilisation et élimination des boues	ReCiPe (Midpoint et Endpoint)
(Roux et al., 2010)	A – Filtres plantés à écoulement vertical B – Boue activée référence (Base de données ; Class 5 WWTP) C – Eau usée rejetée sans traitement	Traiter 1 kg/j de charge organique (DBO_5)	Non précisé	Production des composés Construction/Assemblage Utilisation/Maintenance Démantèlement Stabilisation et élimination des boues	CML (Midpoint) EcoIndicator (Endpoint)
(Nogueira et al., 2009)	A – Filtre planté B – Boue activée C – Epandage souterrain	Traiter 1 EH	10 ans	Production des composés Construction/Assemblage Utilisation/Maintenance Démantèlement	CML (Midpoint)
(Yıldırım and Topkaya, 2012)	A – Epandage souterrain : 100 EH (210 L/EH) B – Filtre planté : 100 EH (21 m3/j) C – Boue activée référence (Base de données) : 806 EH	Traiter 1 EH	20 ans	Construction Utilisation	CML (Midpoint)
(Dixon et al., 2003)	A – Filtre planté : 12, 60 et 200 EH B – Lit filtrant aéré : 12, 60 et 200 EH	Traiter 1 EH (0,2 m^3/j)	10 ans	Construction/Assemblage Utilisation Maintenance	-

Le choix de l'unité fonctionnelle est différent selon les auteurs : certains considèrent le système pour traiter un nombre d'équivalents habitants, d'autre pour traiter une charge organique (exprimée en DBO_5). Les frontières du système diffèrent également selon les études et les objectifs de l'ACV. Certains auteurs incluent le démantèlement des filières (Machado et al., 2007), d'autres ne s'intéressent qu'à la construction et l'utilisation de la station de traitement (Yıldırım and Topkaya, 2012). Les méthodes de calculs d'impact diffèrent selon les études mais le choix de la méthode n'est pas discuté. Toutes les études s'intéressent aux catégories d'impacts intermédiaires (midpoint) et seulement deux études ont présenté des résultats en catégories de dommages (endpoint).
Seules deux études ont présenté une étude de sensibilité pour différents paramètres, comme par exemple les besoins énergétiques, afin d'éprouver la robustesse de leur résultats (Dixon et al., 2003; Weiss et al., 2008).

Le principal résultat observé pour l'ensemble des études est que le rejet d'eau traitée est la principale composante de la catégorie d'impacts « eutrophisation ». Ceci est dû au fait que seul le rejet d'une eau traitée (contenant encore des polluants) au milieu aquatique est pris en compte dans l'ACV. En effet, l'ACV ne prend pas en compte le fait que l'on restitue à l'environnement une ressource, car l'eau est considérée seulement comme un compartiment. De plus, l'impact positif de rejet d'une eau de meilleure qualité après le passage par le traitement par rapport au rejet direct sans traitement n'est pas modélisé (Roux et al., 2010).

Les études réalisées sur l'empreinte environnementale des systèmes de traitement des eaux usées s'accordent sur le fait que l'ACV est une bonne méthodologie d'aide au choix pour les acteurs du traitement des eaux puisqu'elle permet la comparaison de filières entre elles du moment où l'unité fonctionnelle et les limites du système sont bien définies. L'ACV est aussi une méthode qui permet d'identifier les points à améliorer dans le développement d'une filière dans une démarche d'éco-conception.
D'un point de vue méthodologique, la prise en compte de la qualité de l'eau est un point important à modéliser pour ce type de procédés. En effet, ils permettent de restituer au milieu naturel une eau de meilleure qualité qu'un rejet direct de l'eau usée.

V CONCLUSION

Les eaux usées domestiques constituent une importante source de contamination du milieu naturel et donc de la ressource en eau. Afin de préserver cette ressource, il est nécessaire de mettre en place des systèmes de traitement des eaux usées domestiques. Les systèmes d'assainissement non collectif (ANC) sont des systèmes d'épuration des eaux usées domestiques à part entière. Les récentes évolutions réglementaires en ANC ouvrent un éventail de possibilités quant aux systèmes de traitement disponibles ou à inventer pour traiter les eaux usées. De nouvelles filières apparaissent sur le marché qui font l'objet d'un protocole d'évaluation de leurs performances épuratoires et de leur résistance mécanique.

Cette étude bibliographique révèle que **peu d'études concernent la caractérisation des eaux usées domestiques réellement traitées dans les systèmes d'assainissement non collectif pour les maisons individuelles**, notamment les eaux entrantes sur le système de prétraitement et de traitement. Néanmoins, pour ce qui est des données disponibles, les eaux usées d'entrée (avant la fosse septique) et prétraitées (avant le système de traitement) semblent caractérisées par une variabilité géographique et selon le nombre d'EH à traiter. Or, **la connaissance de ces caractéristiques est importante lors du dimensionnement ou du développement d'un système d'assainissement adapté aux pollutions transitant dans ce type de procédé.**

Une installation d'ANC doit être **techniquement fiable tout en étant peu contraignante pour le particulier**. De plus en plus, la filière d'ANC doit pouvoir être installée sur des petites parcelles, ne permettant pas l'installation d'une filière d'assainissement par le sol en place ou reconstitué, et le système de traitement doit pouvoir s'adapter aux absences prolongées des habitants. Les filières répondant au mieux aux critères énoncés sont les **filières dites compactes à massif filtrant renouvelable**.

De plus, l'utilisation de **matériaux issus de l'agriculture** semble être une nouvelle voie intéressante de recherche pour de nouveaux milieux filtrants pour la dépollution des eaux usées. Cependant, peu d'études se sont intéressées au potentiel de la **matière végétale « brute »** pour le traitement des eaux usées. Afin de savoir si ce type de milieu est adapté comme média filtrant pour traiter les eaux usées domestiques, il est important de **traiter l'ensemble des paramètres de caractérisation de l'eau sur une longue période permettant de suivre le comportement du média filtrant sur le long terme.**

L'intégration des **questions environnementales lors de développement de produit** ou procédé est de plus en plus demandée. Dans une **démarche d'éco-conception**, la méthodologie de **l'Analyse de Cycle de Vie** est une méthodologie adaptée. De plus, cette **méthode multicritères** permet d'évaluer les performances environnementales d'un produit ou procédé et de comparer différents scénarios envisagés entre eux.

Les principales problématiques qui ressortent de cette étude bibliographique sont donc :

- ✓ Quelles sont les caractéristiques des eaux usées domestiques à traiter pour un système d'assainissement d'une maison individuelle en entrée de filière ? et en sortie de prétraitement ?

- ✓ Quelle est la potentialité de la biomasse végétale issue de l'agriculture pour le traitement des eaux usées domestiques prétraitées ? Quelle méthodologie utiliser pour évaluer les performances épuratoires de média filtrants ? Quel est le niveau de performance épuratoire qui peut être attendu à l'échelle laboratoire ?

- ✓ Quels sont les performances environnementales du procédé développé et les voies d'amélioration à envisager ? Quelles sont les performances environnementales du procédé développé par rapport à un procédé existant ?

L'étude des caractéristiques des eaux usées domestiques issues d'habitations individuelles en différents points du système d'assainissement individuel est présentée dans le deuxième chapitre de ce manuscrit.

Ensuite, le troisième chapitre est consacré au développement et à l'étude d'un système de traitement compact à base de biomasse végétale issue de l'agriculture à l'échelle laboratoire.

Enfin, ce mémoire est conclu par une analyse de cycle de vie qui permettra d'évaluer les performances environnementales du dispositif de traitement développé dans une démarche d'éco-conception. Une comparaison à des procédés d'assainissement des eaux usées domestiques existants est aussi réalisée permettant de mettre en exergue les points faibles et les points forts du dispositif.

Partie 2

Caractérisation des eaux usées domestiques en ANC

SOMMAIRE DE LA DEUXIEME PARTIE

I INTRODUCTION 63
II MATERIELS ET METHODES 64
II.1 DESCRIPTION DES SITES 64
II.1.1 Localisation 64
II.1.2 Dispositif de traitement 65
II.2 PRELEVEMENTS 66
II.2.1 Présentation 66
II.2.2 Eaux usées domestiques d'entrée 66
II.2.3 Eaux usées domestiques prétraitées 68
II.3 PARAMETRES ANALYSES 69
II.3.1 Paramètres physico-chimiques 69
II.3.2 Micropolluants organiques 69
II.4 DESCRIPTION STATISTIQUE DES RESULTATS 70
II.4.1 Boites à moustaches 70
II.4.2 Analyse en composantes principales (ACP) 71
II.4.3 Classification ascendante hiérarchique 73
III CARACTERISATION DES EAUX USEES ISSUES D'HABITATION 76
III.1 EAUX USEES DOMESTIQUES D'ENTREE 76
III.1.1 Qualité physico-chimique 76
III.1.2 Charges journalières 79
III.1.3 Analyses multi variées 82
III.1.4 Micropolluants organiques 93
III.2 EAUX USEES DOMESTIQUES PRETRAITEES 94
III.2.1 Qualité physico-chimique 94
III.2.2 Analyse multi variées 96
IV EAU USEE D'ALIMENTATION 102
IV.1 CHOIX DES PARAMETRES DE L'EAU USEE D'ALIMENTATION 102
IV.2 FORMULATION DE L'EAU USEE D'ALIMENTATION 103
IV.2.1 Recette 103
IV.2.2 Etapes de fabrication 104
IV.2.3 Solution polluante 105
IV.3 STABILITE DE L'EAU USEE D'ALIMENTATION 106
V CONCLUSION 109

I INTRODUCTION

Développer un procédé de traitement des eaux usées domestiques prétraitées issues de fosses toutes eaux, nécessite de connaitre au mieux les caractéristiques des eaux à traiter. Les procédés de traitement sont, en général, testés sur une longue période afin de mettre en évidence leur capacité d'épuration sur le long terme, ce qui implique de disposer d'une source d'influent en quantité importante et en qualité peu fluctuante.
La mise en œuvre d'évaluation de système d'épuration des eaux usées domestiques en laboratoire utilisant des influents provenant directement d'installation d'assainissement non collectif présente certains inconvénients. L'inconvénient principal est que la ressource pour ce type d'eau est ponctuelle et donc difficile à obtenir en quantité importante. L'utilisation d'un influent totalement synthétique faciliterait donc grandement cette étude. Cependant, il n'est pas possible de s'affranchir totalement des boues d'épuration, notamment pour l'apport de matières en suspension représentatives d'une eau usée.

Ce chapitre s'intéresse à la caractérisation des eaux usées domestiques issues d'habitation en amont et en aval de la fosse toutes eaux dans le but de fabriquer un influent correspondant au mieux aux caractéristiques des eaux à traiter en assainissement individuel. Cette eau usée d'alimentation doit permettre d'étudier les procédés d'épuration en s'affranchissant de l'accès difficile et de la faible disponibilité de ce type d'eau.

La première partie de ce chapitre présente les matériels et méthodes utilisés pour caractériser les eaux issues d'habitation. La deuxième partie de ce chapitre expose les résultats obtenus pour la caractérisation des eaux usées domestiques en amont et en aval de fosses toutes eaux. La dernière partie de ce chapitre s'intéresse à la formulation de l'eau usée d'alimentation pour l'alimentation de procédés de traitement. Sa reproductibilité et sa stabilité au cours du temps permettront de connaitre les conditions d'utilisation à mettre en œuvre lors de l'étude des procédés de traitement.

II MATERIELS ET METHODES

II.1 DESCRIPTION DES SITES

La caractérisation des eaux usées domestiques en entrée et sortie de fosse toutes eaux nécessite l'investigation d'installations en condition réelle d'utilisation. Pour ce faire des maisons individuelles disposant de systèmes d'ANC récemment installés ont été choisie en région Midi-Pyrénées, pour des raisons de proximité avec le laboratoire d'étude.

II.1.1 Localisation

Six sites équipés d'une installation d'assainissement autonome ont fait l'objet d'un suivi. Le Tableau II- 1 présente les informations relatives à ces sites. La Figure II- 1 présente la localisation des sites.

Tableau II- 1. Informations relatives aux six sites suivis

Site	Localisation	Département	Type d'habitation
A	Villeneuve sur Vère	Tarn (81)	Maison principale
B	Dénat	Tarn (81)	Maison principale
C	Lempaut	Tarn (81)	Maison principale
D	Muret	Haute-Garonne (31)	Maison principale
E	Saint Nauphary	Tarn et Garonne (82)	Maison principale
G	Razecueillé	Haute-Garonne (31)	Maison secondaire

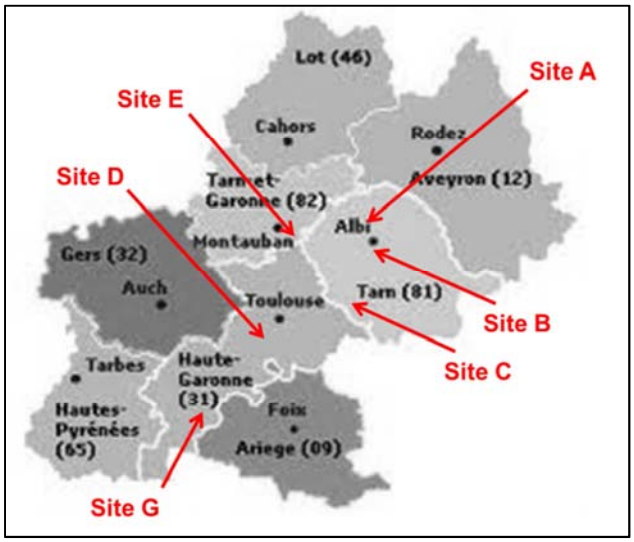


Figure II- 1. Localisation des six sites suivis

II.1.2 Dispositif de traitement

Les six installations d'assainissement non collectif étudiées sont construites sur le même schéma (Figure II- 2) :

- une cuve tampon, en amont de tout le système, permettant de récolter les eaux usées d'entrée ;
- une fosse toutes eaux équipée d'un préfiltre ;
- un système de traitement compact ;
- un système d'évacuation des eaux usées traitées soit par infiltration, soit au niveau d'un exutoire.

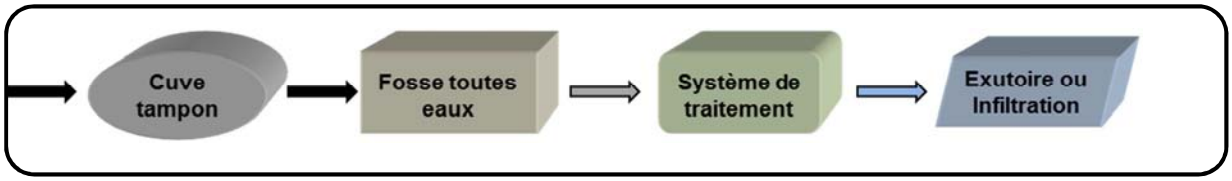


Figure II- 2. Schéma des installations

Les installations étudiées sont dimensionnées pour absorber la charge de 6 ou 7 EH. Le Tableau II- 2 présente les caractéristiques des différentes installations.

Tableau II- 2. Caractéristiques des installations d'ANC étudiées

Site	Nombre d'occupants		Taille fosse toutes eaux (m^3)	Taille système de traitement (EH)	Rejet des eaux usées traitées	Particularités
	Adultes	Enfants / Adolescents				
A	3	3	4	6	Exutoire	-
B	2	1	4	7	Infiltration	Les chasses d'eau et le lave-linge sont alimentés par l'eau d'un puits.
C	2	2	4	7	Exutoire	Les chasses d'eau sont alimentées par l'eau d'un puits.
D	2	-	4	6	Infiltration	-
E	5	-	4	7	Infiltration	-
G	2	-	4	7	Infiltration	-

II.2 PRELEVEMENTS

II.2.1 Présentation

Les campagnes d'échantillonnage ont été effectuées sur différents points des installations au fil du système de traitement des eaux usées domestiques (Figure II- 3).

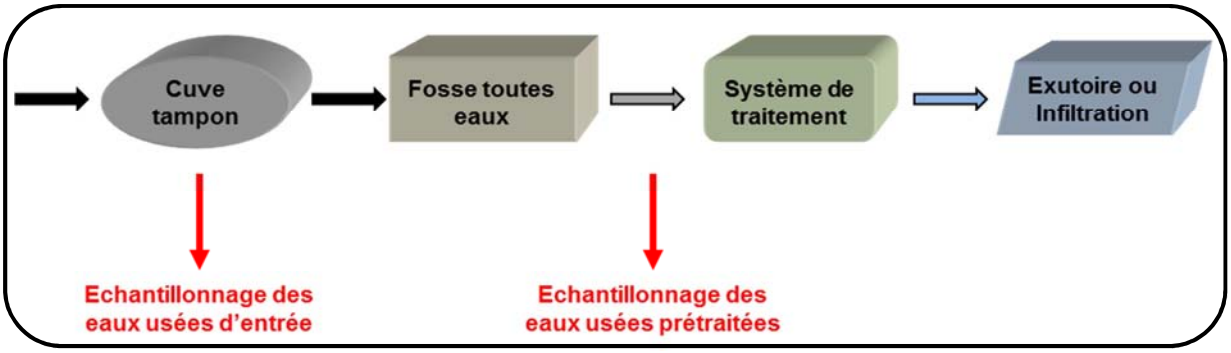


Figure II- 3. Points de prélèvements

Durant deux ans, les eaux usées domestiques d'entrée ont fait l'objet de deux campagnes de prélèvements et les eaux usées domestiques prétraitées ont fait l'objet de campagnes mensuelles. Le Tableau II- 3 présente un récapitulatif des campagnes de prélèvements.

Tableau II- 3. Prélèvements et fréquences

Type d'eau	Nombre de campagne	Fréquence	Sites concernés
Eaux usées domestiques d'entrée	2	Annuelle	A, B, C, D, E, G
Eaux usées domestiques prétraitées	24	Mensuelle	A, B, C, D, E

II.2.2 Eaux usées domestiques d'entrée

Les prélèvements d'eau usée d'entrée ont été effectués sur toutes les eaux sortant de la maison avant leur entrée dans la fosse toutes eaux. Les prélèvements sont réalisés sur sept jours consécutifs à raison d'un prélèvement toutes les 24 h.
Les eaux usées rejetées par la maison sont collectées durant 24 h via la cuve tampon de 200 L placée en amont de la fosse toutes eaux à l'aide d'un T pivotant (Figure II- 4- A) permettant de diriger les eaux usées domestiques : soit vers la fosse toutes eaux en vue de leur traitement, soit vers la cuve tampon en vue de leur échantillonnage.

Les eaux collectées dans la cuve tampon sont relevées dans une cuve graduée de 1 m^3 (Figure II- 4- B) à l'aide d'une pompe vide cave à niveau flotteur (TECNOMA Flowmax 400 Multi configuration eau chargée ; Figure II- 4- C). Le fond de la cuve tampon est aspiré à l'aide d'un aspirateur à liquide (KARCHER NT 35/1 Eco ; Figure II- 4- D) de façon à collecter tout le volume d'eau rejeté ainsi que toutes les matières qui ont pu décanter.

La cuve de 1 m^3 permet d'évaluer le volume d'eau rejeté au cours des 24 h et de réaliser l'homogénéisation ainsi que l'échantillonnage des eaux usées ainsi collectées.
L'échantillonnage des eaux se déroule en deux temps :

- un échantillonnage du contenu de la cuve de 1 m^3 dans un seau, en trois fois avec une homogénéisation des eaux entre chaque prélèvement à l'aide d'un malaxeur (ALTRAD Promix; Figure II- 4- E) ;
- puis, les flacons de prélèvements sont complétés en trois fois avec une homogénéisation de l'eau contenue dans le seau entre chaque remplissage.

Le volume d'eaux usées restant est ensuite restitué au système de traitement en entrée de fosse toutes eaux.



A – Cuve tampon



B – Cuve de 1m^3



C – Pompe vide cave



D – Aspirateur à liquide



E – Malaxeur

Figure II- 4. Prélèvement des eaux usées domestiques d'entrée

L'élaboration de ce protocole a fait l'objet de plusieurs ajustements, notamment pour l'échantillonnage des eaux usées entre la cuve de 1 m^3 et le seau. La décantation rapide des eaux usées lors de la vidange de la cuve a nécessité de scinder l'échantillonnage des eaux de la cuve en trois temps avec le malaxage des eaux entre chaque temps afin d'avoir un échantillon le plus homogène possible. De plus, afin d'avoir un échantillonnage le plus reproductible possible entre différents opérateurs ayant pu contribuer à ces campagnes, une check-list a été rédigée et a dû être complétée à chaque prélèvement.

Un questionnaire est remis aux occupants lors du début de chaque campagne permettant de collecter des informations sur les usages de l'eau et leur fréquence durant les sept jours de prélèvements. Ces questionnaires permettent de collecter des données sur une journée

concernant : le nombre de passage au WC, le nombre de lessives réalisées, le nombre de repas pris et le nombre de douches. Le questionnaire est présenté en Annexe 2.

II.2.3 Eaux usées domestiques prétraitées

Les eaux usées prétraitées sont caractérisées dans le but de voir l'effet de la fosse toutes eaux sur les eaux usées d'entrée et d'obtenir les caractéristiques des eaux entrant sur les procédés de traitement. Cette connaissance permettra d'élaborer une eau d'alimentation caractéristique des eaux usées domestiques prétraitées qui sont à épurer par le système de traitement.

Le prélèvement d'eaux usées prétraitées consiste à récolter les eaux avant leur entrée sur le système de traitement compact. Le prélèvement des eaux usées prétraitées est un prélèvement ponctuel.
Les eaux sont récoltées dans un seau au niveau de l'auget basculant du système de traitement compact. Elles sont ensuite homogénéisées avant d'être transvasées dans les flacons de prélèvements. Les flacons de prélèvements sont complétés en trois fois avec une homogénéisation de l'eau contenue dans le seau entre chaque remplissage, comme pour les eaux usées d'entrée. La Figure II- 5 présente une photo du prélèvement vue de dessus.



Figure II- 5. Prélèvement des eaux usées domestiques prétraitées – Vue du dessus

II.3 PARAMETRES ANALYSES

II.3.1 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau II- 4 présente les paramètres physico-chimiques analysés dans les eaux usées issues des habitations. Les analyses des eaux usées issues d'habitation ont été réalisées par le Centre d'Analyses Environnementales (CAE) de VEOLIA à Toulouse.

Tableau II- 4. Paramètres analysés

Paramètre[1]		unité	Norme
Demande Chimique en Oxygène	DCO	$mg.L^{-1}$	NFT 90-101
Demande Biologique en Oxygène	DBO_5	$mg.L^{-1}$	NF EN 1899
Azote Kjeldhal	NTK	$mgN.L^{-1}$	NF EN 25663
Ammonium	NH_4^+	$mgN.L^{-1}$	NFT 90-015-1
Nitrites	NO_2^-	$mgN.L^{-1}$	NF EN ISO 10304-1
Nitrates	NO_3^-	$mgN.L^{-1}$	NF EN ISO 10304-1
Phosphore total	P_T	$mgP.L^{-1}$	NF EN ISO 11885
Matières En Suspension	MES	$mg.L^{-1}$	NF EN 872

[1] Analyses réalisées par le Centre d'Analyses Environnementales (CAE) de Toulouse

II.3.2 Micropolluants organiques

Un screening de micropolluants organiques a été réalisé sur des échantillons d'eaux usées d'entrée pour trois sites différents. Les différents échantillons d'eau (4 L par site) ont été prélevés lors de la deuxième campagne de prélèvement. Le Tableau II- 5 présente les familles de micropolluants testés. Les échantillons ont été congelés à -18℃ jusqu'à la réalisation des analyses. Les analyses ont été réalisées par le Laboratoire Départemental d'Analyses (LDA) de la Drôme.

Tableau II- 5. Micropolluants analysés dans les eaux usées d'entrée

Paramètre	Nombre de composés	LOQ* ($\mu g.L^{-1}$)
Hormones	4	0,01 par composé
Acide Acétylsalicylique (AA)	1	0,01
Paracétamol (Pa)	1	0,01
Ibuprofène (IBU)	1	0,01
Agents de surface (LAS)	4	20
Alkylphénols	6	0,04 à 0,1 par composé
Phtalates	6	0,5 à 5 par composé
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	18	0,001 à 0,5 par composé
Pesticides	367	0,01 à 0,1 par composé

* LOQ : limite de quantification

II.4 DESCRIPTION STATISTIQUE DES RESULTATS

II.4.1 Boites à moustaches

La boîte à moustaches, traduction de Box & Whiskers Plot ou Box Plot, est une invention de TUKEY (1977) pour représenter schématiquement une distribution. Le logiciel utilisé pour tracer ces diagrammes est le logiciel XLSTAT 2011.2.08 (Addinsoft).

Ces graphiques regroupent plusieurs informations (Figure II- 6) :

- une échelle des valeurs de la variable sur un axe vertical ;
- le premier quartile Q1 (25% des effectifs) est représenté par le trait inférieur formant la boite ;
- le troisième quartile Q3 (75% des effectifs) est représenté par le trait supérieur formant la boite ;
- la médiane Q2 (deuxième quartile ; 50% des effectifs) est représentée par le trait au sein de la boite ;
- la moyenne est représentée par un + rouge ;
- les limites inférieures et supérieures sont représentées par les extrémités de la moustache de part et d'autre de la boite. L'extrémité de la moustache inférieure est la valeur minimum dans les données qui est supérieure à la valeur frontière basse : $Q1 - 1{,}5 \times (Q3 - Q1)$. L'extrémité de la moustache supérieure est la valeur maximum dans les données qui est inférieure à la valeur frontière haute : $Q3 + 1{,}5 \times (Q3 - Q1)$,
- les valeurs minimum et maximum sont représentées par un point bleu ;
- les valeurs atypiques peuvent être représentées (astérisque, cercle…). Elles sont situées au-delà des limites inférieures et supérieures.

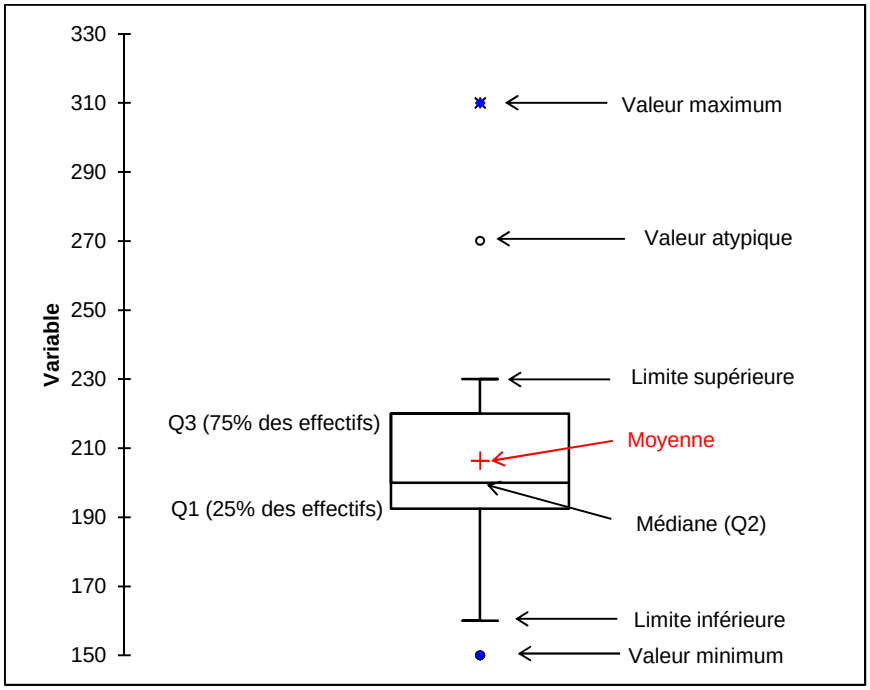


Figure II- 6. Exemple de boite à moustaches

II.4.2 Analyse en composantes principales (ACP)

Compte tenu du grand nombre de résultats analytiques, le recours à des méthodes d'analyse statistique multi variées a été choisi pour caractériser les résultats obtenus.
L'analyse en composantes principales est une méthode de projection qui a pour objectif de décomposer un jeu de données quelconque en une série de composantes qui décrivent les propriétés principales.
L'analyse en composantes principales a été réalisée à l'aide du logiciel XLSTAT 2011.2.08 (Addinsoft).

II.4.2.a Principe

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une méthode statistique multi variée, qui consiste à transformer des variables liées entre elles ou corrélées en de nouvelles variables indépendantes les unes des autres donc non corrélées.
L'ACP s'applique à des tableaux croisant des individus (en lignes) et des variables quantitatives (en colonnes). A l'intersection de la ligne i et de la colonne k se trouve la valeur x_{ik} de la variable k pour l'individu i. L'indice i varie de 1 à N et l'indice k varie de 1 à n. $\bar{x}_k$ est la moyenne et s_k l'écart-type de la variable k sur l'ensemble des N individus.
Le but est de représenter le nuage de points, à n dimensions, dans un espace de dimension réduit en perdant le moins d'information possible, c'est à dire en gardant le maximum de la variabilité totale. Cela permet de condenser les informations et donc de rendre l'interprétation plus facile. L'ACP cherche à évaluer les ressemblances entre individus (distance) et à évaluer les liaisons entre variables (coefficient de corrélation linéaire).

II.4.2.b Etapes de calcul

- <u>Transformation des données</u>

Les variables sont centrées et réduites avant l'analyse. Cette transformation mathématique permet de s'affranchir de l'hétérogénéité des unités de mesure des variables, rendant les données indépendantes de leur unité. Elle permet alors d'accorder la même importance à chaque variable. Les variables centrées-réduites sont obtenues en donnant une même moyenne et une même variance à toutes les colonnes. La valeur de la variable k pour l'individu i est alors donnée par $(x_{ik} - \bar{x}_k)/s_k$.

- <u>Composantes principales</u>

La première étape pour obtenir les axes de l'ACP est de calculer la matrice des corrélations et de diagonaliser cette matrice de façon à déterminer les axes factoriels (vecteurs propres de la matrice). Les axes factoriels définissent les nouveaux axes qui sont des combinaisons linéaires des anciens axes. A chaque axe est associée une nouvelle variable qui est une combinaison linéaire des anciennes variables. Ces nouvelles variables sont appelées les composantes principales. Les composantes principales sont non-corrélées entre elles. A chaque composante principale est associée une variance (λ_s) correspondant à l'inertie expliquée par l'axe factoriel qui lui est associé.

Le pourcentage d'inertie rapporte l'inertie projetée à l'inertie totale : $\%inertie = \lambda_s / \sum_{s=1}^{n} \lambda_s$.
Les pourcentages d'inertie s'additionnent pour plusieurs axes. Les composantes principales sont classées par ordre décroissant du pourcentage d'inertie expliquée.

Il est important de souligner que l'orientation des axes est arbitraire. Le signe des coordonnées des individus et des variables sur un axe n'a donc pas de signification. En revanche, la comparaison des signes peut s'interpréter : deux individus ont sur un axe l'un une coordonnée positive l'autre une coordonnée négative, cela signifie qu'ils s'opposent sur cet axe.

- Représentation des variables

Une fois ces axes calculés, il faut en connaitre la signification. Pour cela, la représentation des anciennes variables se fait sur un cercle de rayon 1 en utilisant comme coordonnées les coefficients de corrélation avec les nouvelles variables, donc les composantes principales (Figure II- 7).
La qualité de la représentation d'une variable sur un plan s'évalue visuellement à partir de la distance au bord du cercle.
Deux variables colinéaires sont significativement corrélées. Deux variables orthogonales sont significativement non-corrélées.

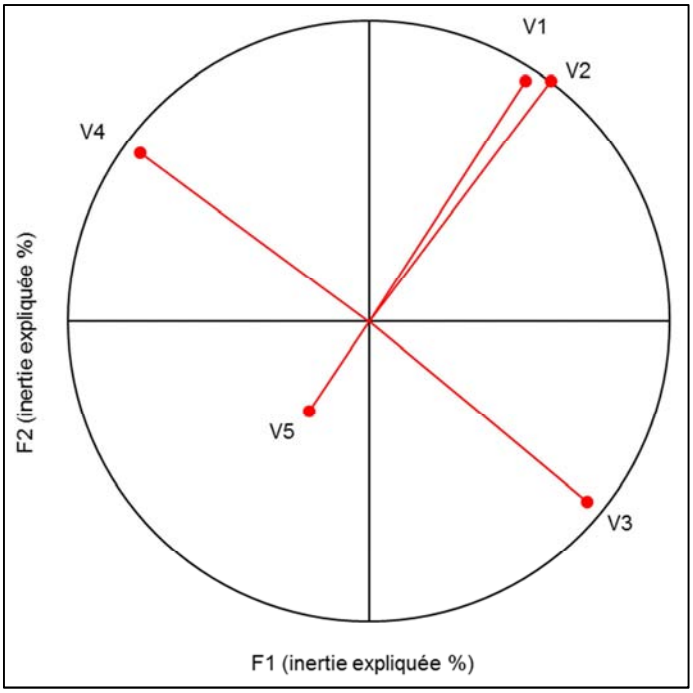


Figure II- 7. Représentation des variables – Cercle des corrélations

- *V1, V2, V3, V4 : variables bien représentées dans le plan formé par les axes F1-F2 (proches du bord du cercle)*
- *V5 : variable peu représentée dans le plan formé par les axes F1-F2*
- *V1 et V2 : variables corrélées (variables colinéaires)*
- *V1 et V3 : variables non corrélées (variables orthogonales)*
- *V3 et V4 : variables corrélées négativement (variables opposées)*

- Représentation des individus

Une fois les axes factoriels identifiés, on peut projeter les individus sur les plans principaux dont les axes sont les premières composantes principales qui rassemblent donc le maximum d'inertie. Il faut s'assurer que la représentation des individus sur ces plans est de bonne qualité. Pour un individu, la qualité est mesurée à l'aide du cosinus de l'angle formé par le plan principal et le vecteur défini par l'individu. Idéalement lorsqu'un individu est sur le plan factoriel, l'angle défini est alors nul, ce qui entraine un cosinus carré égal à 1. Au contraire, un individu orthogonal à chacun des axes du plan aura un cosinus carré nul.
Tous les individus occupant des positions intermédiaires auront un cosinus carré d'autant plus proche de 1 qu'un individu est bien représenté par sa projection sur le plan.
Lorsqu'un individu contribue beaucoup à la construction d'un axe factoriel, il est fréquent que les résultats d'une nouvelle ACP construite sans cet individu changent de façon substantielle : les principaux facteurs de variabilité peuvent changer et de nouvelles oppositions entre individus apparaitre.

- Retour aux données

Il est prudent d'appuyer l'interprétation par un retour aux données. Il convient entre autre de vérifier les conclusions de l'ACP par une relecture du tableau des données et de la matrice des corrélations.

II.4.3 Classification ascendante hiérarchique

La classification ascendante hiérarchique (CAH) vient en complément de l'ACP de façon à comprendre la structure des données et à faciliter l'interprétation des résultats. La CAH a été réalisée à l'aide du logiciel XLSTAT 2011.2.08 (Addinsoft).

II.4.3.a Principe

Le principe de la CAH est de rassembler les observations ou les modalités d'une variable qualitative selon un critère de ressemblance défini au préalable. Les observations les plus "ressemblantes" seront ainsi réunies dans des groupes homogènes, lesquels se rassembleront plus ou moins rapidement en fonction de leurs ressemblances.
Initialement, chaque observation forme un cluster à une observation. La CAH cherche à réduire le nombre de clusters de manière itérative. À chaque étape, deux clusters sont fusionnés, ceux qui sont les plus "proches" au sens de la distance choisie. Le dernier cluster étant celui qui comporte tous les objets à classer.
La classification est ascendante car elle part des observations individuelles ; elle est hiérarchique car elle produit des classes ou groupes de plus en plus vastes, incluant des sous-groupes en leur sein.

II.4.3.b Etapes de la méthode

- Choix des données

Les distances étant calculées sur les valeurs observées des variables, la classification n'aura pas de sens si les variables s'expriment avec des unités différentes et si elles ont des plages de variation très différentes. Il faut au préalable transformer les variables en variables centrées-réduites.

Il est à noter qu'il revient au même de réaliser la CAH des individus (I) à partir de k variables centrées-réduites, que de réaliser la CAH des individus à partir des p facteurs obtenus à l'aide d'une ACP normée sur les variables précédentes. Toutefois, il peut être intéressant de réaliser la CAH à partir des q premiers facteurs (q<k). Cela a pour effet d'éliminer une partie des variations entre individus, qui correspond en général à des fluctuations aléatoires, c'est-à-dire à un "bruit statistique".

- Choix de l'indice de dissimilarité

À la première étape, lorsque chaque observation représente sa propre classe, les distances entre ces objets sont définies par la mesure de distance choisie. Deux observations vont être fusionnées car elles présentent la « distance » la plus faible. Il s'agit alors de trouver une définition de la distance entre deux individus. Il existe plusieurs mesures de distance entre individus. La distance Euclidienne est le type de distance le plus couramment utilisé. Il s'agit simplement d'une distance géométrique dans un espace multidimensionnel.

$$d(I_i, I_j) = \sqrt{\sum_k (x_{ik} - x_{jk})^2}$$

- Choix de l'indice d'agrégation

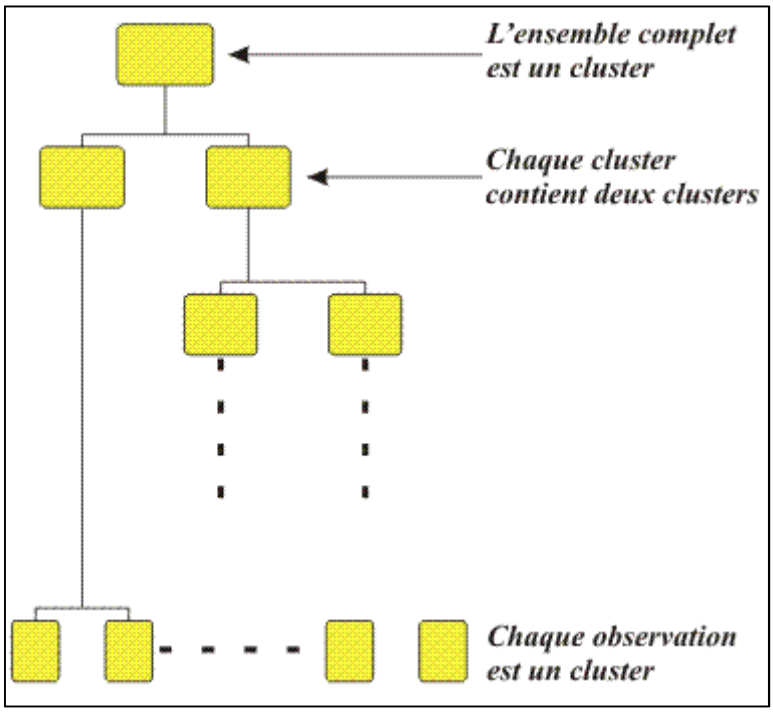
Une fois l'agrégation de plusieurs observations en classe effectuée, il faut choisir une règle d'agrégation pour déterminer le moment où deux classes seront suffisamment similaires pour n'en former qu'une seule. Là encore, de nombreuses solutions existent. Il faut noter que ces solutions permettent toutes de calculer la distance entre deux classes quelconques sans avoir à recalculer celles qui existent entre les individus composant chaque classe. La méthode de Ward est utilisée au cours de cette étude. Cette méthode utilise une analyse de la variance approchée afin d'évaluer les distances entre classes.
En résumé, cette méthode tente de minimiser la somme des carrés de tous les couples hypothétiques de classes pouvant être formés à chaque étape. Les indices d'agrégation sont recalculés à chaque étape à l'aide de la règle suivante ; si une classe M est obtenue en regroupant les classes K et L, sa distance à la classe J est donnée par (N_X correspond au poids de chaque classe):

$$D(M,J) = \frac{(N_J + N_K)D(K,J) + (N_J + N_L)D(L,J) - N_J D(K,L)}{N_J + N_K + N_L}$$

La distance retenue entre deux groupes est celle qui minimise la variance intra-groupe tout en maximisant la variance inter-groupe.

- Représentation

Les résultats sont présentés sous forme d'un arbre hiérarchique appelé dendogramme (Figure II- 8). Le dendogramme nous indique l'ordre dans lequel les agrégations successives ont été opérées. Il nous indique également la valeur de l'indice d'agrégation à chaque niveau d'agrégation. Il est généralement pertinent d'effectuer la coupure après les agrégations correspondant à des valeurs peu élevées de l'indice et avant les agrégations correspondant à des valeurs élevées. En coupant l'arbre au niveau d'un saut important de cet indice, on peut espérer obtenir une partition de bonne qualité car les individus regroupés en-dessous de la coupure sont proches, et ceux regroupés après la coupure sont éloignés.



Source : AI ACCESS - http://www.aiaccess.net/French/Glossaires/GlosMod/f_gm_classif_hiera.htm

Figure II- 8. Présentation des résultats de la CAH – Dendogramme

III CARACTERISATION DES EAUX USEES ISSUES D'HABITATION

III.1 EAUX USEES DOMESTIQUES D'ENTREE

III.1.1 Qualité physico-chimique

Les résultats obtenus durant les deux campagnes de prélèvements pour les six sites sont comparés sur la Figure II- 9 et la Figure II- 10. Les campagnes sont différenciées sur les graphiques par le numéro 1 ou 2 à côté du nom du site. L'ensemble des résultats obtenus pour les deux campagnes de prélèvement réalisées sur les six sites sont présentés en Annexe 2.

Sur les graphiques, les lignes vertes représentent :

- pour le volume : la valeur admise comme référence ;
- pour la DCO, la DBO_5 et les MES : les teneurs minimales et maximales issues de l'arrêté du 7 septembre 2009 modifié (Arrêté, 2009) ;
- pour les paramètres azotés et le phosphore : les teneurs minimales et maximales issues du protocole d'évaluation élaboré par l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) (AFSSET, 2009).

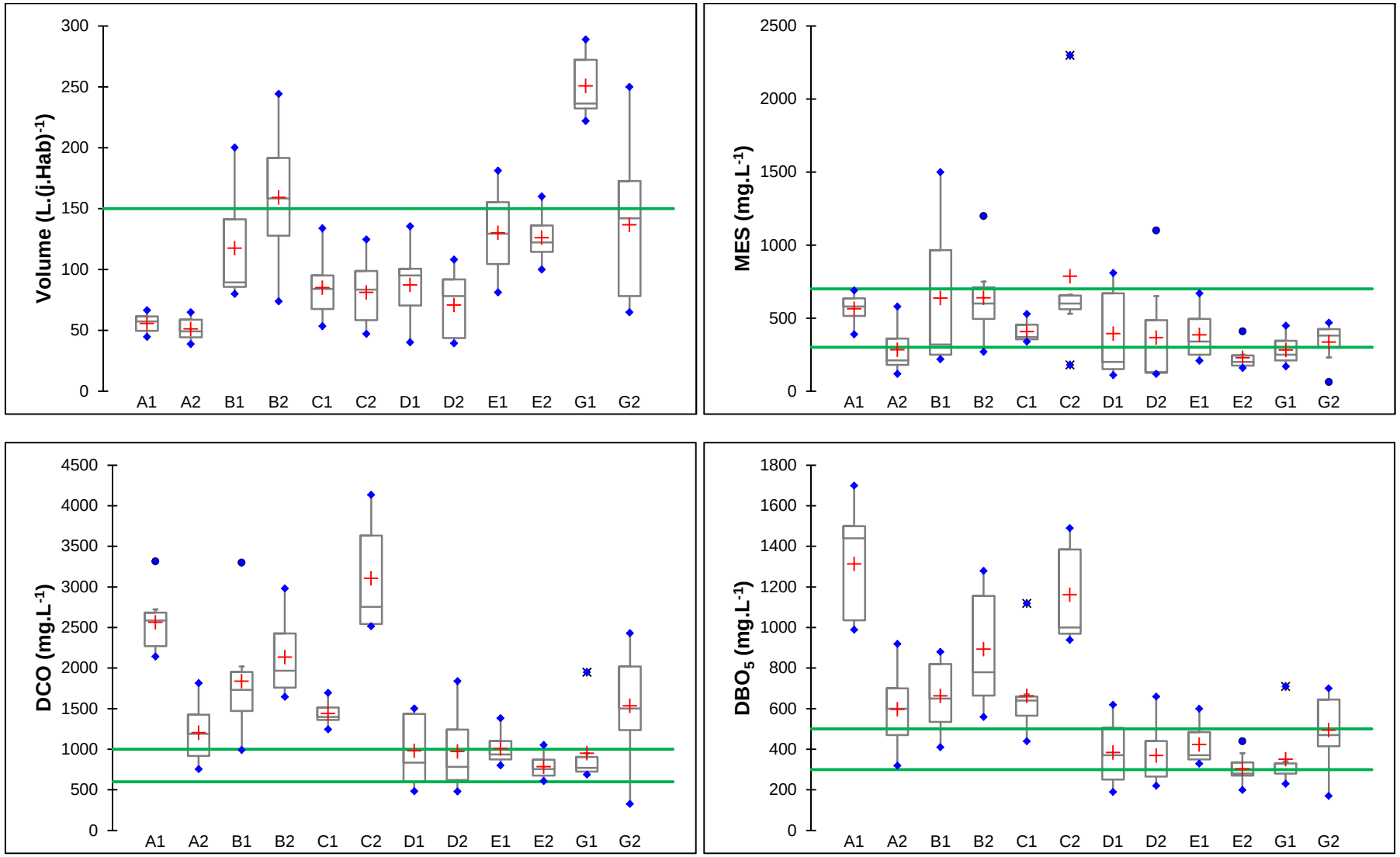


Figure II- 9. Volume et concentrations en DCO, DBO_5 et MES pour les 2 campagnes sur les 6 sites étudiés

- *La ligne verte pour le volume représente la valeur admise comme référence.*
- *Les lignes vertes pour la DCO, DBO_5 et les MES représentent les teneurs minimales et maximales issues de l'arrêté du 7 septembre 2009.*
- *A1 : site A campagne 1 ; A2 : site A campagne 2 ; B1 : site B campagne 1 ; B2 : site B campagne 2 ; C1 : site C campagne 1 ; C2 : site C campagne 2 ; D1 : site D campagne 1 ; D2 : site D campagne 2 ; E1 : site E campagne 1 ; E2 : site E campagne 2 ; G1 : site G campagne 1 ; G2 : site G campagne 2.*

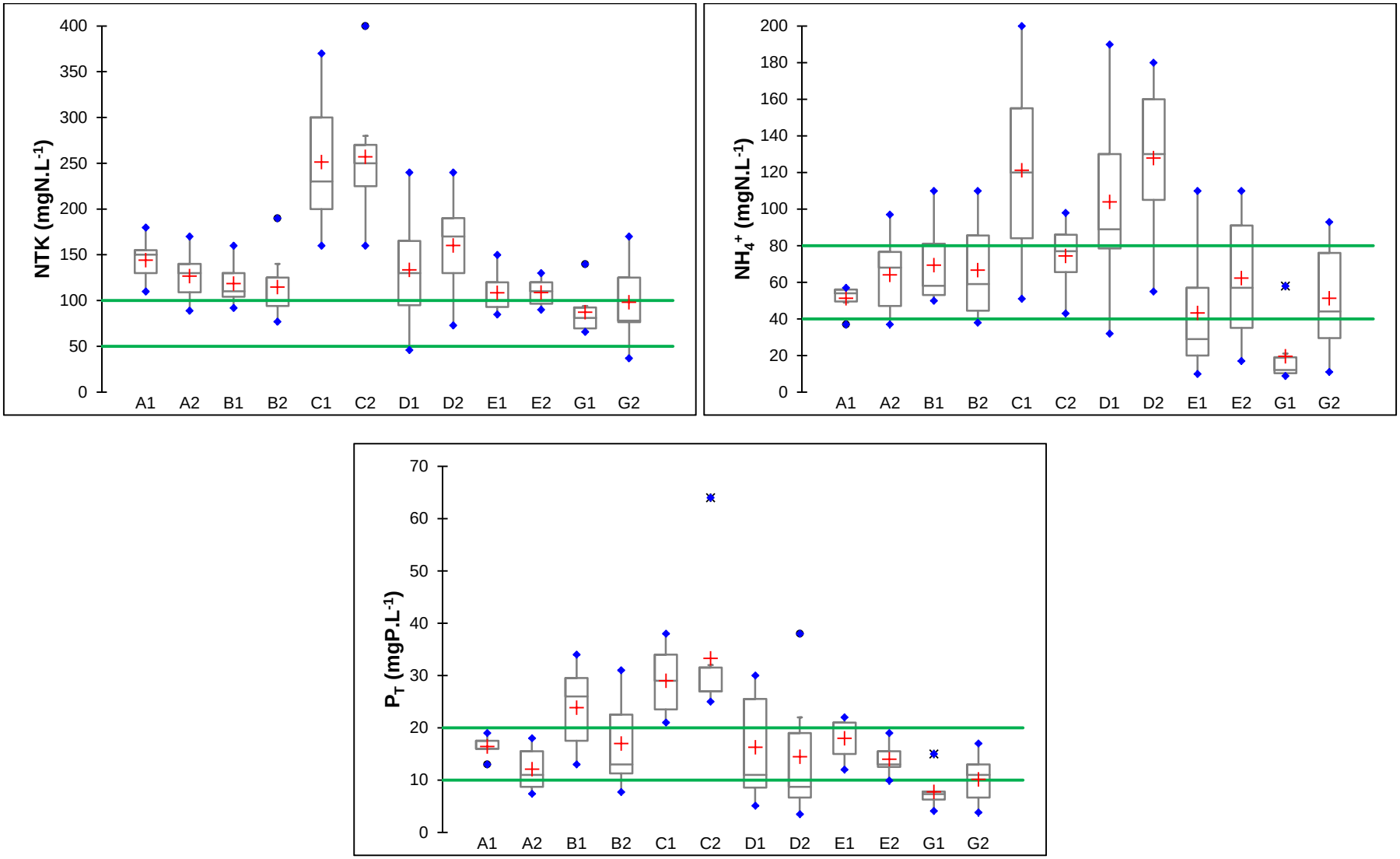


Figure II- 10. Concentrations en nutriment pour les 2 campagnes sur les 6 sites étudiés

- *Les lignes vertes pour les paramètres azotés et le phosphore représentent les teneurs minimales et maximales issues du protocole d'évaluation élaboré par l'ANSES (AFSSET, 2009).*
- *A1 : site A campagne 1 ; A2 : site A campagne 2 ; B1 : site B campagne 1 ; B2 : site B campagne 2 ; C1 : site C campagne 1 ; C2 : site C campagne 2 ; D1 : site D campagne 1 ; D2 : site D campagne 2 ; E1 : site E campagne 1 ; E2 : site E campagne 2 ; G1 : site G campagne 1 ; G2 : site G campagne 2.*

Les volumes d'eau à traiter par EH sont en moyenne inférieurs aux 150 L.(j.EH)$^{-1}$ communément considérés, sauf pour le site G lors de la 1ère campagne et le site B lors de la 2ème campagne. Le volume moyen d'eau à traiter est en effet plus proche de 90 L.(j.EH)$^{-1}$ que de 150 L.(j.EH)$^{-1}$. Les résultats d'analyse présentent une grande variabilité d'un prélèvement à l'autre au cours d'une semaine pour un même site. Par exemple, pour le site B, la teneur en DCO varie entre 991 et 3302 mg.L^{-1} au cours de la semaine d'échantillonnage lors de la 1ère campagne. Une grande variabilité des teneurs pour les différents paramètres testés est aussi observée d'un site à l'autre.
Les teneurs moyennes observées en MES sont comprises dans les gammes de concentrations de l'arrêté du 7 septembre 2009 (Arrêté, 2009)) et sont concordantes avec une étude menée en France (Cauchi and Vignoles, 2011). Les teneurs moyennes obtenues en DCO pour les sites A, B et C lors des deux campagnes sont supérieures aux gammes de concentrations (Arrêté, 2009) et aux teneurs rapportées dans la littérature (Devi and Dahiya, 2008; Cauchi and Vignoles, 2011). Les teneurs moyennes observées en NTK lors des deux campagnes sont supérieures aux teneurs rapportées dans le protocole d'évaluation (AFSSET, 2009). Pour les sites A et C, les teneurs observées en MES, DCO et DBO_5 entre la 1ère campagne et la 2ème campagne sont variables. Les teneurs observées pour ces paramètres pour le site A ont été divisées par deux entre la 1ère et la 2ème campagne. Alors que pour le site C, les teneurs ont été doublées entre les deux campagnes. Pour les sites B, D et E, les teneurs moyennes observées pour les MES, la DCO et la DBO_5 lors des deux campagnes restent dans les mêmes ordres de grandeurs.

Les rejets issus d'habitation individuelle avant l'entrée en fosse toutes eaux montrent une grande variabilité de la qualité physico-chimique ainsi que du volume rejeté. Les concentrations observées montrent aussi que les « standards » de qualité issus des arrêtés concernant les ANC ou autres documents normatifs semblent inappropriés. En effet, les teneurs retrouvées dans les eaux en entrée de prétraitement, notamment pour la DCO, DBO_5 et NTK, sont en moyenne supérieures à celles indiquées dans les textes de référence. De plus, les volumes d'eaux rejetés par les habitants dans les systèmes d'ANC (autour de 90 L.(j.hab)$^{-1}$) sont inférieurs au volume utilisé pour tester les différentes filières (150 L.(j.hab)$^{-1}$).

III.1.2 Charges journalières

Les charges journalières par habitant ont été calculées à partir des résultats obtenus, selon l'Equation II- 1 :

Equation II- 1. Charge journalière

$$Charge\ journalière = \frac{[X]_i \times Volume_i}{N_i}$$

$[X]_i$ = Concentration du paramètre considéré à la date i

$Volume_i$ = Volume mesuré à la date i

N_i = nombre de personnes présentes dans l'habitation à la date i

La Figure II- 11 regroupe les résultats obtenus pour le volume et pour les paramètres DCO, DBO_5 et MES. Les graphiques présentent les fréquences cumulées pour chaque paramètre.

Les courbes de fréquence sont obtenues en classant l'ensemble des résultats obtenus de la plus petite à la plus grande valeur et la fréquence (nombre de fois où la valeur est mesurée) de chaque valeur est calculée. La fréquence cumulée est ensuite représentée en fonction des concentrations observées.
Sur les graphiques, la flèche rouge représente la médiane et la flèche verte la moyenne de la série de données. Le rectangle bleu représente les plages pour la charge journalière rejetée par un habitant calculée à partir des gammes de concentrations réglementaires pour un volume journalier de 150 L par EH (45-75 g de DBO_5 ; 90-150 g de DCO ; 60-90 g de MES) (AFSSET, 2009; Arrêté, 2009).

Comme nous l'avons vu dans le paragraphe précédent, les volumes observés durant cette étude sont environ 1,5 fois moins importants que les volumes admis pour les rejets d'un habitant par jour. Concernant la DCO et la DBO_5, les concentrations rencontrées présentaient des teneurs élevées par rapport aux gammes de concentration issues de l'arrêté du 7 septembre 2009 (Arrêté, 2009). Lorsque ces teneurs sont ramenées à la charge journalière par habitant, la charge moyenne en DBO_5 est de 67 g et celle en DCO est de 162 g, ce qui coïncide avec les valeurs admises pour un EH. En revanche pour les MES, la charge journalière moyenne est de 50 g par habitant, ce qui est inférieur à la gamme de valeurs admises de 60 à 90 g pour un EH. Ceci peut s'expliquer par le fait que les concentrations observées pour les MES se trouvent dans les gammes de concentrations (Arrêté, 2009) pour un volume rejeté moins important.

Les installations d'assainissement non collectif situées en aval de ces rejets doivent être capables de traiter une charge journalière moyenne « classique » (en moyenne 60 g de DBO_5 par habitant) pour un volume d'eau rejetée 1,5 fois moins important que celui estimé lors de la conception de ces installations. Les concentrations en polluants devant être traitées par les installations sont donc plus importantes que celles pour lesquelles elles sont testées. Les qualités d'eaux fluctuantes en volume et en charge polluante, qui transitent par ces installations, peuvent entrainer un défaut de fonctionnement des systèmes de traitement si ces observations ne sont pas prises en compte.

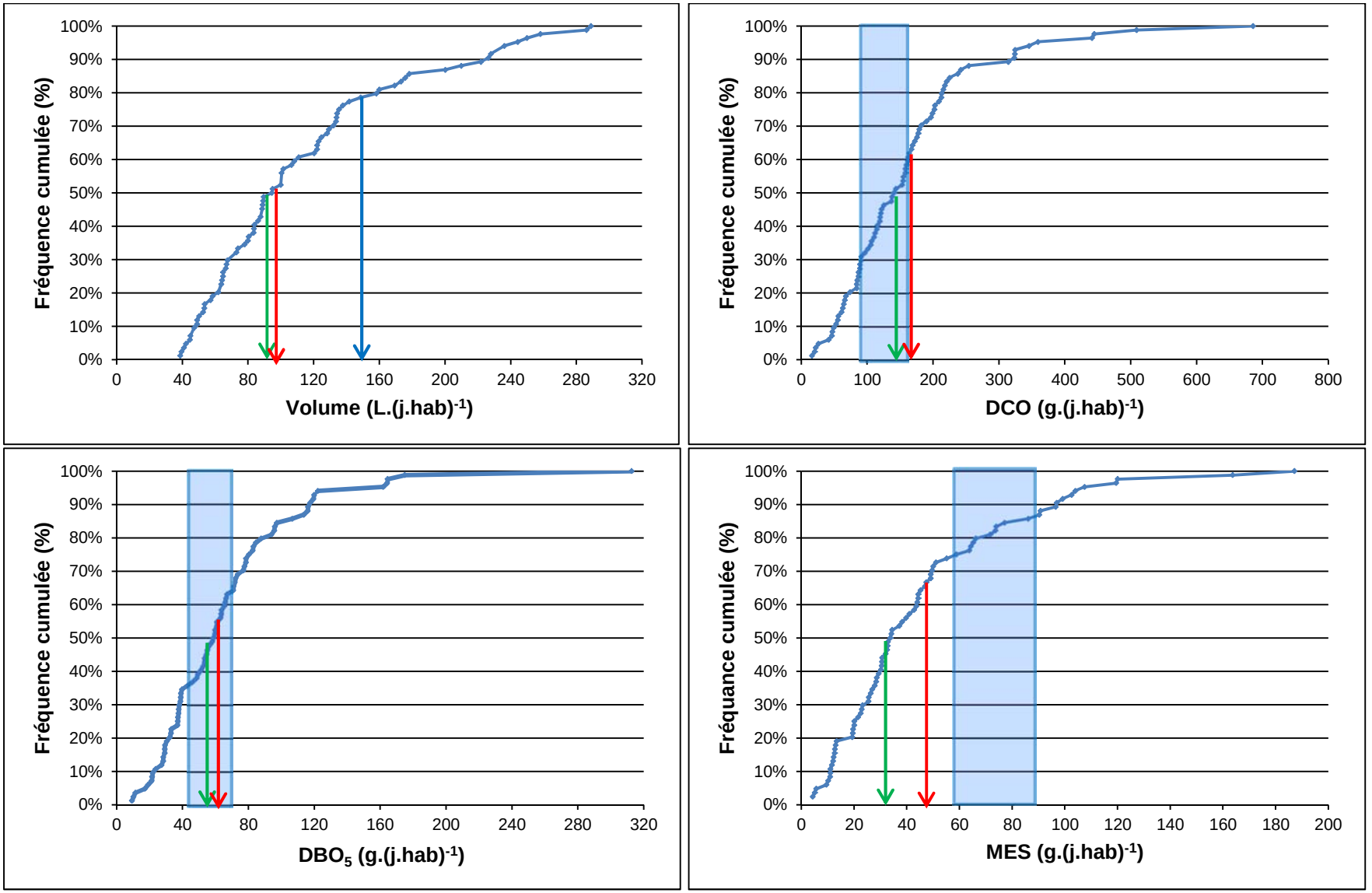


Figure II- 11. Charges journalières par habitant

- *La flèche rouge représente la médiane et la flèche verte représente la moyenne.*
- *Le cadre bleu représente les plages pour la charge journalière rejetée par un habitant calculée à partir des gammes de concentrations réglementaires (AFSSET, 2009; Arrêté, 2009) pour un volume journalier de 150 L par EH (45-75 g de DBO5 ; 90-150 g de DCO ; 60-90 g de MES).*

III.1.3 Analyses multi variées

Les prélèvements réalisés ont généré un grand nombre de données qui ont été étudiées en analyse en composantes principales et classification ascendante hiérarchique.

III.1.3.a Comparaison des deux campagnes

Chaque campagne de prélèvements a fait l'objet d'une analyse en composantes principales et d'une classification ascendante hiérarchique. Les jeux de données relatifs aux deux campagnes ont été construits comme suit :

- Variables (paramètres) : volume (L), DCO ($mg.L^{-1}$), DBO_5 ($mg.L^{-1}$), MES ($mg.L^{-1}$), NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$), P_T ($mgP.L^{-1}$).
- Individus : 7 prélèvements réalisés sur 6 sites.

La matrice construite comprend alors, pour chaque campagne, 252 valeurs, réparties en 6 colonnes (paramètres) et 42 lignes (prélèvements).

Les deux premières composantes principales représentent 75,6 % de l'inertie initiale pour la 1ère campagne (F1 :50,9 % ; F2 :24,7 %) et 74,6 % pour la 2ème campagne (F1 :52,3 % ; F2 :22,3 %). La Figure II- 12 présente le cercle des corrélations pour le plan défini par les axes F1 et F2 pour chaque campagne.

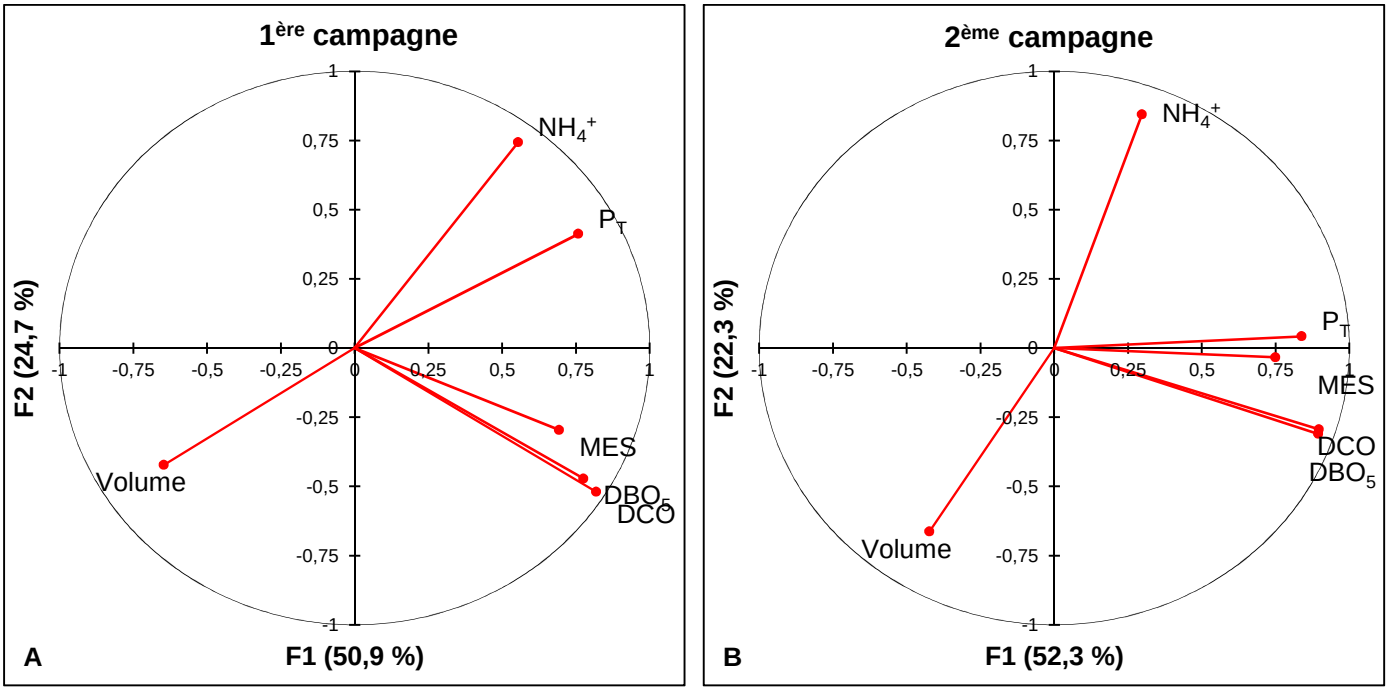


Figure II- 12. Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2 :
A – matrice de données issues de la 1ère campagne ; B – matrice de données issues de la 2ème campagne

Pour les deux campagnes, trois axes se distinguent :

- un axe composé des ions ammonium, que l'on note axe nutriment ;
- un axe formé par les paramètres MES, DCO et DBO_5, que l'on note axe organique ;
- l'axe volume.

Les deux premiers axes forment un angle de 90°, ce qui indique qu'ils ne sont pas corrélés entre eux.

Dans les deux ACP réalisées, le volume n'est pas corrélé à l'axe organique. En revanche, le volume forme un angle de 180° avec l'axe nutriment, ce qui indique qu'il est corrélé négativement avec ce groupe, i.e. lorsque le volume augmente les teneurs des paramètres concernés diminuent.

La représentation des variables pour chaque campagne diffère notamment pour le paramètre phosphore total. Le P_T est lié à l'axe formé par les ions ammonium lors de la 1ère campagne et à l'axe composé par les MES, la DCO et la DBO_5 en ce qui concerne la 2ème campagne. Cette différence de corrélation montre que les habitants ont modifié une partie de leurs usages entre les deux campagnes.

Pour compléter l'ACP, une classification ascendante hiérarchique a été réalisée sur les mêmes matrices de données (Figure II- 13).

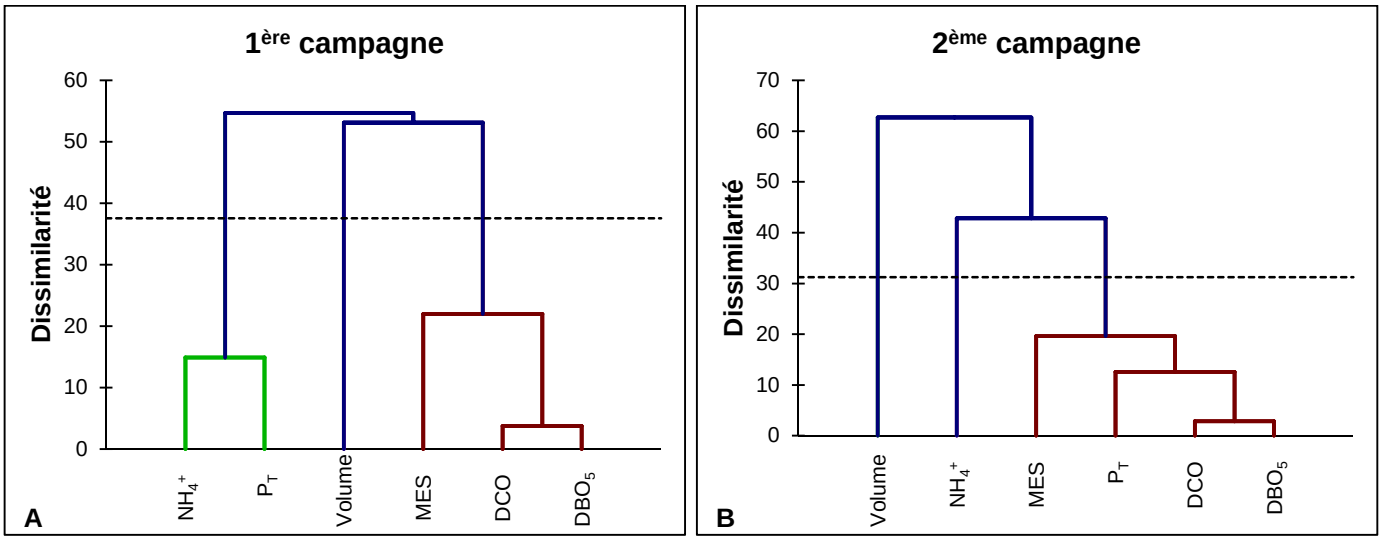


Figure II- 13. Dendogramme des variables :
A – matrice de données issues de la 1ère campagne ; B – matrice de données issues de la 2ème campagne

Pour chaque campagne, trois groupements sont identifiés correspondants aux trois axes révélés par l'ACP. Le phosphore est lié aux ions ammonium pour la 1ère campagne et aux paramètres organiques pour la 2ème campagne.

La Figure II- 14 présente la représentation des individus dans le plan formé par les axes F1 et F2 pour chaque campagne.

Les individus sont notés comme suit : Xn-J

- X : la lettre du site (A, B, C, D, E ou G) ;
- n : numéro de la campagne (1 ou 2) ;
- J : jour de la semaine (L : lundi, Ma : mardi, Me : mercredi, J : jeudi, V : vendredi, S : samedi, D : dimanche).

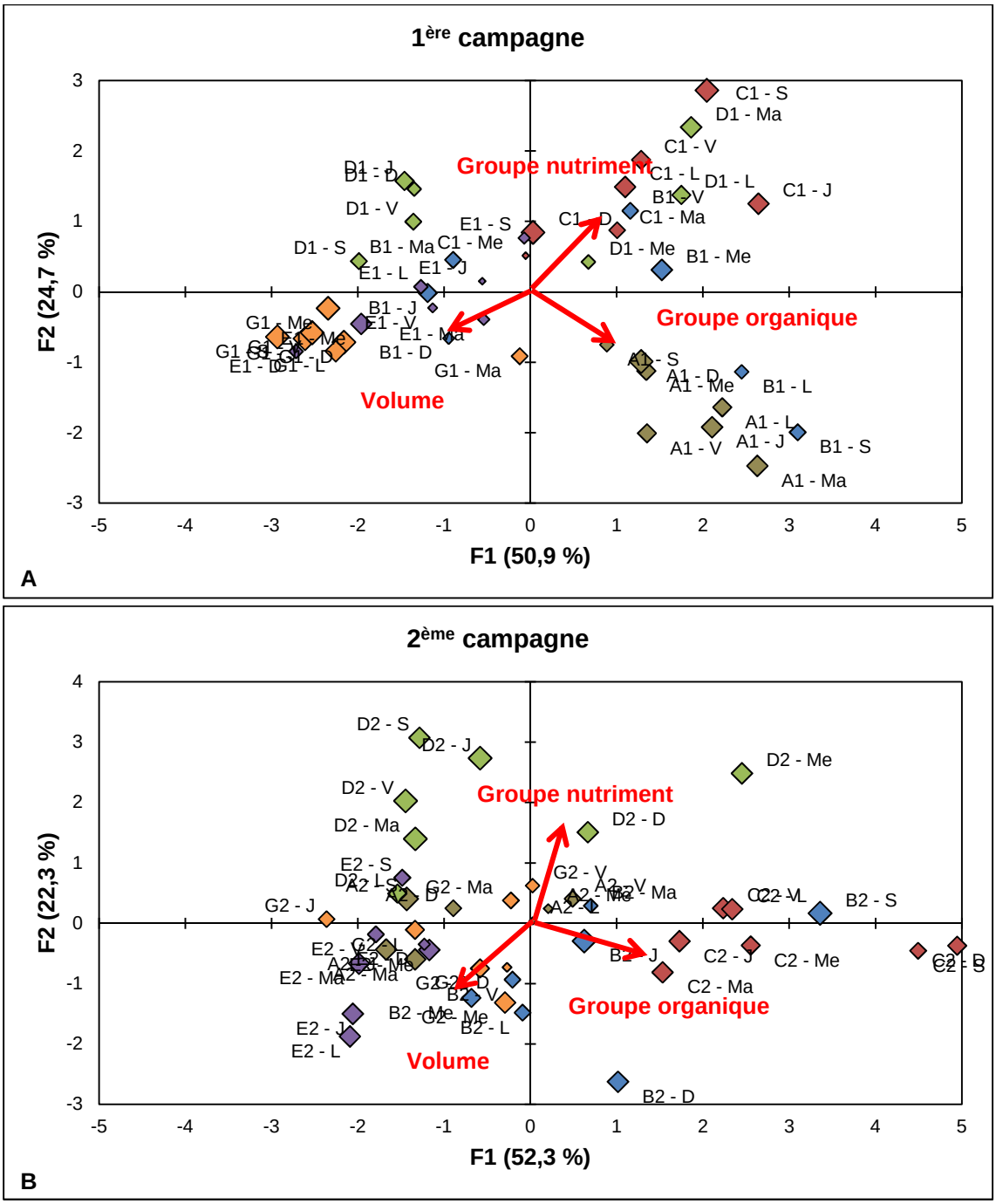


Figure II- 14. Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2 :
A – matrice de données issues de la 1ère campagne ; B – matrice de données issues de la 2ème campagne

- *Flèches rouges : axes des trois groupes de paramètres observés sur les cercles des corrélations.*
- *site A → marron ; site B → bleu ; site C → rose ; site D → vert ; site E → violet ; site G → orange.*
- *La taille des points représentant les individus est proportionnelle à la valeur du cosinus carré correspondante.*
- *Les individus sont notés comme suit : Xn-J*
  - *X : la lettre du site (A, B, C, D, E ou G) ;*
  - *n : numéro de la campagne (1 ou 2) ;*
  - *J : jour de la semaine (L : lundi, Ma : mardi, Me : mercredi, J : jeudi, V : vendredi, S : samedi, D : dimanche).*

La variabilité des concentrations observées entre sites lors de l'étude des concentrations se retrouve dans la représentation des individus dans le plan F1-F2, pour les deux campagnes. Trois groupes de prélèvements se distinguent des autres pour la 1ère campagne :

- les sites A et B qui sont orientés selon le groupe organique (MES, DCO et DBO_5) ;
- le site C qui est orienté selon le groupe nutriment (NH_4^+ et P_T) ;
- les sites E et G orienté vers l'axe volume.

Les rejets du site C sont caractérisés par des teneurs importantes en ions ammonium et en phosphore tandis que les sites A et B présentent des fortes concentrations en MES, DCO et DBO_5.

Pour la 2ème campagne, la répartition des sites n'est pas aussi tranchée. Le site A ne s'oriente plus vers le groupe organique (DCO, MES, P_T et DBO_5), les points le représentant sont répartis autour du centre, tandis que les points représentant le site C s'orientent vers le groupe organique. Les points représentant le site D ont tendance à s'orienter vers l'axe nutriment (NH_4^+).

La représentation des individus ne permet pas de donner un comportement général d'une famille type au cours d'une semaine. Les orientations prises par les différents prélèvements réalisés sur chaque site montre bien la différence de comportement dans les usages de l'eau d'une famille à une autre.
L'ACP a permis de confirmer les observations effectuées sur les données initiales, à savoir une variabilité des concentrations rencontrées entre sites et au sein d'une même habitation.

III.1.3.b Association des deux campagnes

En ACP, plus le jeu de données est important plus les résultats observés sont fiables. Les deux campagnes ont été rassemblées pour ne former qu'un seul jeu de données et voir si les corrélations observées pour les campagnes prisent séparément sont vérifiées lorsque les données disponibles sont plus nombreuses.
La matrice de données a été construite comme suit :

- Variables (paramètres) : volume (L), DCO ($mg.L^{-1}$), DBO_5 ($mg.L^{-1}$), MES ($mg.L^{-1}$), NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$), P_T ($mgP.L^{-1}$).
- Individus : 14 prélèvements réalisés sur 6 sites.

La matrice construite comprend alors 504 valeurs, réparties en 6 colonnes (paramètres) et 84 lignes (prélèvements).

Les deux premières composantes principales représentent 73,5 % de l'inertie initiale (F1 :51,0 % ; F2 :22,5 %). La Figure II- 15 présente le cercle des corrélations pour le plan défini par les axes F1 et F2.

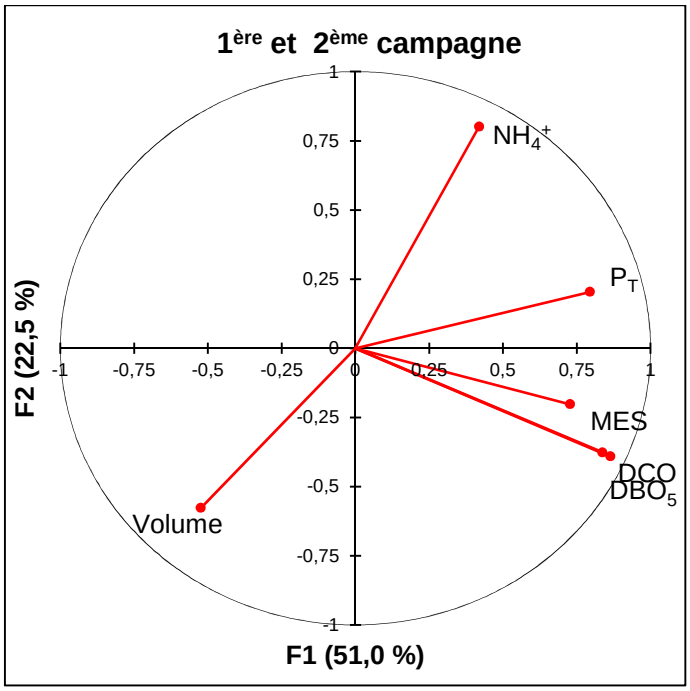


Figure II- 15. ACP réalisée sur la matrice de données issues de la 1ère et de la 2ème campagne – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2

Lorsque les données des deux campagnes sont regroupées le pourcentage d'inertie expliquée diminue. Les corrélations observées dans les ACP individuelles des campagnes n'étaient pas les mêmes, notamment pour le paramètre phosphore. Cette différence de corrélation entre les paramètres peut expliquer cette baisse du pourcentage d'explication lorsque l'on traite les données issues des deux campagnes ensembles.

Cependant, les trois axes relevés au niveau des cercles des corrélations pour les campagnes prisent individuellement se retrouvent :

- un axe nutriment (NH_4^+) ;
- un axe organique (MES, DCO, DBO_5) ;
- un axe volume.

Il est difficile de déterminer si le phosphore est lié au groupe organique ou au groupe nutriment.

Une CAH a été réalisée afin de compléter les résultats observés par l'ACP et essayer de corréler le phosphore à l'un des deux groupes de variables (Figure II- 16).

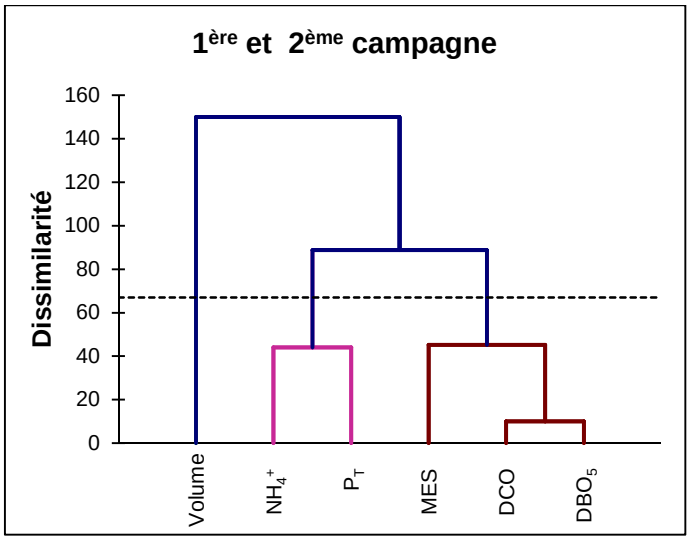


Figure II- 16. CAH réalisée sur la matrice de données issues de la 1ère et de la 2ème campagne – Dendogramme des variables

Trois clusters sont identifiés. Le premier correspond à l'axe volume observé en ACP. Le second cluster correspond à l'axe nutriment et la CAH permet de lié le phosphore à cet axe. Le dernier cluster correspond à l'axe organique. Les résultats obtenus en ACP et CAH sont en accord.

La Figure II- 17 présente la représentation des individus dans le plan formé par les axes F1 et F2 pour les deux campagnes.

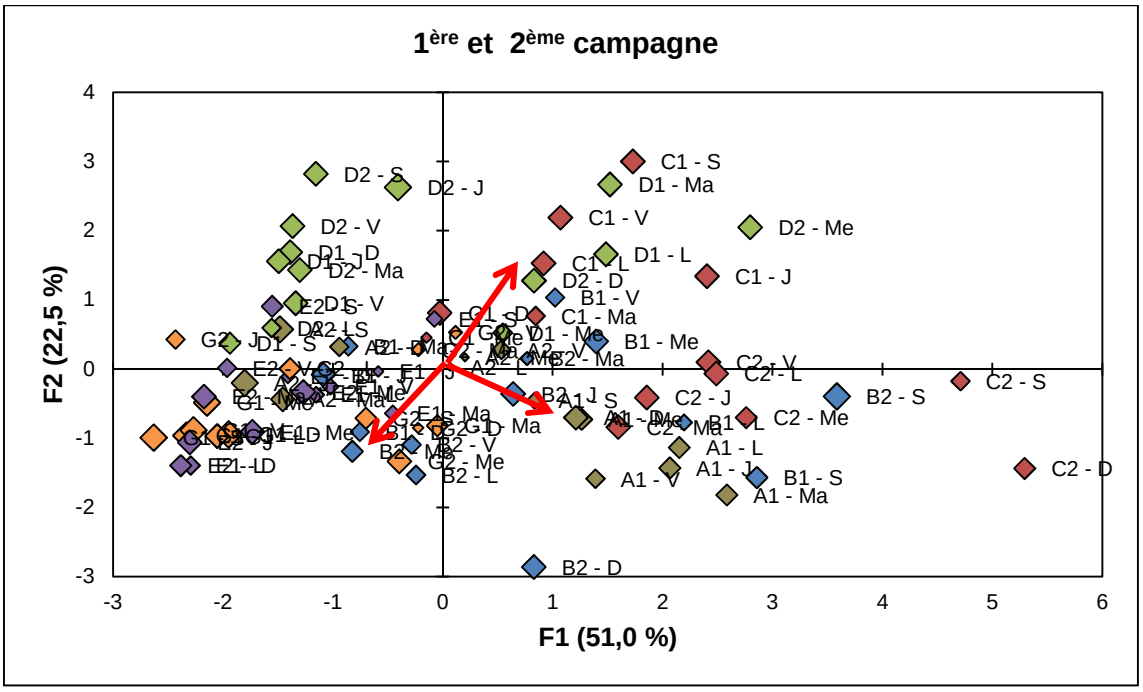


Figure II- 17. ACP réalisée sur la matrice de données issues de la 1ère et de la 2ème campagne – Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2

- Flèches rouges : axes des trois groupes de paramètres observés sur les cercles des corrélations.
- site A → marron ; site B → bleu ; site C → rose ; site D → vert ; site E → violet ; site G → orange.
- La taille des points représentant les individus est proportionnelle à la valeur du cosinus carré correspondante.
- *Les individus sont notés comme suit : Xn-J*
  - *X : la lettre du site (A, B, C, D, E ou G) ;*
  - *n : numéro de la campagne (1 ou 2) ;*
  - *J : jour de la semaine (L : lundi, Ma : mardi, Me : mercredi, J : jeudi, V : vendredi, S : samedi, D : dimanche).*

Concernant la répartition des individus, les conclusions avancées pour les ACP individuelles des deux campagnes se retrouvent. Lors de la 1ère campagne le site A et le site B présentent des fortes teneurs en MES, DCO et DBO_5 et les rejets du site C sont caractérisés par des teneurs importantes en ions ammonium. Les points représentant le site D, lors de la 2ème campagne, sont orientés vers l'axe nutriment et ceux du site C sont orientés vers la composante organique. Les sites E et G sont caractérisés par un volume de rejet important.

L'ACP réalisée sur les données des eaux usées domestiques d'entrée a permis d'identifier trois groupes de paramètres :

- un axe nutriment (NH_4^+ et P_T) ;
- un axe organique (MES, DCO, DBO_5) ;
- un axe volume.

Trois types de comportements ont ainsi pu être révélés : des familles avec des rejets caractérisés par les paramètres organiques (DCO, DBO_5 et MES), d'autres dont les rejets sont caractérisés par les nutriments (P_T, NH_4^+) et d'autres par le volume rejeté.

III.1.3.c Association de plusieurs campagnes

Afin d'augmenter encore le jeu de données, des campagnes réalisées par la société VEOLIA, dans les mêmes conditions que celles réalisées dans cette étude, ont été ajoutées aux campagnes réalisées durant cette étude. Les campagnes ont été réalisées dans différentes régions françaises. La matrice de données a été construite comme suit :

- Variables (paramètres) : volume (L), DCO ($mg.L^{-1}$), DBO_5 ($mg.L^{-1}$), MES ($mg.L^{-1}$), NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$), P_T ($mgP.L^{-1}$).
- Individus : 185 prélèvements (réalisés sur 16 sites différents).

La matrice construite comprend alors 1110 valeurs, réparties en 6 colonnes (paramètres) et 185 lignes (prélèvements).

Les deux premières composantes principales représentent 75,3 % de l'inertie initiale (F1 :54,6 % ; F2 :20,7 %). La Figure II- 18- A présente le cercle des corrélations pour le plan défini par les axes F1 et F2.

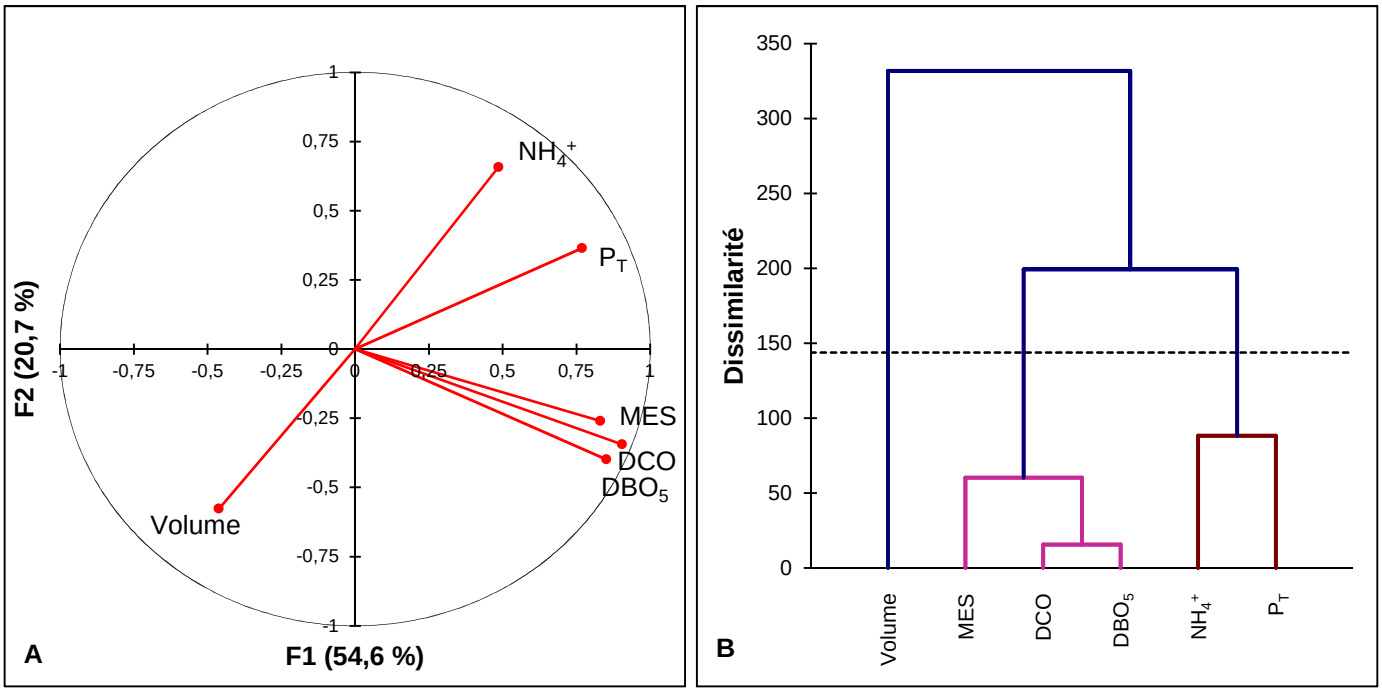


Figure II- 18. Analyses multi variées réalisées sur la matrice de données complètes :
A : ACP – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2 ; B : CAH – Dendogramme des variables

En augmentant le jeu de données initiales, le pourcentage d'inertie totale expliquée par l'ACP a augmenté.

Le schéma de répartition des variables obtenu est similaire à celui obtenu avec les résultats des ACP précédentes. Les paramètres formant l'axe organique (MES, DCO, DBO_5) sont mieux corrélés entre eux, ainsi que ceux formant le groupe nutriment (NH_4^+ et P_T). Ces clusters sont confirmés par la classification ascendante hiérarchique (Figure II- 18- B). Les deux groupes forment un angle de 90°, ce qui indiqu e qu'ils ne sont pas corrélés entre eux. L'axe volume n'est pas corrélé avec le groupe organique. Les axes nutriment et volume sont négativement corrélés.

Plus le jeu de données augmente, plus les corrélations entre paramètres sont importantes. La variabilité expliquée du jeu de données augmente avec le nombre de données ce qui indique que les corrélations observées sont de plus en plus fiables. Afin de caractériser une eau usée sortant d'une habitation, il faut suivre au moins l'un des paramètres issus de chaque groupe précédemment identifié. La détermination d'un paramètre de chaque groupe permettra d'obtenir une tendance pour les autres paramètres et d'en déduire une évolution de la qualité de l'eau en sortie d'habitation avant l'entrée en fosse toutes eaux. Ce suivi permettrait de savoir par quel type de comportement est caractérisé un site.

III.1.3.d Corrélation des paramètres analysés avec les usages de l'eau

Lors des campagnes de prélèvement, les habitants doivent compléter un questionnaire permettant de collecter des données sur les usages de l'eau durant la semaine de prélèvements (Annexe 2). Une ACP a été réalisée dans l'optique de corréler les teneurs obtenues pour les différents paramètres aux données collectées dans les questionnaires remis aux habitants lors de la réalisation des prélèvements. Après une étude incluant les volumes journaliers récoltés, les concentrations observées pour les différents paramètres et les données issues des questionnaires, les résultats obtenus étaient tous très influencés par le paramètre volume, notamment les données issues des questionnaires. Il a donc été décidé de travailler avec les charges journalières pour les paramètres étudiés. Pour ce faire les concentrations obtenues ont été multipliées par le volume journalier mesuré.

Deux jeux de données ont été construits comme suit :

- Variables (jeux 1 et 2) : MES ($g.j^{-1}$), DCO ($g.j^{-1}$), DBO_5 ($g.j^{-1}$), P_T ($g.j^{-1}$), NH_4^+ ($g.j^{-1}$), nombre de repas, nombre de douches, nombre de passages aux WC, nombre de lessives.
- Individus (jeu 1 ; deux campagnes, sites A à G) : 84 prélèvements.
- Individus (jeu 2 ; individus du jeu 1 et données VEOLIA supplémentaires) : 169 prélèvements.

La matrice construite comprend alors :

- pour le jeu 1 : 756 valeurs, soit 9 colonnes (paramètres) et 84 lignes (prélèvements) ;
- pour le jeu 2 : 1521 valeurs, soit 9 colonnes (paramètres) et 169 lignes (prélèvements).

Pour le jeu de données n°1, les deux premières comp osantes principales représentent 68,6 % de l'inertie initiale (F1 :51,1 % ; F2 :17,5 %). La Figure II- 19- A présente le cercle des corrélations pour le plan défini par les axes F1 et F2. Afin de compléter les résultats observés en ACP, une CAH a été réalisée (Figure II- 19- B).

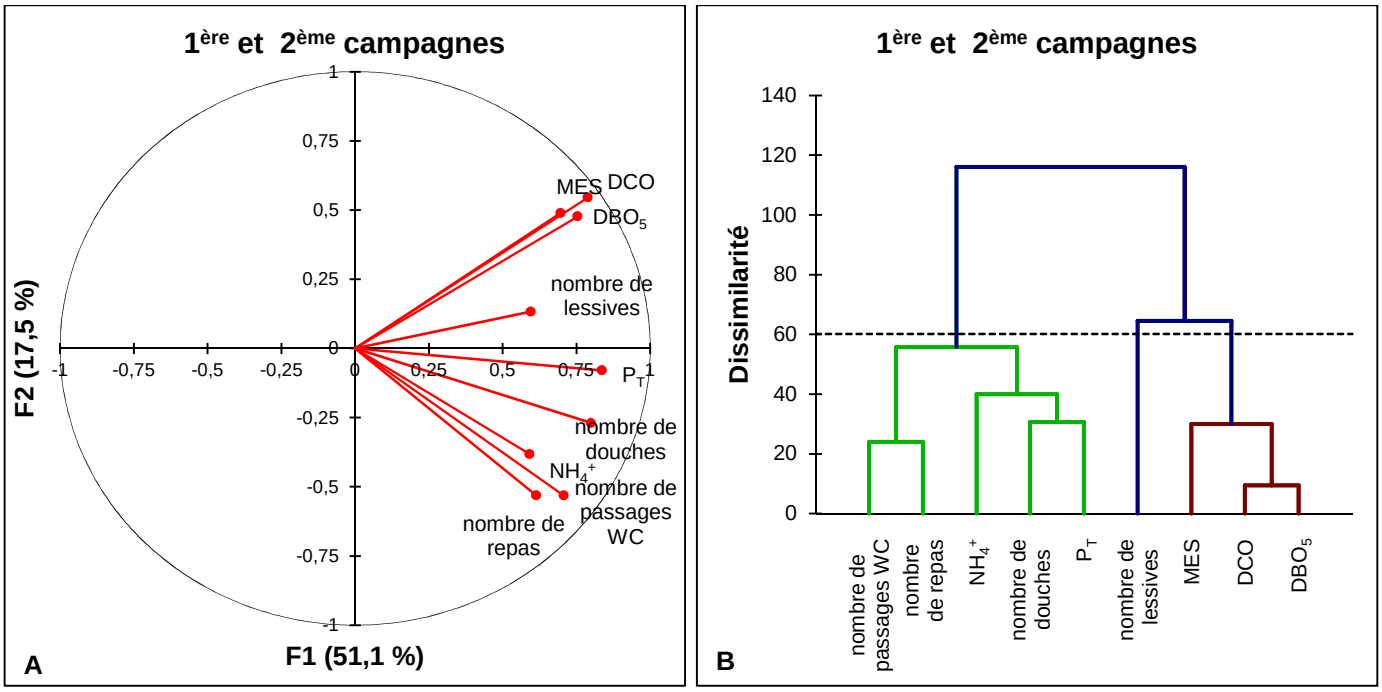


Figure II- 19. Analyses multi variées réalisées sur les données issues des deux campagnes :
A : ACP – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2 ; B : CAH – Dendogramme des variables

Les résultats obtenus en ACP présentent la formation de plusieurs groupements montrant des corrélations entre les paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau et les usages de l'eau durant la semaine de prélèvements. Les ions ammonium sont corrélés avec le nombre de repas et le nombre de passages aux toilettes. Ces corrélations paraissent cohérentes du fait que la plus grande concentration en ions ammonium doit normalement se trouver dans les eaux vannes (issues des WC). Le phosphore total semble corrélé au nombre de douches et de machines à laver effectuées durant les campagnes de prélèvement. Il est à noter que la corrélation du phosphore au nombre de douches est mieux représentée que celle entre le phosphore et le nombre de lessives. En revanche, les paramètres DCO, DBO_5 et MES ne semblent pas liés aux paramètres issus des questionnaires quant aux habitudes des familles.

La CAH conduit à l'observation de trois clusters. Un cluster indépendant des autres variables formé par la DCO, MES et DBO_5 est observé. Ce résultat appuie celui observé en ACP, le groupe MES, DCO et DBO_5 ne semble pas lié aux usages de l'eau. Un deuxième cluster est formé par le nombre de passages aux toilettes, de repas, de douches, les ions ammonium et le phosphore.

Par contre, le nombre de lessives n'est pas en lien avec des paramètres de caractérisation physico-chimique des eaux, ce qui est cohérent avec le fait que cette variable était moins bien représentée sur le cercle des corrélations selon les axes F1-F2.

Ceci peut être expliqué, en partie, par le fait que les lessives sont censées contenir de moins en moins de phosphore et que selon le type de machine à laver utilisée, la dilution de la lessive est plus ou moins importante.

Pour le jeu de données n°2, les deux premières composantes principales représentent 66,4 % de l'inertie initiale (F1 :50,5 % ; F2 :15,9 %). La Figure II- 20- A présente le cercle des corrélations pour le plan défini par les axes F1 et F2.
Une CAH a été réalisée pour compléter cette ACP (Figure II- 20- B).

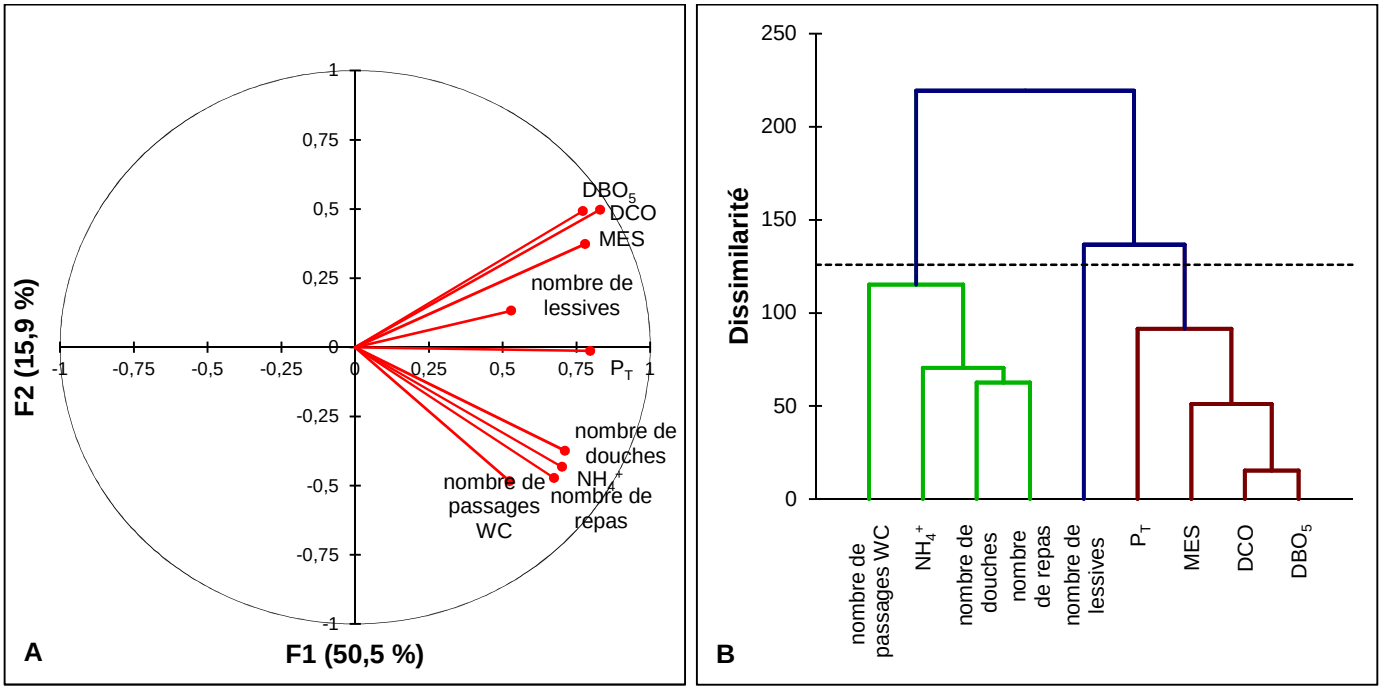


Figure II- 20. Analyses multi variées réalisées sur la matrice de données complètes :
A : ACP – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2 ; B : CAH – Dendogramme des variables

La répartition des variables est similaire à celle observée pour la précédente ACP pour le jeu de données n°1. Le groupement organique (MES, DCO et DBO_5) ne semble pas lié aux paramètres issus des usages. Le paramètre ammonium semble corrélé avec les nombres de douches, de repas et de passages aux WC. Le phosphore ainsi que le nombre de lessives ne semblent pas liés à d'autres paramètres. Pour la CAH, les résultats sont semblables à ceux obtenus précédemment (Figure II- 19- B), hormis pour le phosphore qui se trouve lié aux paramètres MES, DCO et DBO_5.

Pour pouvoir réaliser une ACP et une CAH plus précises rassemblant les usages de l'eau et les paramètres physico-chimiques retrouvés dans les eaux usées domestiques rejetées, il faudrait améliorer le questionnaire en augmentant le niveau de détail demandé aux habitants. Une possibilité serait de demander quels types de produits corporels, de lessives, de produits ménagers sont utilisés et aussi de s'intéresser aux types de repas pris. Cela permettrait peut-être de mieux expliquer les relations entre usages et composition physico-chimique de l'eau.

Les analyses multi variées ont montré que les paramètres organiques ne semblaient pas corrélés aux différents usages de l'eau recensés durant les campagnes. Le paramètre ion ammonium est lié au nombre de passages aux toilettes, de douches et de repas effectués durant la période de prélèvement.

III.1.4 Micropolluants organiques

Des analyses de micropolluants organiques ont été réalisées sur des échantillons d'eaux usées d'entrée. Trois sites ont été sélectionnés pour réaliser ces analyses :

- un site présentant des teneurs en paramètres physico-chimique élevées : Site B ;
- un site présentant des teneurs en paramètres physico-chimique moyennes : Site D ;
- un site présentant des teneurs en paramètres physico-chimique faibles : Site G.

Pour les trois échantillons analysés, les pesticides et les alkylphénols n'ont pu être quantifiés. Concernant les autres micropolluants testés, les teneurs retrouvées dans les trois échantillons sont présentés dans le Tableau II- 6. Les micropolluants qui ont pu être quantifiés dans les trois échantillons sont surlignés en bleu.

Tableau II- 6. Teneurs en micropolluants dans les trois échantillons d'eaux usées d'entrée

	Paramètre	unité	Site D	Site B	Site G
Substances médicamenteuses	Estriol	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	<0,01	<0,01
	Estrone	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	<0,01	0,15
	Ethinylestradiol	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	<0,01	<0,01
	Acide acétylsalicylique	$\mu g.L^{-1}$	15,4	60	0,65
	Ibuprofène	$\mu g.L^{-1}$	0,66	1,13	0,15
	Paracétamol	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	1,44	<0,01
	Progestérone	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	<0,01	<0,01
Phtalates	Benzyl Butyl Phtalate	$\mu g.L^{-1}$	7	<0,5	<0,5
	Di butyl phtalate	$\mu g.L^{-1}$	27,3	<0,5	1,2
	Di éthyl phtalate (DEP)	$\mu g.L^{-1}$	33,4	309	7,5
	Di methyl phtalate	$\mu g.L^{-1}$	<0,5	<0,5	<0,5
	Di-n-octyl phtalate	$\mu g.L^{-1}$	<5	<5	<5
	Di éthylhexylphtalate (DEHP)	$\mu g.L^{-1}$	336	121	30
HAP	Anthracène	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	<0,1	0,02
	Acénaphtène	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	<0,1	0,06
	Acénaphtylène	$\mu g.L^{-1}$	<0,03	<0,3	<0,03
	Benzo(a)pyrène	$\mu g.L^{-1}$	<0,001	<0,01	0,019
	Benzo(a)anthracène	$\mu g.L^{-1}$	<0,03	<0,3	0,03
	Benzo(b)fluoranthène	$\mu g.L^{-1}$	<0,005	<0,05	0,036
	Benzo(k)fluoranthène	$\mu g.L^{-1}$	<0,005	<0,05	0,013
	Benzo(ghi)perylène	$\mu g.L^{-1}$	<0,005	<0,05	0,012
	Chrysène	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	<0,1	0,06
	Dibenzo(a,h)anthracène	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	<0,1	<0,01
	Fluoranthène	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	<0,1	0,32
	Fluorène	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	<0,1	0,24
	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	$\mu g.L^{-1}$	<0,01	<0,1	0,02
	Méthyl 2 fluoranthène	$\mu g.L^{-1}$	<0,05	<0,5	<0,05
	Méthyl 2 naphtalène	$\mu g.L^{-1}$	<0,02	<0,5	<0,05
	Naphtalène	$\mu g.L^{-1}$	<0,02	<0,2	0,07
	Phénanthrène	$\mu g.L^{-1}$	0,05	<0,1	0,25
	Pyrène	$\mu g.L^{-1}$	<0,02	<0,2	0,2
Tensioactifs	LAS	$\mu g.L^{-1}$	36113	59262	44283

Des teneurs en HAP sont observées notamment pour le site G. Le site est équipé d'un poêle pouvant émettre dans l'air des HAP qui pourrait contaminer les eaux circulant dans l'habitation.
Des teneurs importantes en LAS, de l'ordre de 50 $mg.L^{-1}$ en moyenne, sont observées pour les trois sites. L'observation de teneurs élevées en agents de surface est cohérente avec les usages de l'eau dans la maison pour tout ce qui est nettoyage des sols, de la vaisselle…
La présence d'ibuprofène et d'acide acétylsalicylique dans les eaux des trois sites peut s'expliquer par l'utilisation de médicaments contenant ce principe actif. Des études réalisées sur des sorties de fosses utilisées pour traiter des petites collectivités rapportent des concentrations en ibuprofène de 2,4 à 17,1 $\mu g.L^{-1}$ et en acide salicylique (précurseur de l'acide acétylsalicylique) de 0,004 à 67,7 $\mu g.L^{-1}$ (Carrara et al., 2008; Matamoros et al., 2009). Les concentrations en ibuprofène retrouvées dans les trois échantillons d'eau usée domestiques d'entrée sont faibles comparées à celles observées dans la littérature.
La présence de DEHP, qui est un phtalate utilisé comme agent plastifiant dans les produits en plastique, indique que les familles utilisent des contenants alimentaires ou autres objets en plastiques relargant du DEHP. Le DEP est un phtalate utilisé dans les shampoings, les gels douches, il est donc cohérent d'en retrouver des quantités non négligeables dans les eaux issues de la maison. La présence de DEP et DEHP dans les eaux usées d'entrée des trois sites est en accord avec les résultats obtenus par Palmquist and Hanœus (2005) qui rapportent une présence importante de DEHP et DEP dans des eaux usées dites « grises » (concentration moyenne : 57,6 $\mu g.L^{-1}$ en DEHP et 21,3 $\mu g.L^{-1}$ en DEP) qui, de plus, est plus importante que dans les eaux usées dites « noires » (concentration maximum : 4,4 $\mu g.L^{-1}$ en DEHP et 3,2 $\mu g.L^{-1}$ en DEP). Les concentrations observées sur les sites B et D en DEP et DEHP sont supérieures aux teneurs rapportées par Palmquist and Hanœus (2005).

III.2 EAUX USEES DOMESTIQUES PRETRAITEES

III.2.1 Qualité physico-chimique

Les prélèvements d'eaux usées domestiques prétraitées ont été réalisés durant deux ans à raison d'un prélèvement ponctuel par mois. La Figure II- 21 présente les teneurs comparées pour les sites A, B, C, D et E pour les différents paramètres étudiés. L'ensemble des résultats obtenus pour les campagnes de prélèvement réalisées sur les cinq sites sont présentés en Annexe 2.

Sur les graphiques, les lignes vertes représentent :

- pour la DCO, la DBO_5 et les MES : les teneurs minimales et maximales issues de l'arrêté du 7 septembre 2009 modifié (Arrêté, 2009) ;
- pour les paramètres azotés et le phosphore : les teneurs minimales et maximales issues du protocole d'évaluation élaboré par l'ANSES (AFSSET, 2009).

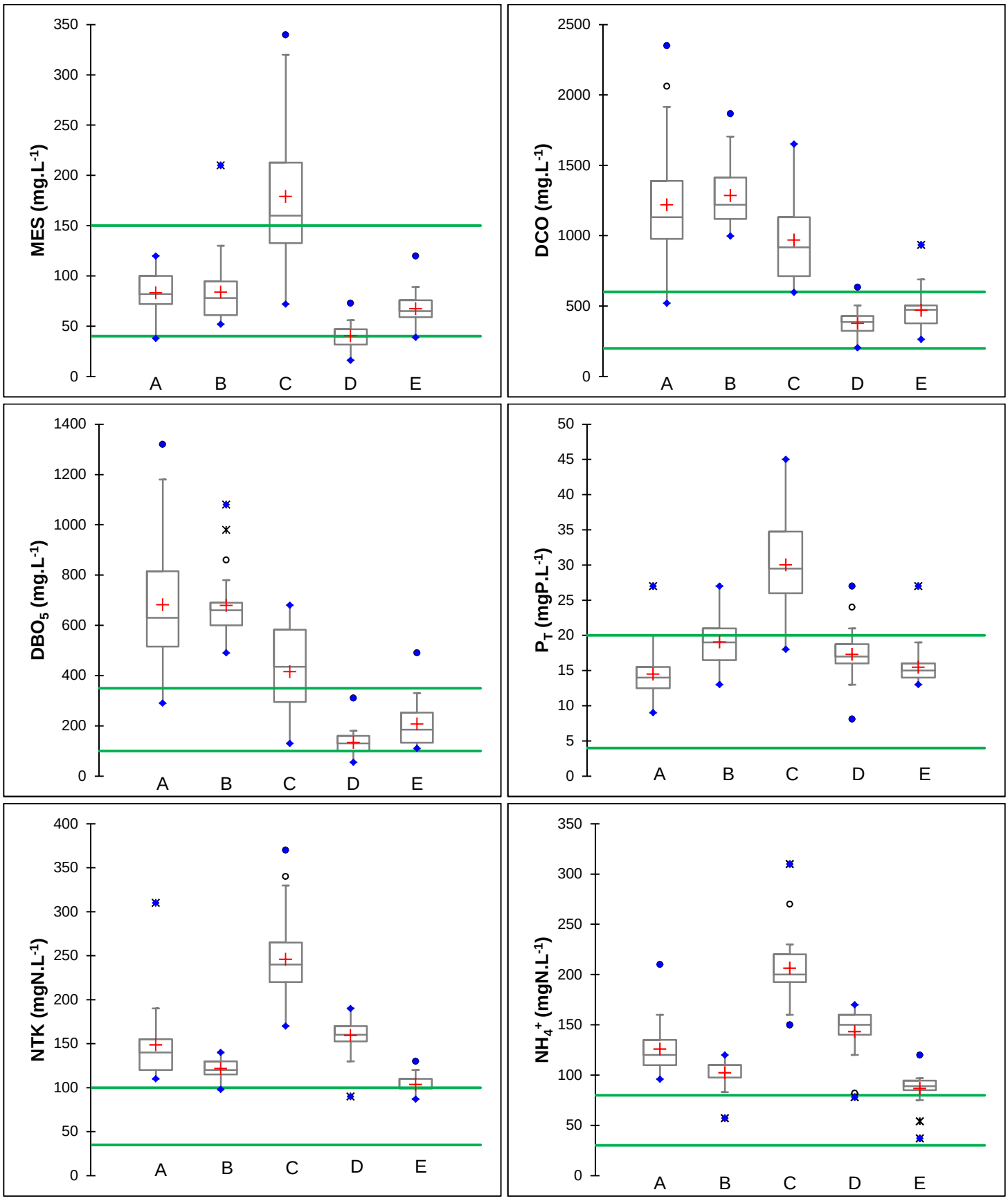


Figure II- 21. Concentrations des paramètres étudiés pour les eaux prétraitées pour les 5 sites

- *Les lignes vertes pour la DCO, DBO_5 et les MES représentent les teneurs minimales et maximales issues de l'arrêté du 7 septembre 2009.*
- *Les lignes vertes pour les paramètres azotés et le phosphore représentent les teneurs minimales et maximales issues du protocole d'évaluation élaboré par l'ANSES (AFSSET, 2009).*

Pour les sites A, B et C, les teneurs en DCO et DBO_5 observées sont supérieures aux teneurs caractéristiques des eaux usées prétraitées (Arrêté, 2009). Les teneurs observées en DCO et DBO_5 pour les sites D et E sont en accord avec les concentrations issues de la littérature (Viraraghavan and Rana, 1991; Ayaz and Akca, 2001; Chabaud, 2007; Lowe and Siegrist, 2008). Les teneurs en NTK et NH_4^+, pour tous les sites, sont supérieures aux teneurs maximales imposées par l'ANSES (AFSSET, 2009) et sont supérieures aux teneurs observées dans la littérature (Lowe and Siegrist, 2008; Jenssen et al., 2010). Les teneurs en NTK sont du même ordre de grandeur que celles observées en entrée de fosse toutes eaux. En revanche, les concentrations en NH_4^+ sont supérieures à celles observées pour les eaux usées d'entrée. Ceci indique qu'il y a eu dégradation de l'azote organique en ammonium au sein du prétraitement, ce qui est concordant avec le fonctionnement d'une fosse toutes eaux. Les teneurs en MES sont comprises dans les fourchettes de concentrations réglementaires (Arrêté, 2009), hormis pour le site C pour lequel la teneur moyenne est supérieure à la teneur maximale de l'arrêté. Les teneurs moyennes en P_T se trouvent dans la fourchette haute des teneurs admises en P_T en sortie de prétraitement (AFSSET, 2009) et sont similaires à celles observées dans les eaux usées d'entrée.

La variabilité des concentrations observées pour les eaux usées d'entrée se retrouvent en sortie de prétraitement. Les concentrations observées varient fortement d'un site à l'autre. Les variations inter-sites présentent le même schéma de classement des sites que celui observés pour les eaux usées d'entrée : un site présentant des fortes teneurs en DCO en entrée de prétraitement aura une teneur en DCO plus élevées que les autres en sortie de prétraitement.

III.2.2 Analyse multi variées

III.2.2.a Comparaison des deux années de suivi

Des analyses multi variées ont été réalisées sur les résultats obtenus pour chaque année de prélèvements prise séparément. Les deux matrices de données ont été construites comme suit :

- Variables (paramètres) : DCO ($mg.L^{-1}$), DBO_5 ($mg.L^{-1}$), MES ($mg.L^{-1}$), NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$), NTK ($mgN.L^{-1}$), P_T ($mgP.L^{-1}$).
- Individus : 60 prélèvements.

La matrice construite comprend alors 360 valeurs, réparties en 6 colonnes (paramètres) et 60 lignes (prélèvements).

Les deux premières composantes principales représentent 89,7 % de l'inertie initiale pour la 1ère année (F1 :63,6 % ; F2 :26,1 %) et 89,0 % pour la 2ème année (F1 :56,1 % ; F2 :32,9 %). La Figure II- 22 présente le cercle des corrélations pour le plan défini par les axes F1 et F2 pour chaque année de prélèvements.

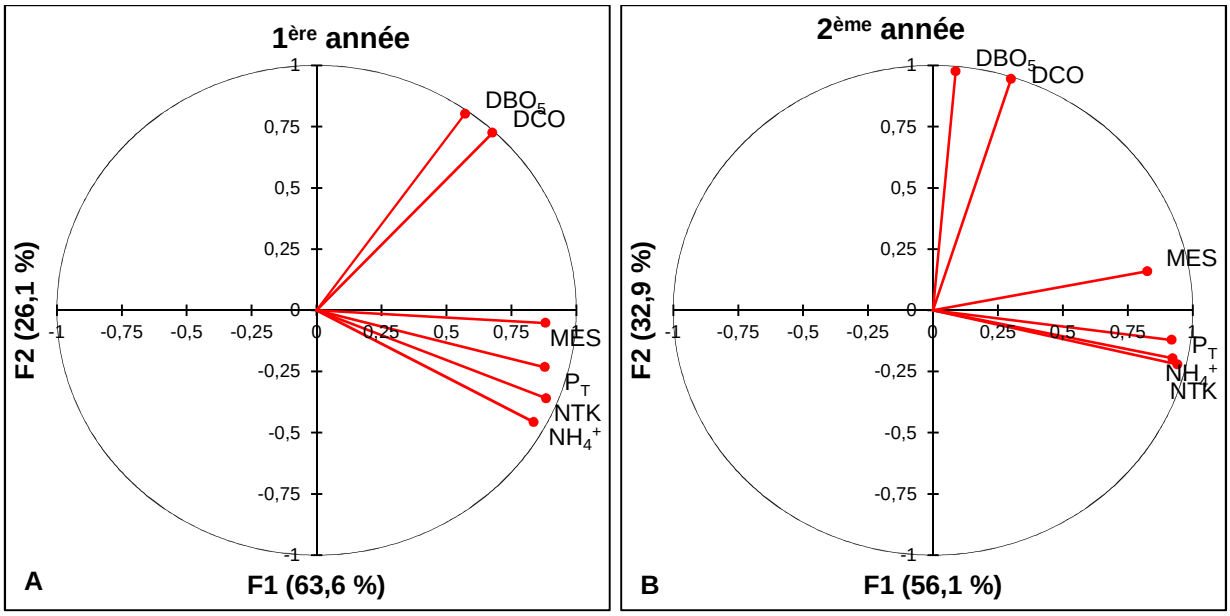


Figure II- 22. Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2 :
A – matrice de données issues de la 1ère année ; B – matrice de données issues de la 2ème année

Les représentations des variables dans le cercle des corrélations pour les deux années sont similaires. Deux groupes de variables se distinguent :

- un groupe composé des paramètres azotés, du phosphore et des MES (composante F1) ;
- un groupe composé de la DCO et de la DBO_5 (composante F2).

Les deux axes forment un angle de 90°, ce qui indiq ue qu'ils ne sont pas corrélés entre eux.
Les corrélations observées lors de la 2ème année sont mieux définies, notamment pour les paramètres azotés et le phosphore total.
Les MES semblent liées aux nutriments présents dans l'eau usée domestique prétraitée, ce résultat est différent de celui observé pour les eaux usées domestique d'entrée.

Une classification ascendante hiérarchique a été réalisée afin de confirmer les corrélations observées en ACP (Figure II- 23).

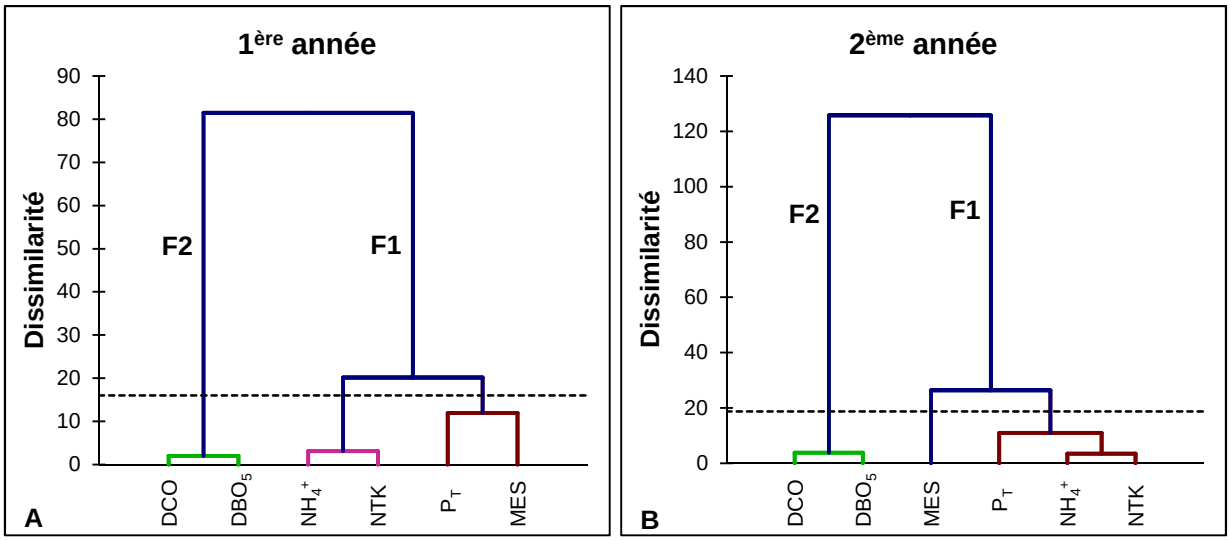


Figure II- 23. Dendogramme des variables :
A – matrice de données issues de la 1ère année ; B – matrice de données issues de la 2ème année

La CAH distinguent deux ou trois clusters selon le niveau de dissimilarité observé. Le premier cluster, formé de la DBO_5 et de la DCO, correspond à la seconde composante principale de l'ACP. Le deuxième cluster correspond à la composante F1 de l'ACP. Les résultats obtenus par l'ACP et la CAH sont en accord. De plus, la CAH confirme qu'en sortie de fosse toutes eaux, les MES sont corrélées avec les paramètres azotés et le phosphore total.

La Figure II- 24 rapporte la représentation des individus dans le plan formé par les axes F1 et F2 pour les prélèvements d'eau usée prétraitée.

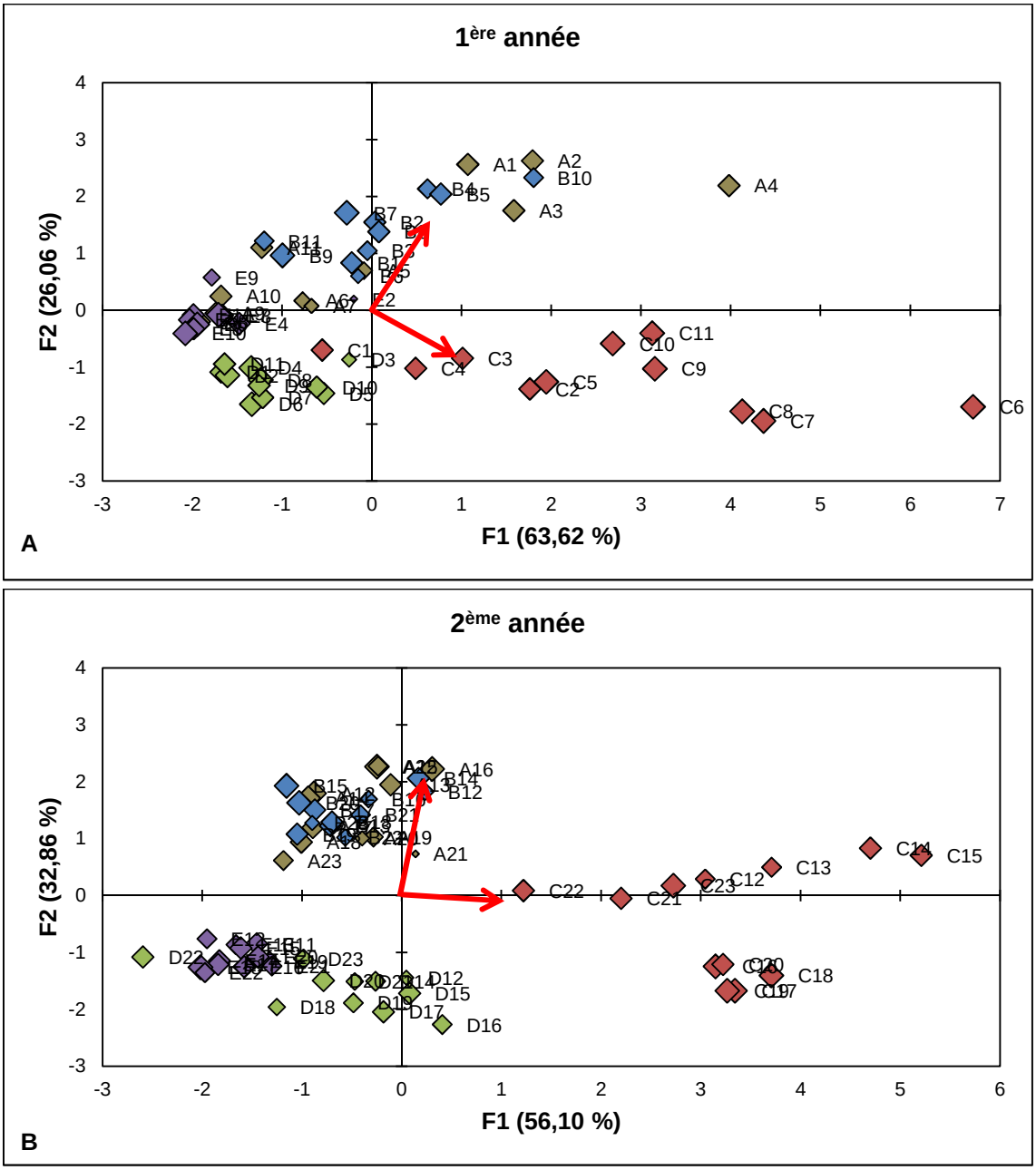


Figure II- 24. Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2 :
A – matrice de données issues de la 1ère année ; B – matrice de données issues de la 2ème année

- *Flèches rouges : axes des deux groupes de paramètres observés sur les cercles des corrélations.*
- *site A → marron ; site B → bleu ; site C → rose ; site D → vert ; site E → violet.*
- *La taille des points représentant les individus est proportionnelle à la valeur du cosinus carré correspondante.*

La variabilité des concentrations observées entre sites sur la Figure II- 21 se retrouve dans la représentation des individus dans le plan F1-F2 pour les deux années.

Les points représentant les individus forment le même schéma pour les deux années. Trois sites se distinguent des autres :

- les sites A et B qui sont orientés selon le groupe formé de la DCO et la DBO_5 ;
- le site C qui est orienté selon le groupe formé par les ions ammonium, le P_T et les MES.

Le site C est caractérisé par des concentrations importantes, dans les eaux usées prétraitées, en MES, NTK, NH_4^+ et phosphore, tandis que les sites A et B présentent de fortes concentrations en DCO et DBO_5.

Les points représentant chacun des prélèvements réalisés sur chaque site, notamment pour les sites D et E, sont plutôt groupés pour les deux années. Le regroupement des individus pour un même site montre que l'eau usée prétraitée issue de la fosse toutes eaux est de qualité globale plutôt constante pour un même site. La fosse toutes eaux semble jouer un rôle de « tampon » dans le prétraitement des eaux usées délivrant une composition d'eau prétraitée presque constante au système de traitement en aval de la fosse.

III.2.2.b Associations des deux années

Les deux années de prélèvements des eaux usées prétraitées ont ensuite été traitées ensembles en ACP. La matrice de données a été construite comme suit :

- Variables (paramètres) : DCO ($mg.L^{-1}$), DBO_5 ($mg.L^{-1}$), MES ($mg.L^{-1}$), NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$), NTK ($mgN.L^{-1}$), P_T ($mgP.L^{-1}$).
- Individus : 120 prélèvements.

La matrice construite comprend alors 684 valeurs, réparties en 6 colonnes (paramètres) et 120 lignes (prélèvements).

Les deux premières composantes principales représentent 88,4 % de l'inertie initiale (F1 :59,4 % ; F2 :29,0 %). La Figure II- 25- A présente le cercle des corrélations pour le plan défini par les axes F1 et F2. Une classification ascendante hiérarchique a été réalisée afin de compléter l'ACP (Figure II- 25- B).

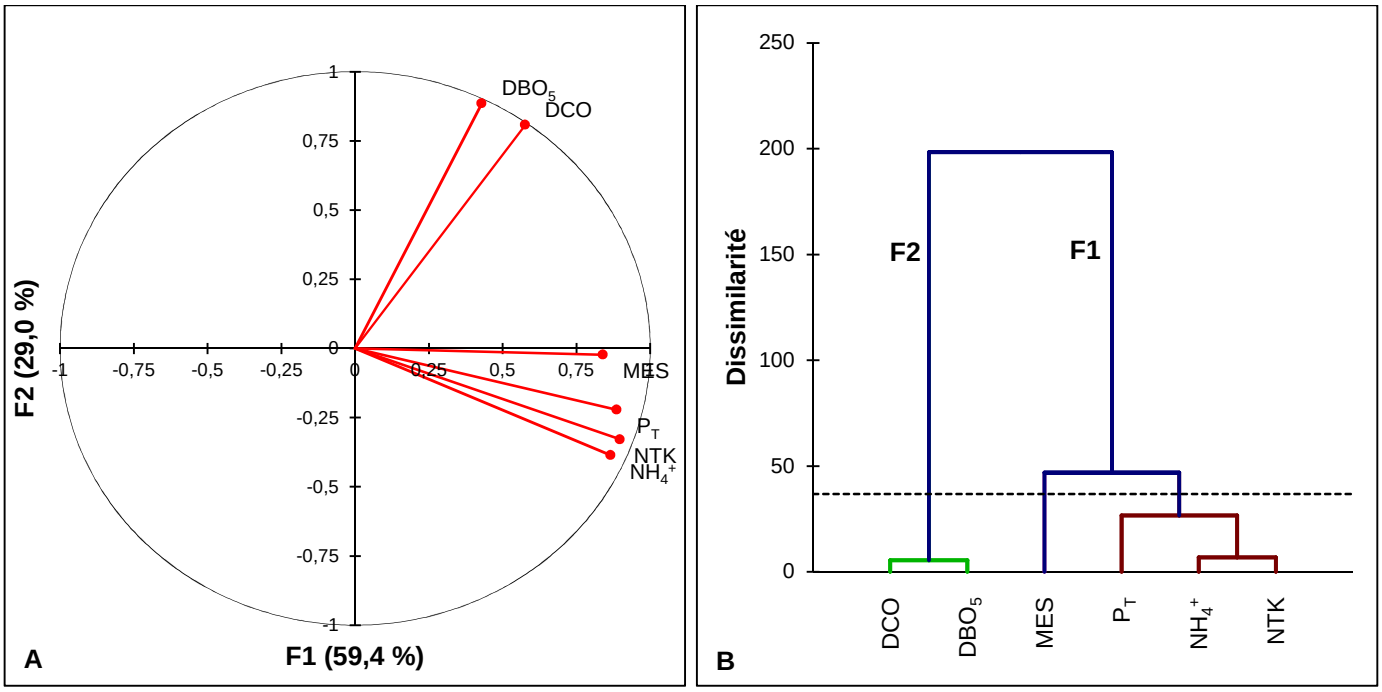


Figure II- 25. Analyses multi variées réalisées sur la matrice de données issues des campagnes d'eaux usées prétraitées :

A : ACP – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2 ; B : CAH – Dendogramme des variables

Les observations réalisées pour les ACP effectuées sur les deux années séparément se retrouvent lors du traitement de l'ensemble des résultats comme une matrice unique.
Les variables se répartissent en deux groupes sur le cercle des corrélations :

- un groupe composé des paramètres azotés, du phosphore et des MES (composante F1) ;
- un groupe composé de la DCO et de la DBO_5 (composante F2).

Les deux groupes forment un angle proche de 90° ce qui indique qu'ils ne sont pas corrélés entre eux.

Cette ACP confirme que les MES sont liées au groupe des paramètres azotés et du phosphore après que l'eau soit passé par la fosse toutes eaux.

Les résultats observés par la classification ascendante hiérarchique sont en accord avec les résultats de l'ACP et avec les CAH obtenues pour les deux années séparément. Deux clusters se distinguent. Le premier cluster, formé de la DBO_5 et de la DCO, correspond à la seconde composante principale de l'ACP. Le deuxième cluster correspond à la première composante de l'ACP. Ce deuxième cluster peut être classé en deux groupes : les nutriments et les MES.

La Figure II- 26 présente la représentation des individus dans le plan formé par les axes F1 et F2 pour les prélèvements d'eaux usées prétraitées.

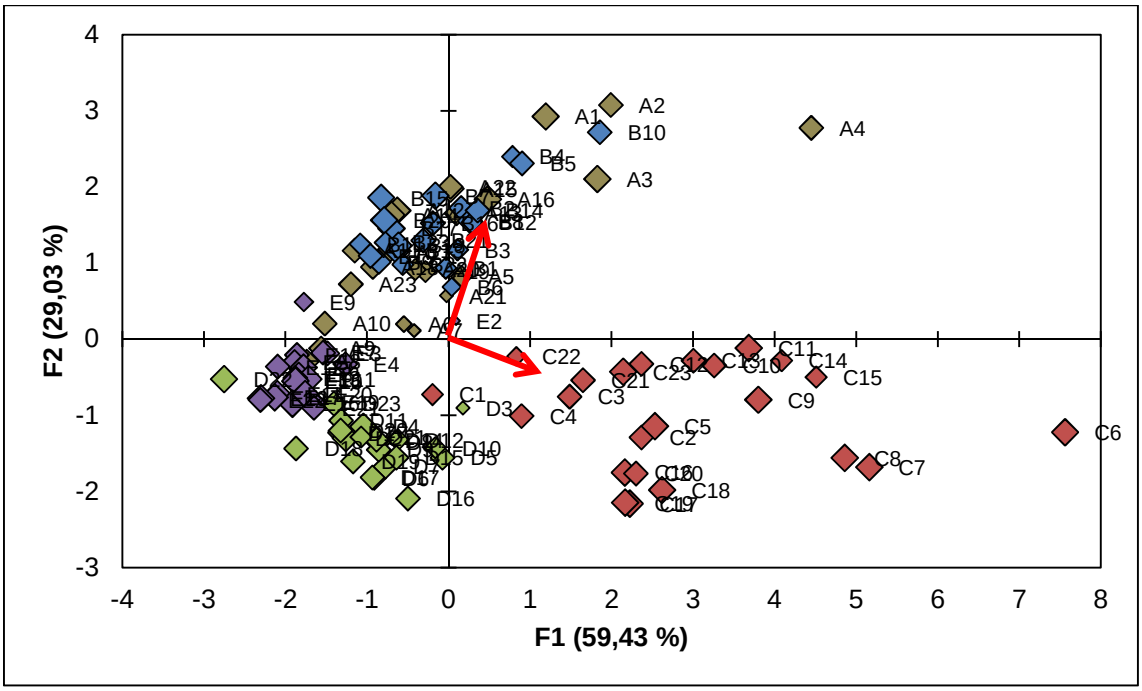


Figure II- 26. ACP réalisée sur la matrice de données issues des campagnes eaux usées prétraitées – Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2

- *Flèches rouges : axes des deux groupes de paramètres observés sur les cercles des corrélations.*
- *site A → marron ; site B → bleu ; site C → rose ; site D → vert ; site E → violet.*
- *La taille des points représentant les individus est proportionnelle à la valeur du cosinus carré correspondante.*

Les conclusions avancées pour la représentation des individus lors des analyses multi variées réalisées sur les deux années séparément se retrouvent.
Trois sites se distinguent des autres :

- les sites A et B qui sont orientés selon le groupe formé de la DCO et la DBO_5 ;
- le site C qui est orienté selon le groupe formé par les ions ammonium, le P_T et les MES.

Les résultats obtenus confirment que la fosse toutes eaux a un effet « tampon » au niveau de la qualité de l'eau usée prétraitée pour les sites pris individuellement. Les points représentant les individus pour chaque site sont regroupés, ce qui indique que la composition de l'eau en sortie de chaque fosse toutes eaux est pratiquement constante sur les deux années.

L'ACP et la CAH ont mis en évidence deux groupes de paramètres, non corrélés entre eux, pour les eaux usées prétraitées : un groupe formé de la DCO et la DBO_5 et un groupe formé des paramètres azotés, du P_T et des MES. Ces deux groupes correspondent à deux types de comportements en sortie de fosse toutes eaux.
L'ACP a permis de confirmer les observations effectuées sur les données des eaux usées d'entrée : une variabilité des concentrations rencontrées entre sites et la difficulté d'extraire une composition type d'eau prétraitée commune pour ces cinq sites. En revanche, pour un site donné, la fosse toutes eaux permet de délivrer au reste du système de traitement une eau usée domestique prétraitée de composition présentant une faible variabilité.

IV EAU USEE D'ALIMENTATION

L'étude menée au laboratoire nécessite d'avoir une quantité importante d'eau de composition correspondant à une sortie de fosse toutes eaux et dont les caractéristiques sont stables au cours des essais. Pour cela, une eau usée d'alimentation est fabriquée, permettant ainsi d'avoir un contrôle sur le niveau de pollution entrant et de ne pas être limité en termes de volume disponible.

IV.1 CHOIX DES PARAMETRES DE L'EAU USEE D'ALIMENTATION

Les paramètres qualifiant l'eau usée d'alimentation ont été choisis en fonction des caractéristiques imposées par les différents textes normatifs (AFSSET, 2009; Arrêté, 2009) pour arriver à une charge organique et minérale correspondant à une eau usée domestique en sortie de prétraitement d'ANC (Tableau II- 7) et en fonction des résultats observés lors de l'étude des eaux issues d'habitations individuelles.

Tableau II- 7. Charge polluante ciblée - Eau en sortie de prétraitement d'ANC

Paramètre	Charge polluante (g.(EH.j^{-1}))
DCO	60
DBO_5	30
MES	13
N_T	9,75
NH_4^+	5,25
P_T	2,25

Deux types d'essais ont été réalisés afin de tester les procédés de traitement des eaux usées prétraitées :

- un essai dans les conditions des textes réglementaires (E1) ;
- un essai dans des conditions modifiées à partir des résultats de l'étude sur les eaux usées issues d'habitation (E2).

Concernant l'essai E1, les teneurs pour les différents composants de l'eau usée qui ont été ciblés sont au milieu de la gamme de concentration admise pour les eaux usées prétraitées (AFSSET, 2009; Arrêté, 2009). Le volume journalier équivalent est de 150 L.hab^{-1} pour cet essai.
Il a ensuite été choisi de diviser le volume équivalent journalier par deux en gardant la même charge polluante journalière afin de prendre en compte les résultats de l'étude effectuée sur les eaux usées prétraitées issues d'habitations (Essai E2). Le volume journalier équivalent est de 75 L.hab^{-1} pour l'essai E2.

Le Tableau II- 8 présente les caractéristiques de l'eau usée d'alimentation pour les deux catégories de tests réalisés. Les caractéristiques ont été obtenues en divisant la charge polluante journalière (Tableau II- 7) par le volume équivalent considéré.

Tableau II- 8. Caractéristiques ciblées de l'eau usée d'alimentation pour les deux essais

Paramètre	E1	E2
Volume équivalent (L.(j.hab)$^{-1}$)	150	75
DCO (mg.L^{-1})	400	800
DBO_5 (mg.L^{-1})	200	400
MES (mg.L^{-1})	85	170
N_T (mgN.L^{-1})	65	130
NH_4^+ (mgN.L^{-1})	35	70
P_T (mgP.L^{-1})	15	30

IV.2 FORMULATION DE L'EAU USEE D'ALIMENTATION

IV.2.1 Recette

La recette de l'eau d'alimentation choisie pour les expérimentations est basée sur la formulation issue des travaux de Bourdon (2005) et Rolland (2009).
L'eau d'alimentation est produite à l'aide d'un apport d'eau de ville, de boue digérée et de produits chimiques.

IV.2.1.a Boue digérée

L'eau usée d'alimentation est réalisée à partir de boues issues du digesteur de la station d'épuration (STEP) de Joffrery à Muret (31) (Figure II- 27). Ce choix a été fait car la STEP de Joffrery est à proximité du laboratoire et permet un accès facile à ce type de boue. La STEP de Joffrery a une capacité de traitement de 30 000 EH et collecte la majeure partie des eaux usées de la ville de Muret (87 %) et de Saubens (100 %). Les eaux subissent un traitement biologique à boues activées faibles charges. Les boues sont envoyées vers un épaississeur puis un digesteur en vue de leur compostage sur plateforme (Muret, 2011).
Environ 20 L de boue digérée, nécessaires à la préparation de l'eau usée d'alimentation pour un mois, sont prélevés au niveau du digesteur tous les mois et sont congelés et conservés à -18℃ dans des flacons de 1 L. Le volume de boue né cessaire à la préparation de l'eau usée d'alimentation est décongelé lentement à 4℃ pendan t 3 jours. Chaque fois que l'eau usée d'alimentation est produite, un nouveau volume de boue est décongelé et l'excédent n'est pas conservé.



Figure II- 27. Photo satellite de la STEP de Joffrery – Muret (31)

IV.2.1.b Produits chimiques

Des éléments organiques et minéraux sont ajoutés afin de compléter les éléments apportés par la boue. La DCO est apportée artificiellement à 70 % par du glycérol ($C_3H_8O_3$) (pour analyse, Fisher chemical) et à 30 % par de la glycine ($C_2H_5NO_2$) (Fisher bioreagents). La teneur en phosphore est apportée par du phosphate de potassium dibasique (K_2HPO_4) (Fisher bioreagents) pour 20 % et par du phosphate de sodium dibasique (Na_2HPO_4) (Fisher bioreagents) pour 80 %. La teneur en azote est apportée par de la glycine et du chlorure d'ammonium (NH_4Cl) (Acros Organics). Le sulfate de magnésium heptahydraté ($MgSO_4$, 7 H_2O) (Fisher bioreagents) est apporté comme élément nutritif pour la croissance des bactéries. Ces éléments sont dissous dans l'eau de ville puis ajoutés au volume nécessaire de boue.

IV.2.2 Etapes de fabrication

Pour produire l'eau d'alimentation tout au long de l'étude, sa fabrication été divisée en deux étapes (Figure II- 28) :

- fabrication d'une solution polluante ;
- mélange, à façon, d'un volume de solution polluante et d'eau de ville.

La solution polluante apporte les quantités nécessaires en polluants à l'eau usée d'alimentation et est produite à partir de la boue issue du digesteur et d'une solution contenant les composés chimiques dissous.

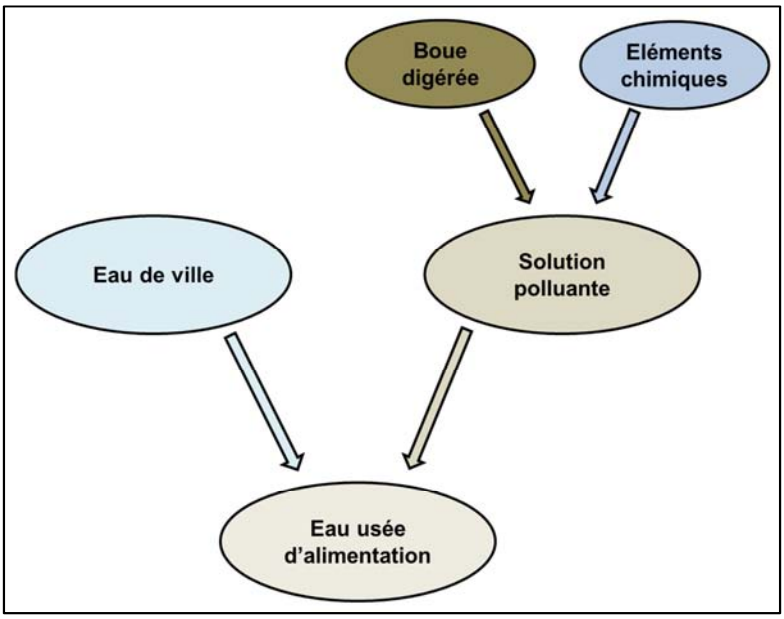


Figure II- 28. Schéma de principe de la fabrication de l'eau d'alimentation

IV.2.3 Solution polluante

La solution polluante doit avoir les caractéristiques mentionnées dans le Tableau II- 9.

Tableau II- 9. Caractéristiques de la solution polluante

Paramètre	Concentration dans la solution polluante ($g.L^{-1}$)
DCO	26,7
DBO_5	13,3
MES	6,0
N_T	4,3
NH_4^+	2,7
Phosphore total	1,0

Les MES nécessaires à la fabrication de la solution polluante sont apportées par la boue digérée. Une analyse des MES sur la boue congelée-décongelée a donc été effectuée afin de connaitre quelle dilution de la boue devait être appliquée pour obtenir la teneur en MES de la solution polluante. Les boues congelées-décongelées présentent une teneur en MES de 15,4 $g.L^{-1}$ avec une incertitude élevée de 6 $g.L^{-1}$. Ceci est dû au fait que le volume pouvant être filtré est faible (~25 mL). De façon à pallier à cette forte incertitude, l'analyse des MES a été réalisée 3 fois. Les trois analyses présentent un écart-type de 250 $mg.L^{-1}$, ce qui est satisfaisant pour conclure sur la teneur en MES de cette boue. La boue est ensuite diluée 1,5 fois (400 mL de boue congelée-décongelée pour 600 mL d'eau) dans de l'eau de ville de façon à atteindre la teneur de 6 $g.L^{-1}$.

Des analyses physico-chimiques ont ensuite été réalisées sur la boue diluée pour pouvoir déterminer la quantité d'éléments chimiques à ajouter. Le Tableau II- 10 présente les teneurs obtenues pour la boue diluée.

Tableau II- 10. Teneurs de la boue diluée à 6 g.L^{-1} de MES

	DCO (mg.L^{-1})	P_T (mgP.L^{-1})	N_T (mgN.L^{-1})	NH_4^+ (mgN.L^{-1})
Boue diluée	6000 ± 680	115 ± 5	350 ± 100	85 ± 12

Le Tableau II- 11 présente les quantités de composés chimiques à ajouter dans 1 L de boue diluée afin d'obtenir les concentrations souhaitées dans la solution nutritive.

Tableau II- 11. Produits et quantités ajoutées dans la solution polluante

Composé	Quantité ajoutée (g)
Glycine ($C_2H_5NO_2$)	12,1
Glycérol ($C_3H_8O_3$)	9,8
Chlorure d'ammonium (NH_4Cl)	6,9
Potassium bi-potassique (K_2HPO_4)	1,0
Potassium di-sodique (Na_2HPO_4)	3,2
Sulfate de magnésium hepta-hydraté ($MgSO_4$, $7H_2O$)	0,04

IV.3 STABILITE DE L'EAU USEE D'ALIMENTATION

Des essais de stabilité et de reproductibilité de l'eau usée d'alimentation ont été réalisés afin de déterminer la durée de conservation de la solution polluante et donc sa fréquence de renouvellement.

Deux solutions polluantes ont été fabriquées à partir de deux échantillons de boue digérée différents pour savoir si la formulation de l'eau d'alimentation est reproductible. Ces deux solutions polluantes sont ensuite conservées à température ambiante et sous agitation constante durant toute la durée du test.
Chaque solution polluante est diluée de façon à produire l'eau usée d'alimentation ayant les caractéristiques de l'essai E1 (Tableau II- 8). Une première solution d'alimentation est réalisée le jour de la fabrication de la solution polluante de façon à observer la reproductibilité de l'eau d'alimentation d'un échantillon de boue à un autre. Des dilutions sont ensuite réalisées tous les 2 à 3 jours afin de suivre l'évolution de la composition de l'eau d'alimentation et donc la stabilité de cette eau.

Des analyses de pH et de conductivité ont été réalisées pour la solution polluante n°2 (Tableau II- 12). Deux eaux usées d'alimentation sont réalisées chaque jour de suivi et analysées juste après leur production pour les paramètres DCO, P_T, N_T, NH_4^+, MES (eau d'alimentation n°1 et 2) et pH, conductivité, turbidité, DBO_5 (eau d'alimentation n°2). Le Tableau II- 13 présente la moyenne et l'écart type obtenus pour les analyses réalisées sur l'eau usée d'alimentation.

Tableau II- 12. Résultats obtenus pour la solution polluante n°2

	pH (-)	Conductivité ($\mu S.cm^{-1}$)
Jour 1	7,2	2390
Jour 3	5,9	2460
Jour 5	5,9	2440

La conductivité de la solution polluante est stable au cours des cinq jours d'expérimentation. Concernant le pH, une diminution est observée entre le jour 1 et le jour 3 puis le pH se stabilise du jour 3 au jour 5.

Tableau II- 13. Résultats des essais de reproductibilité et de stabilité de l'eau usée d'alimentation

			pH (-)	Cond.[3] ($\mu S.cm^{-1}$)	Turbidité (NTU)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	DCO ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
Teneur cible						**200**	**400**	**65**	**15**	**35**	**85**
Eau d'alimentation n°1	**Jour 1**	**Moy.[1]**	**-**	**-**	**-**	**-**	**339**	**61**	**15**	**57**	**67,0**
		E.T.[2]					8,5	5	0,3	2,1	0,3
	Jour 3	**Moy.[1]**	**-**	**-**	**-**	**-**	**373**	**74**	**17**	**58**	**75,2**
		E.T.[2]					76,4	12,7	3,7	12,7	0,5
	Jour 6	**Moy.[1]**	**-**	**-**	**-**	**-**	**346**	**63**	**15**	**52**	**74,8**
		E.T.[2]					9,2	1,4	1,1	3,5	5,1
Eau d'alimentation n°2	**Jour 1**	**Moy.[1]**	**7,8**	**619**	**22,7**	**155**	**357,5**	**60,5**	**15**	**50**	**63,4**
		E.T.[2]	0,0	0,0	1,4	14,1	14,8	0,7	0,1	1,4	13,9
	Jour 3	**Moy.[1]**	**7,2**	**605**	**41,7**	**165**	**361**	**58,5**	**14**	**47**	**75,1**
		E.T.[2]	0,0	4,2	0,3	7,1	4,2	0,7	0,1	1,4	5,0
	Jour 5	**Moy.[1]**	**7,3**	**600**	**45**	**150**	**353**	**59**	**14**	**58**	**69,7**
		E.T.[2]	0,0	4,2	0,4	0,0	2,1	-	0,1	17,0	2,4

[1] Moy. : moyenne ; [2] E.T. : écart-type ; [3] Cond. : conductivité

Les deux solutions d'alimentation présentent des teneurs proches pour les paramètres DCO, MES, N_T, P_T et NH_4^+ pour les analyses réalisées le jour 1. Ce résultat montre que la fabrication de l'eau usée d'alimentation et donc de la solution polluante est reproductible d'un échantillon de boue à l'autre. De plus, les teneurs observées sont proches des teneurs ciblées pour les eaux d'alimentation de l'essai E1 (Tableau II- 8), hormis deux paramètres :

- les NH_4^+ dont la teneur est élevée par rapport à la valeur cible pour ces essais. Un ajustement de l'apport en NH_4^+ par le chlorure d'ammonium a été réalisé pour la suite de l'étude ;
- les MES dont la teneur est légèrement inférieure à la teneur cible. Une rectification du volume de la boue a été réalisée pour corriger cette valeur et un ajustement des composés chimiques ajoutés a donc été effectué pour la suite de l'étude.

La diminution de pH de la solution polluante est compensée lors de la fabrication de l'eau d'alimentation par l'apport en eau de ville qui remonte le pH de l'eau usée d'alimentation entre 7 et 8. Ce qui correspond au pH observé pour une eau en sortie de fosse (Spychala and Blazejewski, 2003; Chabaud, 2007). Le pH observé pour l'eau d'alimentation n°2 est stable au cours des 5 jours de suivi.
La conductivité de l'eau d'alimentation reste du même ordre de grandeur au cours de l'essai.
La turbidité double entre le jour 1 et le jour 3. En même temps, une augmentation de l'opacité de la solution polluante est observée, ce qui pourrait expliquer l'augmentation de la turbidité dans l'eau d'alimentation.
Une augmentation de la teneur en MES au cours des tests de stabilité est observée sur les deux eaux d'alimentation réalisées entre le jour 1 et le jour 3. Ceci peut être dû à l'agglomération, entre eux, de colloïdes qui n'étaient pas retenus sur le filtre le jour 1 car de taille inférieure à 1,2 µm. Les teneurs moyennes en MES observées sur les 5 à 6 jours d'essais sont de 72,3 $mg.L^{-1}$ pour la solution d'alimentation n°1 et de 69,4 $mg.L^{-1}$ pour la solution d'alimentation n°2.

Concernant les paramètres DCO, P_T, N_T et NH_4^+, les teneurs observées pour l'eau d'alimentation sont du même ordre de grandeur au cours du suivi pour un même essai.

Les concentrations obtenues en DBO_5 pour la solution d'alimentation n°2 restent du même ordre de grandeur du jour 1 au jour 5 et la teneur moyenne observée (155 $mg.L^{-1}$) est proche de la teneur ciblée.

Les analyses réalisées au cours des tests de reproductibilité/stabilité montrent que la composition de la solution polluante est stable d'un échantillon de boue à l'autre et qu'elle génère des compositions analogues d'eau usée d'alimentation. De plus, les analyses montrent que la préparation de l'eau usée d'alimentation à partir de la solution polluante et d'eau de ville est stable durant 5 à 6 jours. Cette eau usée est donc stable dans le temps et reproductible, ce qui en fait un bon outil pour l'étude des procédés d'épuration des eaux usées prétraitées.

V CONCLUSION

Ce chapitre proposait de répondre aux questions suivantes :

Quelles sont les caractéristiques des eaux usées domestiques à traiter pour un système d'assainissement d'une maison individuelle en entrée de filière ? Et en sortie de prétraitement ?

Les résultats observés sur les paramètres analysés dans les rejets, en entrée et en sortie de fosse toutes eaux sur six sites, présentent une **grande variabilité de la qualité de l'eau usée domestique d'une famille à une autre ainsi qu'au sein d'une même habitation.** Les concentrations obtenues pour les deux types d'eaux présentent des teneurs élevées par rapport aux teneurs utilisées lors d'un test de filière en ANC. De plus, **les volumes moyens rejetés sont bien moins important, environ 1,5 fois inférieurs, que le volume journalier estimé de 150 L pour un habitant**. En revanche, les charges organiques moyennes (DCO et DBO_5) obtenues pour les six sites correspondent aux charges organiques de référence rejetées par un habitant par jour. Les qualités d'eaux fluctuantes en volume et en charge polluante, qui transitent par ces installations, peuvent entrainer un défaut de fonctionnement des systèmes de traitement si ces observations des usages ne sont pas prises en compte.

Les analyses multi variées ont été utilisées afin d'exploiter au mieux le grand nombre de résultats obtenus. Les résultats obtenus avec l'analyse en composantes principales ont été confirmés par les clusters formés par la classification ascendante hiérarchique. Les données obtenues pour les **eaux usées domestiques d'entrée** peuvent être classées selon trois groupes :

- **une composante « organique » (MES, DCO et DBO_5) ;**
- **une composante « nutriment » (P_T, NH_4^+) ;**
- **le volume**.

L'ACP a mis en évidence des différences de comportement entre les différents sites. Certains sites présentent des rejets caractérisés par des teneurs fortes en paramètres organiques et d'autres sont caractérisés par une forte teneur en ions ammonium. Dans le but de savoir par **quel type de comportement est caractérisé un site** en sortie d'habitation avant l'entrée en fosse toutes eaux, il suffit de déterminer **un paramètre de chaque groupe** afin d'obtenir une **tendance pour l'évolution de la qualité de l'eau**. L'ACP a aussi montré que les paramètres organiques ne semblaient pas corréler aux différents usages de l'eau recensés durant les campagnes. Le paramètre ion ammonium est lié au nombre de passage aux toilettes, de douches et de repas effectués durant la période de prélèvement.

Pour les **eaux usées domestiques prétraitées**, deux groupes sont distingués par les résultats obtenus en ACP :

- **une composante formée de la DCO et de la DBO_5 ;**
- **une composante formée du P_T, NH_4^+, NTK et des MES**.

Les différences de comportement entre les sites observées pour les eaux usées d'entrée se retrouvent pour les eaux usées prétraitées. Cependant, les points représentant les prélèvements effectués sur un même site en sortie de fosse toutes eaux sont assez regroupés. Ce résultat montre que, pour un site donné, **la fosse toutes eaux permet de délivrer au reste du système de traitement une eau de composition présentant une faible variabilité.**

Une eau usée d'alimentation a été fabriquée et testée de façon à avoir accès à une quantité importante et une qualité quasiment stable d'eau usée pour l'étude des performances épuratoires. L'eau usée d'alimentation est produite à partir de boue d'épuration, de composés chimiques et d'eau de ville pour atteindre des caractéristiques d'une eau usée prétraitée. Deux types de compositions ont été choisis de façon à correspondre aux valeurs réglementaires pour une eau usée domestique issue du prétraitement (E1) et de façon à tenir compte des résultats obtenus précédemment (E2). **La préparation des deux échantillons d'eau usée d'alimentation à partir de deux échantillons de boue différents a permis de mettre en évidence la reproductibilité de la formulation.** Le vieillissement de l'eau usée d'alimentation a été observé afin de surveiller une éventuelle dérive de ces caractéristiques. Ceci a permis de conclure que **l'eau usée d'alimentation ainsi produite était stable durant 5 à 6 jours à température ambiante sous agitation continue**. Cette eau usée est donc stable dans le temps et reproductible, ce qui en fait un **bon outil pour l'étude des procédés d'épuration des eaux usées domestiques prétraitées.**

Partie 3

Comparaison de nouveaux milieux végétaux pour des dispositifs d'assainissement non collectif : méthodologie et résultats

SOMMAIRE DE LA TROISIEME PARTIE

I INTRODUCTION 113
II MATERIELS ET METHODES 114
II.1 DISPOSITIF EXPERIMENTAL 114
II.1.1 Filtre à copeaux de coco 114
II.1.2 Structure des pilotes de biofiltration 115
II.1.3 Dimensionnement des pilotes de biofiltration 116
II.1.4 Répartition des eaux usées 117
II.1.5 Dispositif d'alimentation 118
II.1.6 Evacuation des effluents 120
II.2 INSTALLATION 121
II.3 PROTOCOLE OPERATOIRE 123
II.3.1 Suivi du dispositif 123
II.3.2 Prélèvements 123
II.3.3 Suivi analytique 124
II.3.4 Campagne micropolluants organiques 125
II.4 OBSERVATION AU CŒUR DES MILIEUX FILTRANTS 126
II.4.1 Colonisation du milieu 126
II.4.2 Analyse des gaz 127
II.5 CARACTERISATION DES MILIEUX 128
II.5.1 Identification physique des milieux 128
II.5.2 Identification chimique des milieux 130
III MILIEUX FILTRANTS VEGETAUX 132
III.1 DESCRIPTION DES MILIEUX 132
III.1.1 Origine des matériaux 132
III.1.2 Milieux testés 134
III.2 CARACTERISTIQUES DES MILIEUX 135
III.2.1 Etablissement des protocoles 135
III.2.2 Identification physique 139
III.2.1 Analyse de la surface des milieux 150
III.2.2 Identification chimique 154
III.3 EVOLUTION DES MILIEUX 156
III.3.1 Aspect des milieux 156
III.3.2 Hauteur de milieu filtrant 160
III.3.3 Couleur des effluents 162
III.3.4 Débits 163
III.4 OBSERVATION AU CŒUR DES MILIEUX FILTRANTS 164
III.4.1 Colonisation des milieux 164
III.4.2 Analyse des gaz 176
IV ETUDE DES PERFORMANCES EPURATOIRES 180
IV.1 EAU D'ALIMENTATION 180
IV.1 CHARGE VOLUMIQUE ET HYDRAULIQUE 181
IV.2 INFLUENCE DE LA TAILLE DES COPEAUX DE COCO 183
IV.3 PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES 185
IV.3.1 Pollution particulaire 185
IV.3.2 Pollution carbonée 188
IV.3.3 Pollution Azotée 192
IV.3.4 Pollution phosphorée 200
IV.3.5 pH 201
IV.3.6 Etude des corrélations 202
IV.4 PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES 206
IV.4.1 Microorganismes revivifiables 206
IV.4.2 Bactéries coliformes 207
IV.4.3 Contamination fécale 209
IV.5 CAMPAGNE MICROPOLLUANTS ORGANIQUES 215
IV.5.1 Paramètres physico-chimiques 215
IV.5.2 Micropolluants organiques 216
V CONCLUSION 221

I INTRODUCTION

Le but de ce chapitre est de comparer le potentiel de plusieurs milieux végétaux issus de déchet de l'agriculture pour le traitement des eaux usées domestiques prétraitées.
L'étude bibliographique a montré la potentialité de développement de nouveaux matériaux filtrants pour les filières de traitement dites compactes. Cependant, les études se sont limitées à des tests en bécher et sur des solutions de polluants peu complexes. Il est difficile d'étudier la potentialité de nouveaux milieux de filtration pour le traitement des eaux usées domestiques prétraitées directement sur une maison individuelle en raison des contraintes de mise en œuvre. De plus, cela ne permettrait pas une comparaison des différents milieux sélectionnés dans les mêmes conditions. La mise en place d'essais à l'échelle laboratoire est donc nécessaire avant l'élaboration d'un pilote à grande échelle. Ces essais doivent permettre :

- d'étudier la faisabilité technique du traitement des eaux usées domestiques prétraitées par de la biomasse végétale issue de l'agriculture ;
- d'étudier les performances épuratoires des matériaux sélectionnés et de les comparer ;
- d'évaluer leur tenue dans le temps ;
- de sélectionner un matériau de filtration performant pour le traitement des eaux usées domestiques prétraitées à expérimenter à l'échelle de la maison individuelle.

Après avoir présenté le dispositif expérimental mis en place et les protocoles d'études, une comparaison des matériaux filtrants sélectionnés est effectuée sur la base des critères suivants : caractérisation physique, chimique, tenue mécanique, colonisation des milieux et analyse des gaz. Ensuite, le suivi des performances épuratoires physico-chimiques et microbiologiques des milieux testés est développé.

II MATERIELS ET METHODES

II.1 DISPOSITIF EXPERIMENTAL

Suite à l'étude bibliographique, nous avons basé notre dispositif expérimental sur un des modèles de filtre compact les plus performants : le filtre à copeaux de coco. Les pilotes de biofiltration sont considérés comme des réductions au 1/125 d'un compartiment du filtre à copeaux de coco. Certains aménagements dans la structure du dispositif et les matériaux utilisés ont dû être faits pour les besoin de notre étude, dont les détails sont présentés ci-après.

II.1.1 Filtre à copeaux de coco

Le système est un filtre à copeaux de coco composé de deux compartiments, séparés par un espace vide laissant circuler l'air et permettant ainsi l'aération du milieu filtrant (Figure III- 1) (Avis-Technique, 2008). Un filtre à copeaux de coco permet de traiter des eaux usées domestiques pour 6 EH. Les copeaux de coco sont répartis dans deux compartiments sur une hauteur de 80 cm, pour une surface de 4,9 m². Le volume de copeaux de coco est de 3,9 m^3. L'eau est répartie à la surface des copeaux de coco par l'association d'un auget bidirectionnel, permettant d'alimenter alternativement les deux compartiments, et de plaques de distribution rainurées et perforées placées sur la surface du milieu. Un compartiment de l'auget libère une bâchée de 4 L sur la plaque de distribution.

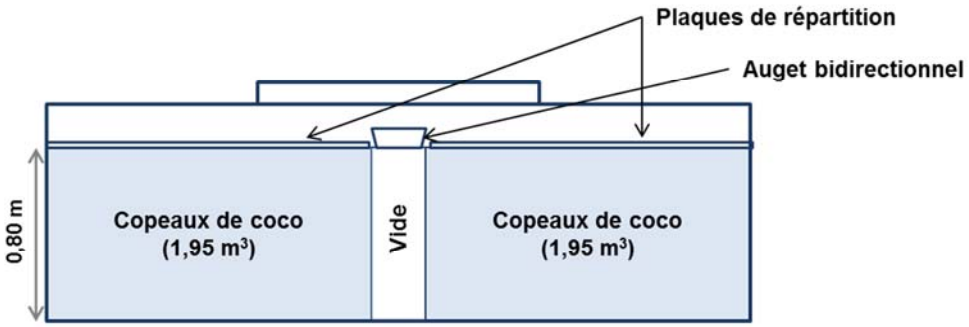


Figure III- 1. Schéma du filtre à copeaux de coco

Comme discuté dans la partie II de ce manuscrit, deux volumes d'eau à traiter sont testés durant cette étude, tout en maintenant une charge polluante constante :

- l'essai E1 correspond à un volume journalier par EH de 150 L. Cet essai représente pour le filtre à copeaux de coco un volume d'eau à traiter de 900 L par jour, soit 225 bâchées par jour.
- l'essai E2 correspond à un volume journalier par EH de 75 L. Cet essai représente pour le filtre à copeaux de coco un volume d'eau à traiter de 450 L par jour, soit 113 bâchées par jour.

Les caractéristiques du filtre à copeaux de coco, en fonction du volume admis en entrée, sont présentées dans le Tableau III- 1.

Tableau III- 1. Caractéristiques du filtre à copeaux de coco

	Caractéristiques	Unité	Volume équivalent 150 L.(j.EH)$^{-1}$	Volume équivalent 75 L.(j.EH)$^{-1}$
Filtre entier (2 compartiments)	surface de milieu filtrant	m²	4,9	
	hauteur de milieu filtrant	m	0,80	
	volume de milieu filtrant	m^3	3,9	
	volume d'eaux usées	$L.j^{-1}$	900	450
	nombre de bâchées par jour	-	225	113
Moitié de filtre (1 compartiment)	volume de milieu filtrant	m^3	1,95	
	volume d'eaux usées	$L.j^{-1}$	450	225
	nombre de bâchées par jour	-	113	56

II.1.2 Structure des pilotes de biofiltration

Douze pilotes de biofiltration d'un diamètre de 20 cm et d'une hauteur de 60 cm en PVC transparent ont été réalisés (Figure III- 2). La conception des pilotes a été basée sur des travaux antérieurs réalisés au laboratoire. Ces pilotes sont composés de deux cylindres concentriques :

- le premier de diamètre D_e=200 mm et de hauteur H=600 mm, avec fond et percé d'un trou sur le fond pour l'évacuation des eaux, constitue la paroi externe du pilote ;
- le deuxième de diamètre D_i= 20 mm et de hauteur H=600 mm, sans fond et percé sur une hauteur de 50 mm avec des trous de 3 mm de diamètre en bas.

Une plaque séparatrice amovible, de diamètre 200 mm, est maintenue à 50 mm au-dessus du fond du pilote à l'aide d'un joint en PVC. La plaque est percée en son centre pour permettre le passage du cylindre central et est perforée de trous de 3 mm de diamètre sur toute sa surface. Ces trous permettent une aération du support de filtration par le bas du pilote via le cylindre central.

Le choix du PVC transparent pour la conception de ces pilotes a été fait pour permettre une visualisation des phénomènes se déroulant au niveau des supports de filtration. Les pilotes sont démontables afin de faciliter leur nettoyage.

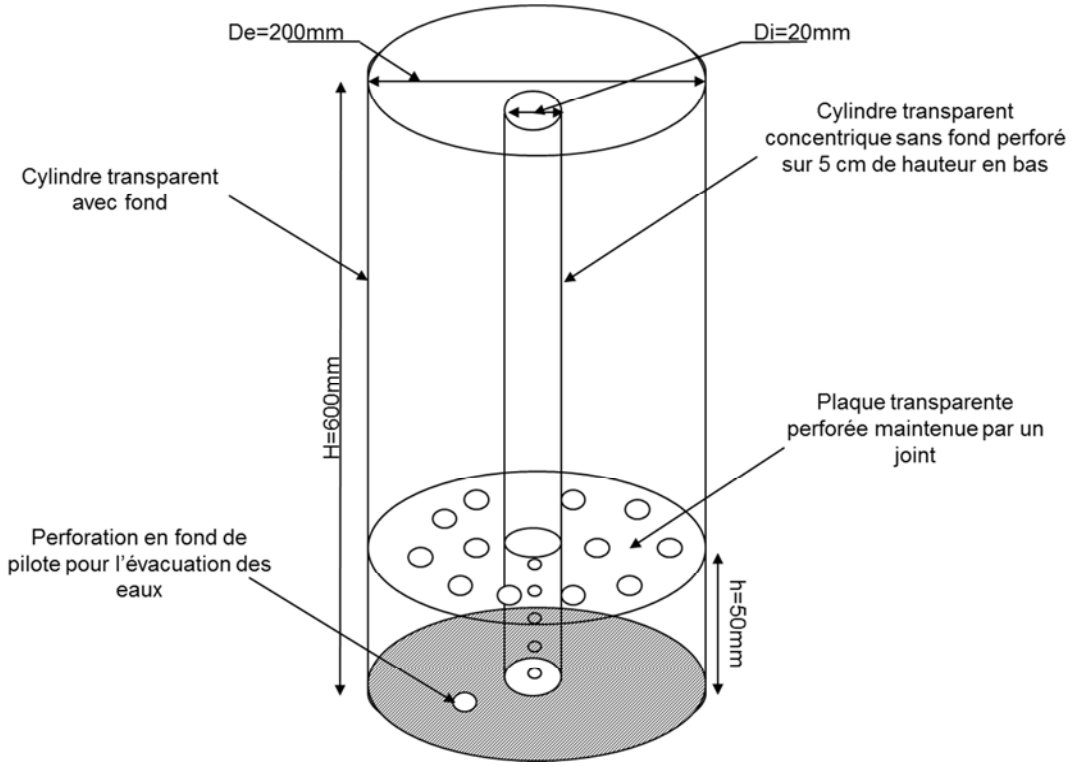


Figure III- 2. Schéma d'un pilote de biofiltration

II.1.3 Dimensionnement des pilotes de biofiltration

Le Tableau III- 2 présente les caractéristiques d'un pilote de biofiltration pour les deux volumes équivalents journaliers considérés. Le volume apparent de milieu filtrant pour un pilote de biofiltration est de 15 L. La surface du pilote est de 311 cm², ce qui représente une hauteur d'environ 49 cm de milieu filtrant.

Tableau III- 2. Caractéristiques d'un pilote de biofiltration

	Caractéristiques	Unités	Volume équivalent 150 L.(j.EH)$^{-1}$	Volume équivalent 75 L.(j.EH)$^{-1}$
Pilote de biofiltration	surface de milieu filtrant	cm²	311	
	hauteur de milieu filtrant	cm	49	
	volume de milieu filtrant	L	15	
	volume d'une bâchée	mL	30	
	volume d'eaux usées	L.j^{-1}	3,4	1,7
	nombre de bâchées par jour	-	113	56
	fréquence des bâchées	min	12	25

Huit pilotes de biofiltration sont alimentés avec un volume d'eau à traiter de 3,4 L.j^{-1} réparti en 113 bâchées de 30 mL soit une toutes les 12 min (Essai E1) et quatre pilotes sont alimentés avec 1,7 L.j^{-1} d'eau à traiter répartis en 56 bâchées soit une toutes les 25 min (Essai E2).

II.1.4 Répartition des eaux usées

Les pilotes de biofiltration sont alimentés par bâchées de 30 mL d'eau qui doivent être répartis le plus uniformément possible à la surface du milieu filtrant. Des augets basculants (Figure III- 3) et des plaques de répartition (Figure III- 4) ont été réalisés pour répartir le flux d'eau sur la surface du filtre.

Les augets basculants sont bidirectionnels et permettent d'alimenter deux pilotes alternativement. Les douze pilotes de biofiltration sont donc alimentés par six augets, chacun placé entre deux pilotes. Lors du basculement d'un compartiment, l'auget permet de délivrer le volume d'eau d'une bâchée en une seule fois à la surface du milieu.
Un compartiment de l'auget a les dimensions (Lxlxh) suivantes, en centimètre : 10 x 6 x 2,3. Grâce à une vis placée sous chacun des compartiments de l'auget, l'inclinaison de l'auget peut être modifiée et le volume nécessaire au basculement de l'auget peut ainsi être réglé. Les dimensions de l'auget permettent de varier le volume d'eau délivré jusqu'à 60 mL par compartiment. Deux cloisons de séparation ont été ajoutées dans chaque compartiment afin que le volume d'eau ne se concentre pas au centre de l'auget lors du basculement et qu'il soit réparti en trois flux.

Une description détaillée des plaques de répartition est donnée dans la légende de la Figure III- 4.

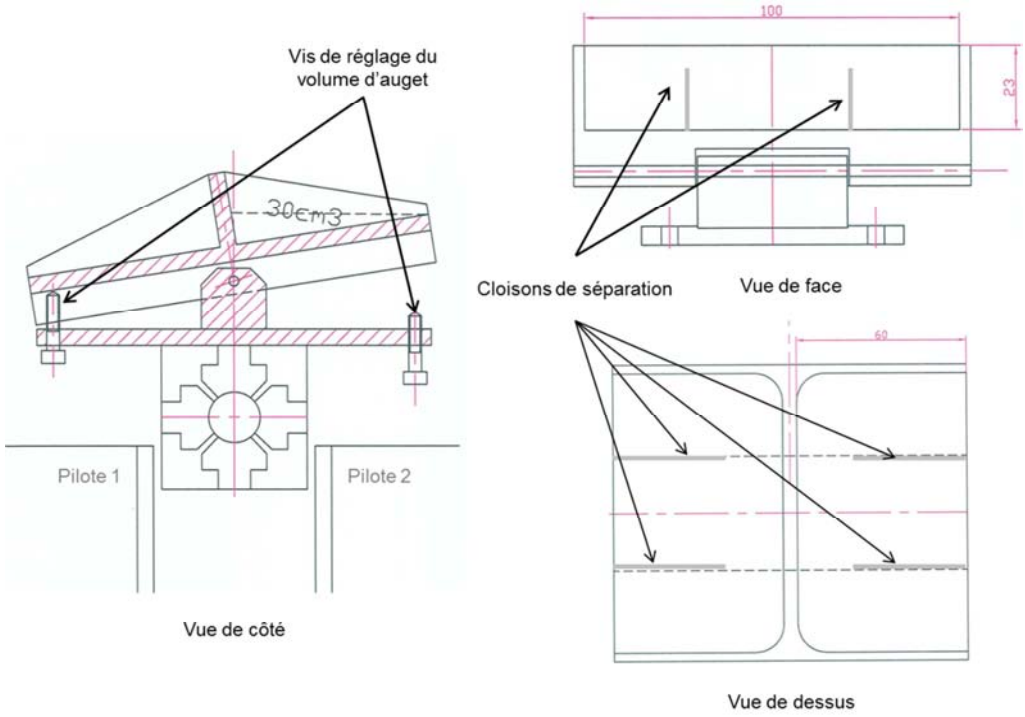


Figure III- 3. Auget bidirectionnel

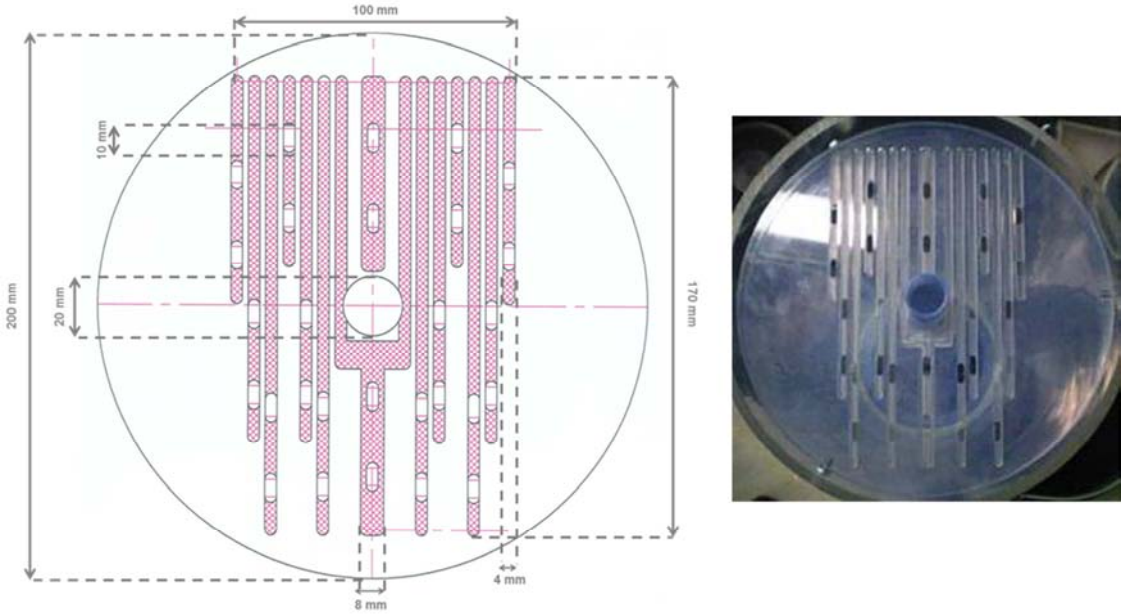


Figure III- 4. Plaque de répartition – Vue de dessus

Les plaques de répartition sont en PVC transparent et ont un diamètre de 20 cm. En leur centre, un trou de 2 cm de diamètre est percé pour permettre de laisser passer le tube central. Des rainures ont été creusées, dans chacune des plaques, formant un rectangle de 10 x 17 cm. Douze rainures de 4 mm de large ont été creusées de part et d'autre du trou central. Afin d'éviter un ruissellement trop important de l'eau le long du tube central et pour pouvoir distribuer de l'eau usée derrière ce tube, deux rainures longeant le tube (4 mm de large) ont été réalisées. Ces deux rainures se rejoignent derrière le tube en une rainure de 8 mm de large afin de répartir l'eau. Chaque rainure est profonde de 3 mm et est percée de deux perforations de 1 cm de long faisant la largeur de la rainure. Pour une plaque, 28 perforations ont été réparties de façon à distribuer l'eau sur toute la surface du lit.

Afin d'évaluer le pourcentage utilisé de la surface du lit filtrant, le rapport de la surface des rainures à la surface de la plaque entière a été évalué. La surface couverte par les rainures représente 170 cm² et la surface de la plaque entière est de 311 cm². La répartition de l'eau usée se fait sur 55 % de la surface de lit. Ce pourcentage a été comparé à celui évalué pour le filtre à copeaux de coco. Pour un compartiment, la plaque de répartition couvre une surface de lit de 1,43 m². La surface de copeaux de coco disponible dans un compartiment est de 2,45 m². La plaque couvre donc 59 % de la surface disponible. Le pourcentage de couverture pour le pilote de biofiltration est légèrement inférieur à celui du filtre réel mais reste convenable.

II.1.5 Dispositif d'alimentation

II.1.5.a Eau d'alimentation

De façon à avoir accès à une quantité importante et une qualité quasiment stable d'eau usée, l'eau d'alimentation des pilotes de biofiltration a été fabriquée en deux étapes, comme précisé dans la partie II du manuscrit : élaboration d'une solution polluante puis mélange à façon d'un volume de cette solution et d'eau de ville. La solution polluante est élaborée à partir de boue digérée de STEP et de composés chimiques permettant d'atteindre les concentrations souhaitées en polluants. L'eau d'alimentation permet d'alimenter les pilotes pour les deux types d'essais réalisés : même charge polluante pour deux volumes journaliers différents (Tableau III- 3).

Tableau III- 3. Caractéristiques ciblées de l'eau d'alimentation pour les deux essais

Paramètre	E1	E2
Volume équivalent (L.(j.hab)$^{-1}$)	150	75
DCO (mg.L^{-1})	400	800
DBO$_5$ (mg.L^{-1})	200	400
MES (mg.L^{-1})	90	180
N$_T$ (mgN.L^{-1})	65	130
NH$_4^+$ (mgN.L^{-1})	35	70
P$_T$ (mgP.L^{-1})	15	30

Le mélange à façon pour la préparation de l'eau d'alimentation des pilotes se fait sur un système de chasse d'eau avec un apport, dans une cuve de 10 L, d'eau de ville et de solution polluante (Figure III- 5). Ce mélange permet la préparation d'une eau d'alimentation aux concentrations nécessaires aux pilotes équivalents 75 L.(j.EH)$^{-1}$.
La cuve de 10 L, appelée cuve d'alimentation, est équipée d'une sonde de niveau (KELLER PR-46X/0,1bar). Des consignes de niveau haut et bas permettent de déclencher l'apport en eau de ville et l'apport en solution polluante. Le niveau bas de la cuve d'alimentation est fixé à 2 L de remplissage afin que les pilotes puissent toujours être alimentés. Le niveau haut de la cuve d'alimentation est fixé à 8 L de remplissage de façon à minimiser le risque de débordement. L'eau d'alimentation est donc renouvelée tous les 6 L consommés. L'ensemble des pilotes de biofiltration consomment 900 mL d'eau d'alimentation par heure, ce qui représente un renouvellement toutes les 6 h 30 min, soit environ 4 cycles par 24 h.
A cette cuve d'alimentation s'ajoute une deuxième cuve alimentée en eau de ville, appelée cuve d'eau claire, qui permettra d'effectuer la dilution nécessaire à l'alimentation des pilotes équivalents 150 L.(j.EH)$^{-1}$. Cette deuxième cuve est équipée d'une surverse permettant l'évacuation du trop-plein d'eau de ville lors de son remplissage. Une pompe péristaltique (MASTERFLEX ; distributeur : L/S modèle 7523-90 ; tête de pompe : Easyload modèle 77800-60 ; tube : L/S pharmed taille 25) déclenchée par le niveau bas de la cuve d'alimentation permet de délivrer le volume ad hoc de solution polluante (180 ml.min^{-1}). Une électrovanne (BUKERT en laiton NF 220V D 1/4") asservie au niveau bas et au niveau haut de la cuve d'alimentation est installée sur l'arrivée d'eau de ville afin d'alimenter à la fois la cuve d'alimentation et la cuve d'eau claire. L'eau d'alimentation et la solution polluante sont agitées en permanence par des agitateurs mécaniques (HEIDOLPH ; modèle RZR 2020).

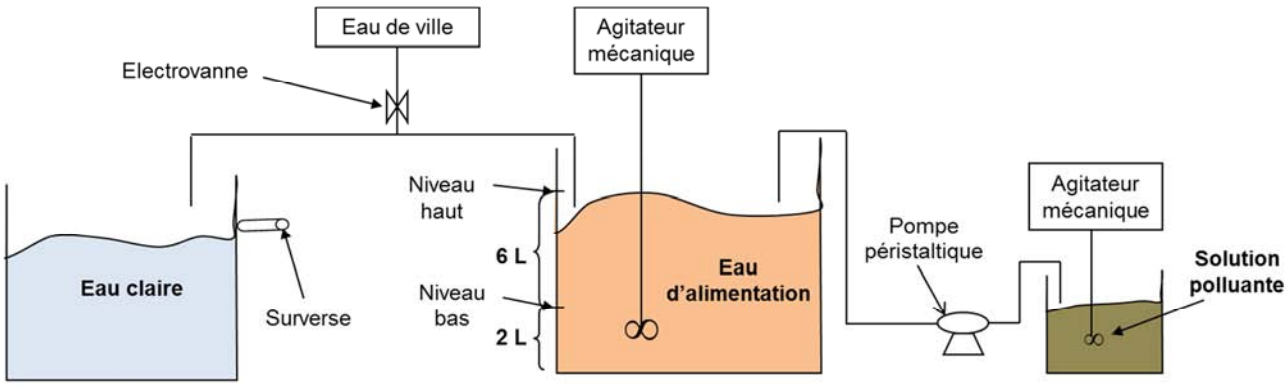


Figure III- 5. Schéma de principe du système de préparation de l'eau d'alimentation

II.1.5.b Alimentation des pilotes de biofiltration

L'eau d'alimentation est acheminée vers les six augets via des pompes péristaltiques (MASTERFLEX ; distributeur : L/S modèle 7523-90 ; tête de pompe : Easyload modèle 77800-60 ; tube : L/S pharmed taille 16). La Figure III- 6 présente le schéma de fonctionnement du dispositif alimentant les pilotes de biofiltration.
Les pilotes de biofiltration équivalents 75 $L.j^{-1}$ (essai E2) sont alimentés avec une pompe péristaltique à deux voies délivrant 60 mL d'eau d'alimentation sur deux augets, permettant ainsi d'alimenter les quatre pilotes avec 30 mL d'eau d'alimentation. Les pilotes de biofiltration équivalents 150 $L.j^{-1}$ sont alimentés avec deux pompes péristaltiques quatre voies : une pompe permet de délivrer 30 mL d'eau d'alimentation et une autre permet de délivrer 30 mL d'eau claire sur les quatre augets. La dilution de l'eau d'alimentation, pour les pilotes équivalents 150 $L.j^{-1}$ (essai E1), se fait directement dans l'auget.

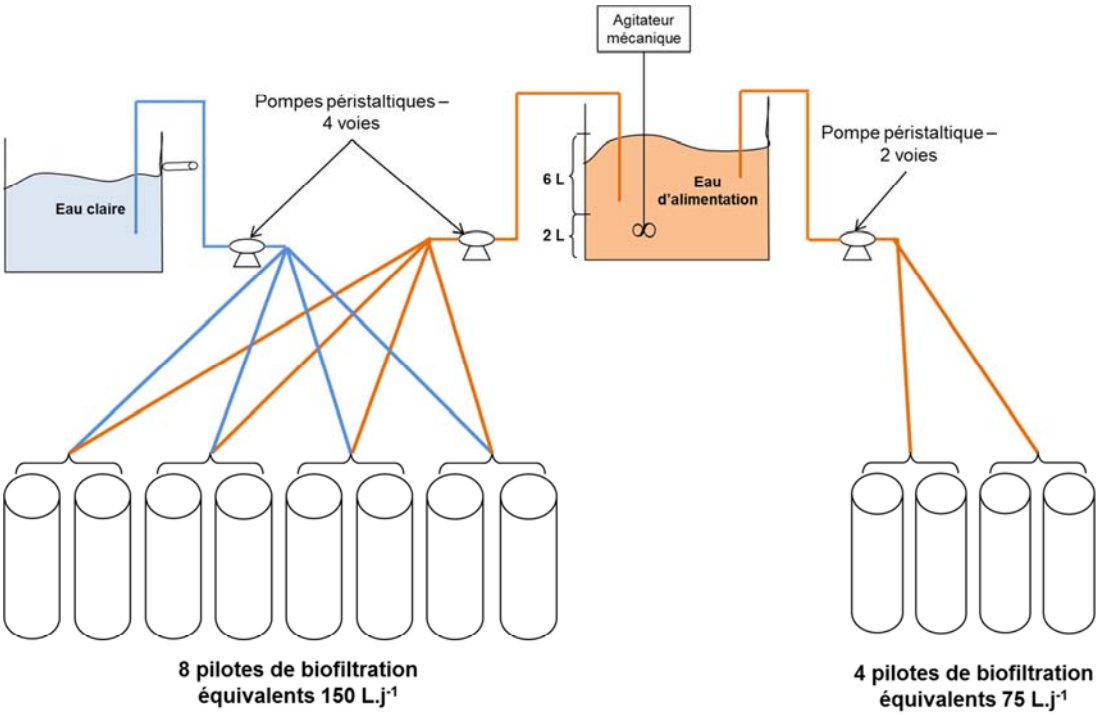


Figure III- 6. Schéma du dispositif alimentant les pilotes de biofiltration

II.1.6 Evacuation des effluents

L'évacuation de l'eau des pilotes de biofiltration est effectuée par le fond du pilote. Les eaux « traitées » sont acheminées via un tuyau vers un dispositif permettant de comptabiliser le volume s'écoulant d'un pilote de biofiltration (Figure III- 7). Ce dispositif est composé d'un pluviomètre (CONRAD modèle KW 9015) et d'un module d'acquisition (LASCAR EL-USB-5). Le pluviomètre à auget basculant permet d'évaluer le débit en sortie des pilotes. Les compartiments de l'auget se remplissent successivement d'eau. En basculant, l'auget envoie un signal permettant de comptabiliser le nombre de basculements. Ce dernier est enregistré sur le module d'acquisition permettant de rendre compte des variations éventuelles de débit sur la journée. Chaque compartiment de l'auget correspond à un volume de 5 mL permettant ainsi de traduire le nombre de basculements en volume d'eau écoulée. Les effluents sont ensuite collectés dans des seaux.

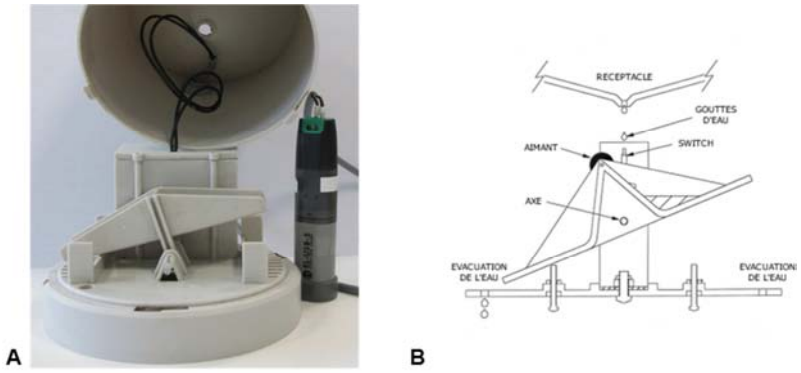


Figure III- 7. Dispositif de comptage du volume s'écoulant d'un pilote de biofiltration : A – Pluviomètre et module d'enregistrement ; B – Schéma de principe du pluviomètre

II.2 INSTALLATION

La Figure III- 8 présente des schémas et photos de l'installation complète. Les douze pilotes de biofiltration ont été disposés sur un châssis en profilé aluminium, à raison de 6 pilotes par côté du châssis. Les cuves de la solution polluante, d'eau claire et d'eau d'alimentation, ainsi que les pompes sont réparties sur la partie centrale du châssis. Des cornières ont été ajoutées sous les pilotes de biofiltration afin de maintenir les pluviomètres horizontalement sous l'évacuation des effluents. Le châssis est équipé de bac de rétention afin de retenir l'eau d'éventuelles fuites provenant des différents composants du pilote. Pour permettre la simulation du filtre enterré, une surélévation du châssis a été réalisée de façon à pourvoir bâcher le système et ainsi le maintenir dans l'obscurité.

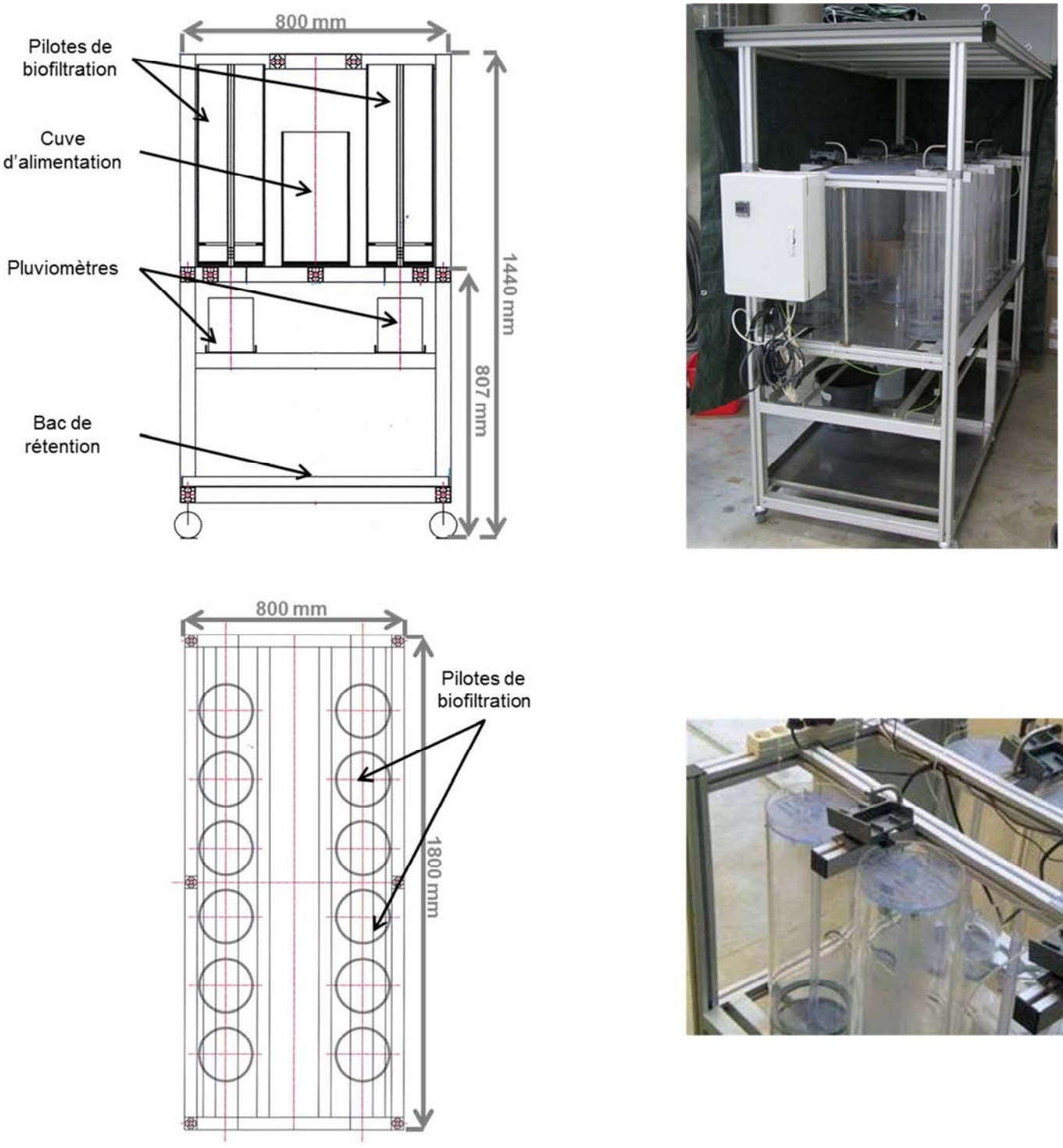


Figure III- 8. Vue de profil et de dessus de l'installation complète

II.3 PROTOCOLE OPERATOIRE

II.3.1 Suivi du dispositif

Le protocole de suivi des capacités épuratoires des milieux filtrants est adapté du protocole de test des installations d'ANC dans le cadre du protocole d'agrément des filières (Arrêté, 2009). Le but est de comparer les matériaux filtrants sélectionnés à une référence ayant une efficacité prouvée.
Ainsi, les pilotes de biofiltration sont alimentés en continu par bâchées successives sans variation du débit d'alimentation au cours d'une journée. De plus, l'installation n'est pas soumise à des périodes d'arrêt total de l'alimentation ou de surcharge hydraulique.
L'étude se déroule sur 40 semaines avec une période d'environ 8 semaines pour l'obtention du régime permanent des pilotes de biofiltration. Cette période de 8 semaines correspond à la période de développement de la biomasse épuratrice au sein du milieu filtrant. Cette durée est la durée maximale admissible d'établissement de la biomasse épuratrice indiquée par l'Arrêté (2009), qui peut être modifiée sur préconisation du fabriquant.
Un nettoyage hebdomadaire de l'installation est réalisé de façon à ne pas introduire de biais lors de la réalisation des essais. En effet, ce nettoyage permet d'éliminer le biofilm qui se dépose facilement sur certains points de l'installation :

- les augets : de façon à délivrer un volume constant d'eau à traiter sur les pilotes ;
- les plaques de répartition : afin de ne pas engendrer de chemin préférentiel avant l'introduction de l'eau sur la surface du milieu filtrant ;
- la cuve d'alimentation : de façon à conserver les caractéristiques de l'eau d'alimentation la plus constante possible.

II.3.2 Prélèvements

Des prélèvements sont réalisés en entrée et en sortie des pilotes de biofiltration afin de suivre les capacités épuratoires des matériaux testés.

II.3.2.a Prélèvements hebdomadaires

Les eaux en entrée et en sortie des pilotes de biofiltration sont échantillonnées de façon hebdomadaire pour évaluer leurs caractéristiques physico-chimiques. Trois litres de chaque type d'eau sont prélevés : 2,5 L pour analyse et 500 mL pour congélation à -18°C. L'échantillonnage hebdomadaire a démarré après huit semaines de fonctionnement.
Le prélèvement d'eau d'alimentation est réalisé directement à partir de la cuve d'alimentation via une vanne d'évacuation. Un renouvellement de l'eau d'alimentation est réalisé avant le prélèvement de façon à avoir un volume convenable d'eau à échantillonner. Un seau préalablement nettoyé et séché est placé en sortie de cuve, permettant de récolter un volume suffisant d'eau d'alimentation, qui est homogénéisé avant d'être échantillonné.
Les eaux en sortie de pilote sont collectées pendant 48 h dans des seaux placés sous les pilotes de biofiltration afin de collecter un volume d'eau suffisant pour réaliser un échantillonnage convenable en vue des analyses. Les seaux, les tuyaux d'évacuation et les pluviomètres sont préalablement lavés et essuyés. Les eaux sont homogénéisées avant d'être échantillonnées.

II.3.2.b Prélèvements mensuels

Les eaux en entrée et en sortie des pilotes de biofiltration sont échantillonnées de façon mensuelle pour évaluer leurs teneurs en paramètres microbiologiques. Les échantillons d'eau sont collectés dans des flacons en PEHD de 250 mL. Les prélèvements mensuels ont débuté après douze semaines de fonctionnement.
Le jour du prélèvement, des tuyaux et des bouchons percés adaptés aux flacons de prélèvement sont désinfectés à l'éthanol. Les tuyaux et les bouchons sont ensuite placés sous les pilotes et en sortie de la cuve d'eau d'alimentation. Les tuyaux sont rincés avec l'effluent pendant 15 min pour les pilotes de biofiltration et pendant 30 secondes après ouverture de la vanne d'évacuation pour l'eau d'alimentation. Puis, ils sont connectés au flacon de prélèvement. La durée du prélèvement dépend du débit de sortie des effluents et dure environ 1 heure en sortie des pilotes pour pouvoir récolter entre 70 et 100 mL nécessaires aux analyses microbiologiques. Le protocole de prélèvements a été validé avec le Centre d'Analyses Environnementales (CAE) de VEOLIA à Toulouse.

II.3.3 Suivi analytique

II.3.3.a Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques analysés pour les différents prélèvements d'eau sont précisés dans le Tableau III- 4. Ce tableau présente également la méthode utilisée dans cette étude et la norme de référence correspondante. Les analyses ont été réalisées au laboratoire. Les protocoles d'analyse sont détaillés en Annexe 1.

Tableau III- 4. Analyses physico-chimiques

Paramètre		Unité	Méthode utilisée	Norme	LOQ [1]
pH	**pH**	-	pH-mètre	NFT 90-008	-
Conductivité	**Cond.**	$\mu S.cm^{-1}$	Conductimètre	NF EN 27888 (T 90-031)	-
Turbidité	**Turb.**	NTU	Turbidimètre	NF EN ISO 7027 (T 90-033)	-
Demande Chimique en Oxygène	**DCO**	$mg.L^{-1}$	Test rapide [2]	ISO 15705	10
Demande Biologique en Oxygène [3]	**DBO_5**	$mg.L^{-1}$	Ensemencement – Incubation	NF EN 1899 (T 90-103)	3
Azote total	**N_T**	$mgN.L^{-1}$	Test rapide [2]	NF EN ISO 11905-1	10
Ammonium	**NH_4^+**	$mgN.L^{-1}$	Test rapide [2]	NF EN ISO 90015-2	0,6
Nitrates	**NO_3^-**	$mgN.L^{-1}$	Test rapide [2]	-	0,6
Phosphore total	**P_T**	$mgP.L^{-1}$	Test rapide [2]	NF EN ISO 6878 (T90-023)	0,05
Matières En Suspension	**MES**	$mg.L^{-1}$	Banc de filtration – séchage à 105°C	NF EN 872 (T 90-105)	-

[1] LOQ : Limite de quantification ; [2] Tests rapides Spectroquant® Merck ; [3] Analyse réalisée par le Centre d'Analyses Environnementales (CAE) à Toulouse

II.3.3.b Paramètres microbiologiques

Le Tableau III- 5 présente les paramètres microbiologiques recherchés dans les prélèvements réalisés au cours de l'étude.
Les analyses microbiologiques ont été réalisées par le Centre d'Analyses Environnementales (CAE) de VEOLIA à Toulouse. Les protocoles d'analyses sont présentés en Annexe 1.

Tableau III- 5. Analyses microbiologiques

Paramètre	Unité	Méthode utilisée	Norme
***Escherichia Coli*[1]**	n/100mL	Microplaques	NF EN ISO 9308-3
Entérocoques[1]	n/100mL	Microplaques	NF EN ISO 7899-1
Bactéries Coliformes[1]	n/100mL	Milieux liquides	NF T 90-413
Microorganismes revivifiables à 22℃ et 36℃ [1]	n/mL	Ensemencement par incorporation	NF EN ISO 6222

[1]Analyse réalisée par le Centre d'Analyses Environnementales (CAE) à Toulouse

II.3.4 Campagne micropolluants organiques

Une campagne micropolluants organiques a été réalisée afin de voir si certains milieux filtrants sont capables d'éliminer les polluants organiques des eaux.

II.3.4.a Choix des micropolluants organiques

Les micropolluants organiques testés ont été sélectionnés selon les résultats obtenus lors des analyses des eaux usées d'entrée issues d'habitation (Partie II du manuscrit). Les paramètres sélectionnés sont ceux qui ont été quantifiés dans les trois échantillons d'eaux usées analysés. Pour chaque paramètre, les teneurs maximales observées pour les trois échantillons ont été retenues comme concentration à tester (Tableau III- 6). Les analyses ont été réalisées par le Laboratoire Départemental d'Analyses (LDA) de la Drôme.

Tableau III- 6. Micropolluants organiques testés

Paramètre		Unité	Concentration testée en alimentation des pilotes	LOQ[1]	Temps de demi-vie[2] (j)		
					Sol	Sédiments	Eau
Acide Acétylsalicylique	**AA**	$\mu g.L^{-1}$	60	0,01	-	-	-
Ibuprofène	**IBU**	$\mu g.L^{-1}$	1,2	0,01	3	135	1 à 50
Agents de surface	**LAS**	$\mu g.L^{-1}$	60 000	20	9 à 17	-	6 à 9
Di éthylhexyl phtalate	**DEHP**	$\mu g.L^{-1}$	340	2,5	5 à 23	300	50
Di éthyl phtalate	**DEP**	$\mu g.L^{-1}$	310	1	3 à 60	-	2 à >15

[1] LOQ : Limite de quantification ; [2](INERIS, 2011) ; (ADEME, 1996) ; (GIP, 2007) ; (Thoumelin, 1995)

II.3.4.b Réalisation de la campagne

Une solution contenant les micropolluants organiques sélectionnés a été réalisée à partir des micropolluants organiques pris individuellement (AA : Sigma Aldrich ; IBU : Sigma Aldrich ; LAS : Condea Chimie SARL ; DEHP : Pestanal-Fluka ; DEP : Sigma Aldrich).
Un volume de 30 mL de cette solution a ensuite été injecté via l'auget basculant sur chacun des milieux filtrants testés. Les eaux usées traitées sont ensuite échantillonnées durant quatre semaines consécutives afin d'évaluer leur capacité épuratoire pour ces polluants.
Avant l'injection des micropolluants sur les milieux, un prélèvement d'eau usée traitée est réalisé pour connaitre l'état du milieu en termes d'épuration avant le démarrage de la campagne. Puis, deux prélèvements par semaine durant quatre semaines consécutives sont réalisés pour les analyses de micropolluants organiques. En parallèle, un prélèvement par semaine sur quatre semaines consécutives est réalisé pour l'analyse des paramètres physico-chimiques afin de savoir si le milieu conserve son action épuratrice de l'eau d'alimentation. Deux échantillons d'eau d'alimentation sont analysés afin de contrôler si elle contient les micropolluants étudiés. Les prélèvements d'eau sont réalisés selon le même protocole que celui utilisé pour les prélèvements hebdomadaires.

II.4 OBSERVATION AU CŒUR DES MILIEUX FILTRANTS

II.4.1 Colonisation du milieu

Une observation de la colonisation des milieux filtrants est réalisée à l'aide d'un endoscope permettant d'accéder au cœur du milieu filtrant. L'outil utilisé est l'endoscope de l'outil INVESTIG+ de VEOLIA (Rolland and Vignoles, 2012).
Une tige métallique de 50 cm, perforée de fenêtres d'ouverture de 10 cm séparées par des fenêtres pleines de 1 cm, est plongée dans le milieu filtrant (Figure III- 9- A). Cette tige permet de diriger la caméra de l'endoscope durant l'observation. Un moteur permettant de temporiser le temps de remontée de la caméra est installé en haut de la tige métallique (Figure III- 9- B). La caméra miniature est ensuite introduite dans le moteur, puis dans la tige métallique pour être conduite au fond du massif filtrant. La caméra remonte ensuite tout le milieu filtrant en prenant des photos à intervalles de longueurs réguliers permettant ainsi l'observation de la colonisation sur toute la hauteur du milieu, en un point donné. L'appareil réalise une photo tous les 4 mm. Pour chaque milieu, trois points d'observation sont réalisés permettant d'appréhender l'homogénéité de la colonisation (Figure III- 9- C).

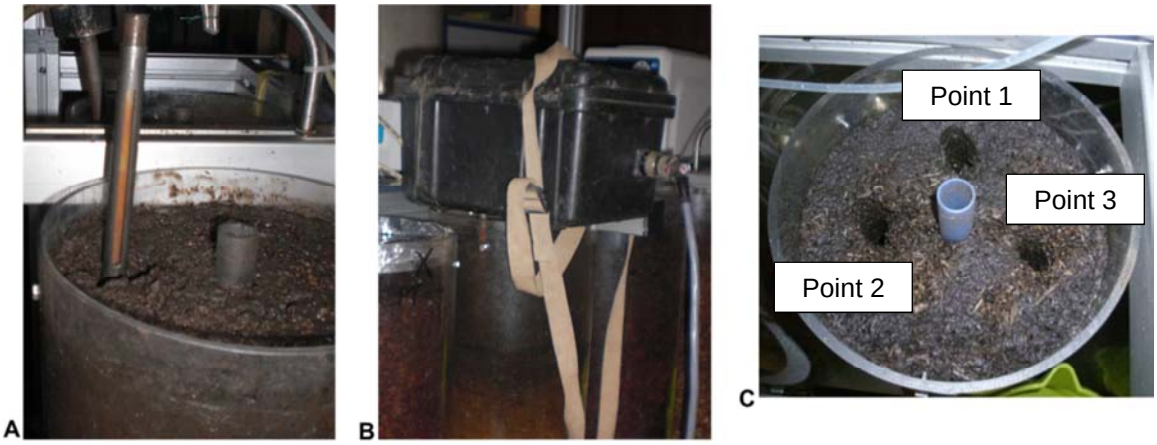


Figure III- 9. Observation de la colonisation :
A – Tige métallique perforée ; B – Moteur ; C – Points d'observation

II.4.2 Analyse des gaz

Une évaluation de la teneur en gaz (O_2 et CO_2) au sein des milieux filtrants a été effectuée. L'outil utilisé est l'analyseur de gaz de l'outil INVESTIG+ de VEOLIA (Rolland and Vignoles, 2012).
Une canne de mesure est introduite dans le milieu (Figure III- 10- A). Cette canne est équipée d'une pointe rétractable (Figure III- 10- B). La pointe permet une pénétration plus facile dans le milieu : la pointe est alors fermée et aucune mesure n'est réalisée. Lorsque la profondeur est atteinte, la canne est relevée ce qui libère la pointe et la mesure est alors réalisée. Les gaz présents dans le milieu sont aspirés vers un analyseur DRÄGER XAM 7000 (Figure III- 10- C) via une pompe intégrée. La mesure de O_2 se fait à l'aide d'un capteur électrochimique, la valeur mesurée est exprimée en % O_2. La valeur à saturation est de 20,9 %. La mesure de CO_2 est basée sur le rayonnement infrarouge, la valeur est exprimée en % CO_2. Une mesure de la quantité de gaz est réalisée tous les 5 cm environ jusqu'au fond du filtre.

L'analyse endoscopique et l'analyse des gaz ont été réalisées à la fin de l'expérimentation portant sur les capacités épuratoires des milieux filtrants. Elles n'ont pas été réalisées à différentes périodes de l'expérimentation car les trous formés par le passage de la tige métallique et de la canne de mesure sont destructifs par rapport à la taille de la colonne.

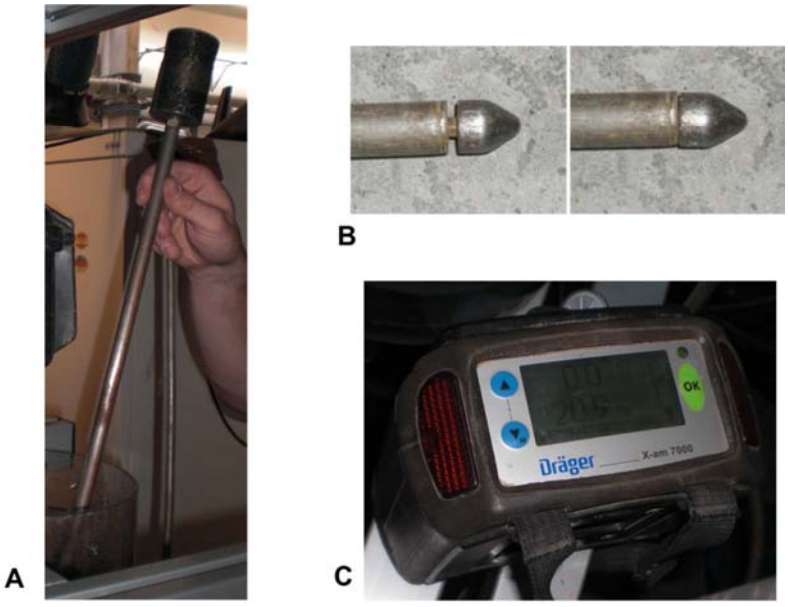


Figure III- 10. Mesure des gaz :
A – Sonde de pénétration ; B – Pointe rétractable ; C – Détecteur de gaz DRÄGER

II.5 CARACTERISATION DES MILIEUX

II.5.1 Identification physique des milieux

II.5.1.a Masse volumique

- *Masse volumique réelle du matériau (une particule)* μ_r

La mesure de masse volumique réelle des différents milieux a été réalisée grâce à un pycnomètre à gaz, disponible au Service Analyse et Procédés (SAP) du Laboratoire de Génie Chimique (LGC). Le pycnomètre à gaz permet de déterminer de façon précise le volume d'un échantillon solide (massif, divisé ou poreux) de masse connue, permettant d'accéder à sa masse volumique. Le principe de la mesure consiste à injecter un gaz à une pression donnée dans une enceinte de référence, puis à détendre ce gaz dans l'enceinte de mesure contenant l'échantillon en mesurant la nouvelle pression du gaz dans cette enceinte. Le gaz utilisé est l'hélium en raison de son faible diamètre atomique qui lui permet de pénétrer dans de très petites cavités.

- *Masse volumique vrac du lit de matériau non tassé* μ_v

Un contenant parallélépipédique de volume connu (Lxlxh (cm) : 30 x 24,5 x 15 ; volume =11025 cm^3) est pesé vide, puis rempli de milieu filtrant. La masse volumique est déterminée par division de la masse de milieu par le volume. La mesure est répétée deux fois.

- *Détermination de la masse volumique apparente du matériau (une particule)* μ_{app}

La masse volumique apparente est déterminée à partir de l'Equation I-6 présentée dans la partie I de ce manuscrit.

II.5.1.b Porosité

- *Porosité intraparticulaire du matériau (γ)*

La mesure se fait à l'aide d'un porosimètre à mercure AUTOPORE IV de MICROMERITICS (Figure III- 11- A), disponible au SAP du LGC.

« La porosimétrie au mercure est un instrument d'investigation des milieux poreux. La méthode consiste à faire pénétrer le mercure dans les pores du matériau sous pression croissante. Le mercure est, vis à vis de la quasi-totalité des solides, un fluide non mouillant, c'est à dire qu'il ne pénètre pas spontanément dans la porosité comme le ferait l'eau par exemple. Ceci permet de contrôler l'injection au moyen de la pression. A mesure que la pression augmente, le mercure occupe des régions de plus en plus confinées de la porosité, remplissant des pores de plus en plus fins. » (Daïan, 2007).

L'échantillon est placé dans le pénétromètre (Figure III- 11- B), préalablement étalonné. Un vide poussé est ensuite établi. Le mercure est alors introduit dans le pénétromètre jusqu'à atteindre la pression atmosphérique. Puis, le pénétromètre est placé dans un bain d'huile. L'huile pousse le mercure qui pénètre dans les pores du matériau. A chaque pas de pression, le volume qui pénètre dans les pores est mesuré après stabilisation. Le volume de mercure pénétré est mesuré au moyen de la position du ménisque dans la tige du pénétromètre. La porosimétrie à Hg permet d'atteindre des tailles de pores allant de 2 à 50 nm (mésopores) et de 50 à 350 µm (macropores).

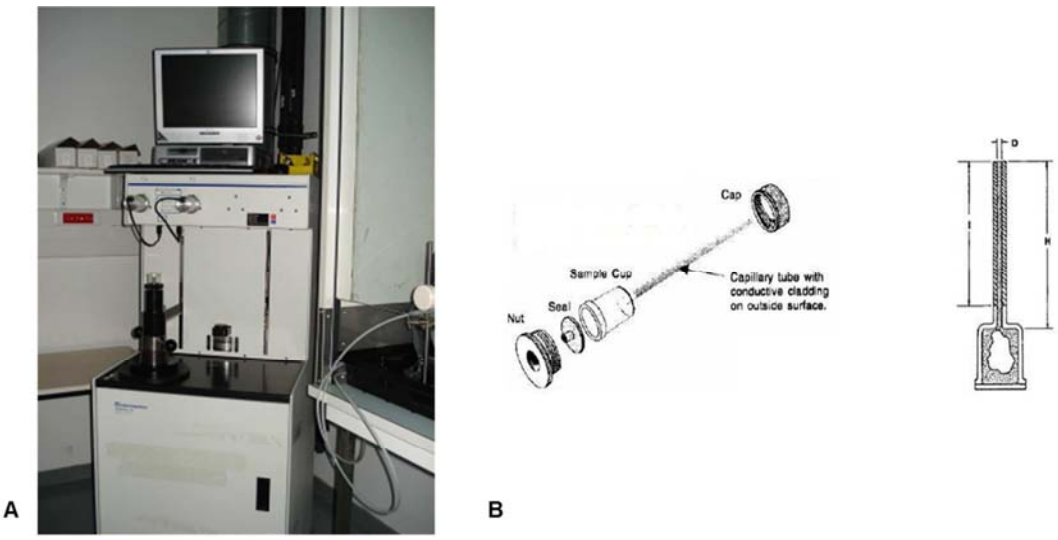


Figure III- 11. Détermination de la porosité intraparticulaire :
A – Porosimètre à mercure AUTOPORE IV de MICROMERITICS ; B – Pénétromètre

- *Détermination de la porosité interparticulaire (ε)*

La porosité interparticulaire est déterminée à partir de l'Equation I-5 présentée dans la partie I de ce manuscrit.

II.5.1.c Analyse de la surface

Une analyse au Microscope Electronique à Balayage (MEB) a été réalisée sur les milieux afin d'accéder à leur état de surface. L'analyse MEB a été effectuée à l'aide d'un MEB de paillasse HITACHI TM 3000 (Figure III- 12), disponible au service SAP du LGC.

Une analyse au MEB permet d'explorer la surface d'un échantillon afin d'obtenir des informations topographiques et/ou chimiques. Cette exploration se fait grâce à un faisceau électronique très fin qui balaie la surface point par point et par lignes successives. Le signal réfléchi, résultant de l'interaction du faisceau avec la surface, est détecté et transmis à un écran dont le balayage est exactement synchronisé avec celui du faisceau incident.

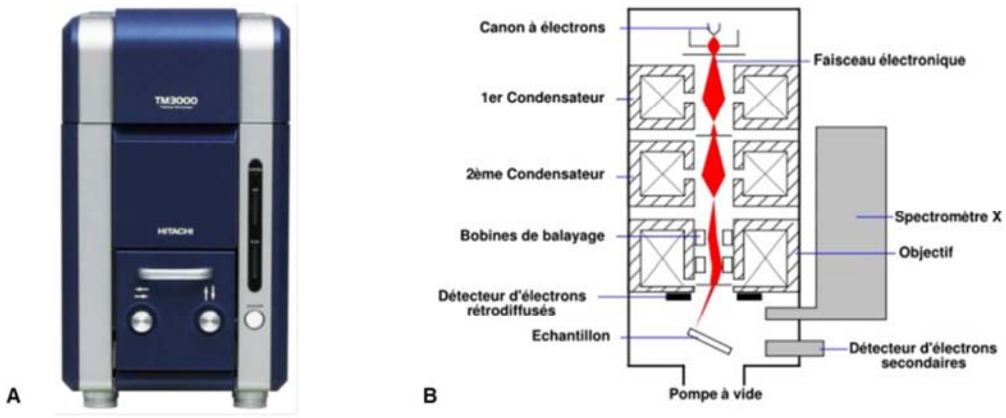


Figure III- 12. Microscopie électronique à balayage (MEB) :
A – MEB de paillasse HITACHI TM 3000 ; B – Principe de fonctionnement

II.5.2 Identification chimique des milieux

II.5.2.a Matière sèche – Matière minérale – Matière organique

- *Matière Sèche (MS)*

Elle constitue la partie d'un élément qui reste une fois que l'eau en a été totalement extraite. Le pourcentage de matière sèche est déterminé par différence de pesée d'un échantillon avant (masse M) et après séchage à l'étuve à 105℃ jusqu'à masse constante (masse M_1).

Le pourcentage de matière sèche, exprimé en %, est donné par : $\%MS = \frac{M_1}{M} \times 100$

- *Matière Minérale (MM)*

Elle représente la partie d'un élément qui reste une fois que la matière organique en a été totalement extraite. Le pourcentage de matière minérale est déterminé par différence de pesée de l'échantillon, après calcination au four à 550℃ de l'échantillon étuvé (masse M_2).

Le pourcentage de matière minérale, exprimé en %MS, est donné par : $\%MM = \frac{M_2}{M_1} \times 100$

- *La matière Organique (MO)*

Elle est obtenue par différence entre la matière sèche et minérale. Le taux de matière organique, exprimé en %MS, peut être donné par : %MO = 100 - %MM

Les analyses de MS, MM et MO ont été répétées trois fois pour chaque matériau.

II.5.2.b Détermination des fractions de fibres

La méthode Van Soest and Wine (1967, 1968), plus communément appelée ADF-NDF, permet de quantifier le taux de lignine (L), de cellulose (Ce) et d'hémicellulose (Hc) grâce à différentes attaques. Il s'agit d'une méthode gravimétrique qui permet de déterminer la quantité des trois composés pariétaux par des attaques successives qui dégradent sélectivement certains composants (Figure III- 13).
L'attaque NDF (Neutral Detergent Fiber) permet de ne garder que les trois constituants de la fibre végétale, c'est-à-dire la cellulose, l'hémicellulose et la lignine. En parallèle de cette attaque, une attaque ADF (Acid Detergent Fiber) est réalisée, permettant de détruire l'hémicellulose afin de n'obtenir que de la lignine et de la cellulose. Puis, une attaque par un oxydant puissant vient casser les molécules de lignine pour récupérer la cellulose seule. L'analyse a été répétée deux fois par matériau.

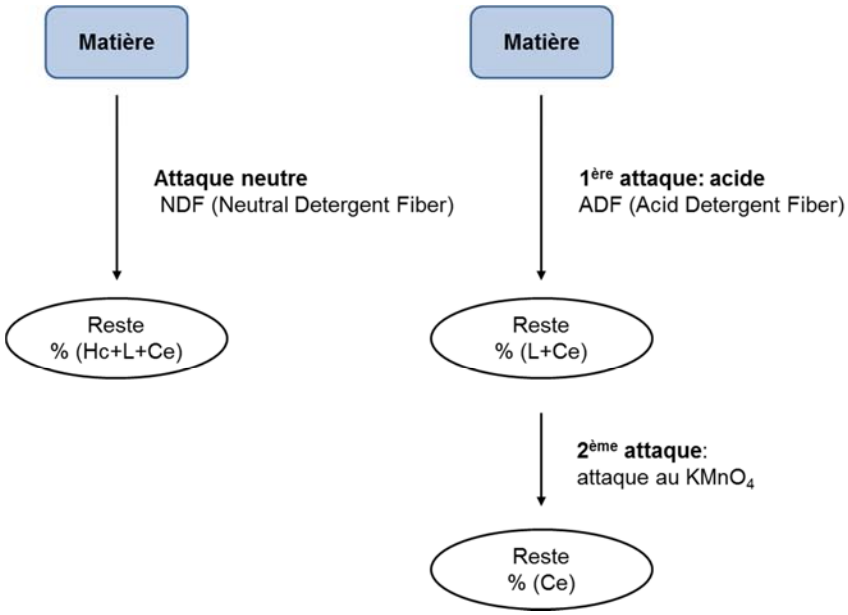


Figure III- 13. Principe de la méthode de Van Soest et Wine

II.5.2.c Analyse élémentaire

L'analyse élémentaire a été réalisée pour déterminer la quantité de carbone, d'azote et de phosphore présente dans les matériaux filtrants testés. Les analyses ont été réalisées par le Service Central d'Analyse (SCA) à Villeurbanne.

III MILIEUX FILTRANTS VEGETAUX

Les matériaux choisis sont issus de déchets de l'agriculture et font actuellement l'objet d'une faible valorisation. Les milieux sélectionnés sont des matières végétales issues d'une agriculture dite locale (nationale ou européenne) qui vont être comparés à une référence.

III.1 DESCRIPTION DES MILIEUX

III.1.1 Origine des matériaux

III.1.1.a Copeaux de coco

Le milieu de référence est le copeau de coco utilisé comme milieu filtrant dans les systèmes d'assainissement commercialisés par la société Premier Tech (Figure III- 14- A). Les copeaux de coco sont importés depuis le Sri Lanka. Ce milieu est choisi comme référence, ce qui permet de pouvoir comparer les performances des différents milieux sélectionnés avec un milieu ayant des performances épuratoires des eaux usées domestiques prétraitées prouvées.
Des copeaux de coco plus grossiers, eux aussi commercialisés par la société Premier Tech, ont été testés. Ce milieu a été testé de façon à observer une éventuelle influence de la granulométrie sur l'efficacité épuratoire.

III.1.1.b Grignons d'olives

Les grignons d'olives (Figure III- 14- B) proviennent de l'Etablissement BARDON à Le Muy (Var, 83). Les grignons d'olives sont des sous-produits du processus d'extraction de l'huile d'olive (résidu solide). Les grignons utilisés sont broyés lors de leur passage dans le moulin à pression. Ils sont ensuite séparés de la pulpe d'olive et séchés à 90°C.
Les voies de valorisation actuelles possibles des grignons d'olives sont l'utilisation en tant qu'amendement agricole après le compostage, combustible ou encore dans l'alimentation du bétail. Dans quelques études, a été étudié le potentiel des grignons d'olives comme adsorbants des métaux lourds (Cd, Pb,...) et des phénols dans des solutions de polluants (Pagnanelli et al., 2002; Fiol et al., 2006; Martinez-Garcia et al., 2006; Stasinakis et al., 2008).
Ce matériau a été sélectionné pour sa similitude structurelle avec le sable qui est un matériau très utilisé en ANC et pour son caractère lipophile qui pourrait lui conférer des propriétés intéressantes dans la rétention des polluants.

III.1.1.c Chènevotte

La chènevotte, fournie par la société Euralis Coopéval à Toulouse (Haute Garonne, 31), est obtenue par défibrage mécanique de la tige de chanvre. C'est la partie centrale et moelleuse de la tige de chanvre (Figure III- 14- C). Elle est hydrophile. La voie de valorisation actuelle possible de la chènevotte est le paillage de sol ou les litières animales du fait de sa grande capacité d'absorption. Elle peut aussi être utilisée dans des matériaux d'isolation. Ce matériau a été sélectionné pour sa capacité d'absorption en eau importante.

III.1.1.d Paille de lavande coupée

La paille de lavande étuvée a été fournie par la coopérative France Lavande située à Montguers (Drôme, 26). Une voie de valorisation actuelle est son utilisation en botte comme matériau isolant. Le traitement subi par la paille de lavande est le suivant :

- Coupe puis séchage par botte de 3 kg pendant 1 à 3 jours en champ (juillet 2010) ;
- Distillation à la vapeur d'eau pendant 45 minutes (juillet 2010) ;
- Entreposage en hangar (juillet 2010 – juillet 2011).

La paille a été réceptionnée entière (tige + fleur) en botte. La paille a ensuite été égrainée manuellement de sa fleur puis la tige a été broyée dans un broyeur VS1 de ELECTRA à l'aide d'un tamis de maille 1 cm (Figure III- 14- D).
Ce matériau a été sélectionné car sa tige présente une structure en nid d'abeille qui pourrait être intéressante dans la rétention des polluants et la colonisation microbienne, ainsi que pour le pouvoir antiseptique naturel de l'essence de lavande résiduelle.



Figure III- 14. Matériaux filtrants :
A_1 – Copeaux de coco de référence ; A_2 – Copeaux de coco grossiers ; B – Grignons d'olives ; C – Chènevotte ; D – Paille de lavande coupée

III.1.2 Milieux testés

Les matériaux présentés ci-dessus sont testés en vue d'évaluer leur capacité épuratoire des eaux usées domestiques en comparaison aux copeaux de coco, milieu de référence. Les matériaux sont utilisés seuls ou en combinaison.

Les matériaux testés seuls sont :

- copeaux de coco (CPT ; référence) ;
- copeaux de coco grossiers (CG) ;
- grignons d'olives (GO) ;
- paille de lavande (PCP).

La chènevotte seule avait été testée durant une étude préliminaire (Breton et al., 2009) : le milieu s'est tassé et putréfié au cours de l'étude. Elle a donc été éliminée du protocole d'étude.

Pour les matériaux testés en combinaison, la répartition des différents matériaux se fait sur une occupation de la hauteur de 50 % pour chacun des matériaux. Les matériaux testés en combinaison sont :

- chènevotte sur grignons d'olives (CHT/GO) → une couche de chènevotte est posée sur une couche de grignons d'olives ;
- chènevotte mélangée aux grignons d'olives (CHTGO) → le volume de chènevotte est mélangé au volume de grignons d'olives par brassage manuel préalable ;
- paille de lavande sur grignons d'olives (PCP/GO) → une couche de paille de lavande est posée sur une couche de grignons d'olives.

Deux types d'essais sont conduits en fonction de la charge volumique journalière appliquée. Tous les milieux ne sont pas testés selon les deux charges volumiques. Les milieux testés selon les deux volumes équivalents sont les milieux en combinaison qui ont donné les résultats préliminaires les plus prometteurs.
Le Tableau III- 7 présente la nomenclature utilisée dans la suite du chapitre de façon à différencier les milieux testés selon l'essai E1 ou E2.
Les milieux testés n'ayant pas tous été livrés dans les mêmes délais, les pilotes de biofiltration n'ont pas tous été démarrés en même temps. Un diagramme présentant les phases de l'expérimentation est présenté en Annexe 3.

Tableau III- 7. Nomenclature utilisée pour les pilotes de biofiltration

Milieux	Essai E1 (Volume équivalent 150 L.j^{-1}) (8 pilotes)		Essai E2 (Volume équivalent 75 L.j^{-1}) (4 pilotes)
Date de début de l'étude	Avril 2011	Novembre 2011	Novembre 2011
Copeaux de coco ; référence	CPT-1	CPT-3	CPT-2
Copeaux de coco grossier	CG	-	-
Grignons d'olives	GO	-	-
Chènevotte sur grignons d'olives	CHT/GO-1	-	CHT/GO-2
Chènevotte mélangée aux grignons d'olives	CHTGO-1	-	CHTGO-2
Paille de lavande	-	PCP	-
Paille de lavande sur grignons d'olives	-	PCP/GO-1	PCP/GO-2

III.2 CARACTERISTIQUES DES MILIEUX

Une identification des matériaux sélectionnés a été faite en comparaison avec le matériau de référence, les copeaux de coco. Le but est de cette comparaison est d'étayer les résultats de l'évaluation de la capacité épuratoire des milieux filtrants.

III.2.1 Etablissement des protocoles

En plus des paramètres physiques et chimiques détaillés précédemment (matériels et méthodes), la granulométrie, le coefficient d'absorption d'eau et les caractéristiques hydrauliques des milieux ont été étudiés.
La détermination de ces paramètres pour des milieux végétaux étant très peu détaillée dans la littérature, il a été nécessaire d'adapter les protocoles établis pour des sols, des granulats ou autres matériaux pour réaliser ces déterminations sur la biomasse végétale.

III.2.1.a Granulométrie

Le protocole utilisé pour la détermination de la granulométrie des milieux végétaux a été adapté de la norme NF EN 933-1 « Essais pour déterminer les caractéristiques géométriques des granulats – Partie 1 » de décembre 1997 et de la norme NF ISO 2591-1 « Tamisage de contrôle : Modes opératoires » de septembre 1989.

Pour réaliser ces essais, une tamiseuse automatique RETSCH modèle AS 200 basic est utilisée. Des tamis métalliques d'ouverture de maille croissante sont posés sur la tamiseuse automatique. Les ouvertures de mailles des tamis utilisés s'étalent de 0,8 à 6,3 mm. La tamiseuse permet de régler l'amplitude du mouvement circulaire horizontal et le temps de manipulation. Pour chaque milieu, trois prises d'essais sont analysées avec 5 tamisages successifs chacune.
La principale limite de cette méthode réside dans le fait que les matériaux CPT, CHT et PCP peuvent se présenter dans le sens de la largeur ou de la longueur à travers les mailles des tamis. Il a donc été nécessaire de mettre en place une analyse par traitement d'image pour ces matériaux, afin de caractériser au mieux leur dimension. Le traitement d'image a été réalisé à la suite du tamisage. Pour chaque refus de tamisage, l'aire des particules a été déterminée et les particules ont été assimilées à des sphères de façon à calculer un diamètre équivalent, dans le but de pouvoir les comparer.

Par la suite, la détermination des grandeurs caractéristiques en granulométrie a été effectuée (voir Partie I du manuscrit) : le D_{50}, le D_{10}, le D_{60} et le Cu.
L'analyse par traitement d'image permet aussi d'avoir une analyse morphologique des matériaux. Elle permet de déterminer le Rapport d'Aspect (RA) qui caractérise l'allongement des particules et le Facteur de Compacité (FC) qui traduit le rapport entre la surface de la particule et la surface du plus petit rectangle pouvant la contenir. Plus le RA est proche de 0, plus la particule est allongée. Plus le FC est proche de 1, plus la particule présente une forme rectangulaire.

III.2.1.b Coefficient d'absorption d'eau

La détermination du coefficient d'absorption d'eau pour les différents milieux a été adaptée de la norme NF EN 1097-6 « Essais pour déterminer les caractéristiques mécaniques et physiques des granulats – Partie 6 » de juin 2001. Cette norme définit le coefficient d'absorption d'eau comme étant le rapport de l'augmentation de masse d'un échantillon de granulat à sa masse sèche, après passage à l'étuve, du fait de la pénétration de l'eau dans les pores accessibles à l'eau.

Le matériau est immergé dans l'eau pendant 72 h puis séché superficiellement pour éliminer les traces d'eau en surface. L'échantillon est alors pesé (M_s) puis placé à l'étuve à 105℃ jusqu'à masse constante. L'échantillon est pesé après le passage à l'étuve (M_e). Le calcul du coefficient d'absorption d'eau se fait selon l'Equation III- 1.

Equation III- 1. Détermination du coefficient d'absorption d'eau

$$W = \frac{M_s - M_e}{Me} \times 100$$

W : Coefficient d'absorption d'eau (% matière sèche) ; M_e : Masse de la prise d'essai séchée à l'étuve (g)

M_s : Masse de la prise d'essai saturée et superficiellement sèche (g)

La mise en place de ce test a été difficile en partie due au fait que certains des milieux se délitaient après leur immersion dans l'eau. Il a donc fallu prêter une attention particulière à ce point et réaliser l'opération sur plusieurs prises d'essai de façon à confirmer les résultats obtenus. Le protocole a donc été réalisé sur trois prises d'échantillon différentes par matériau.

III.2.1.c Caractéristiques hydrauliques

- <u>Coefficient de perméabilité (Ks)</u>

Le protocole élaboré pour la détermination du coefficient de perméabilité est adapté du protocole de mesure à charge constante (Partie I du manuscrit).

Le dispositif utilisé est présenté en Figure III- 15. Le matériau est placé dans une mini-colonne de 26 mm de diamètre et de 400 mm de hauteur. La colonne est connectée en entrée à un bac d'alimentation à niveau d'eau constant. Le niveau d'eau est gardé constant grâce à une pompe péristaltique (MASTERFLEX ; distributeur : L/S modèle 7523-90 ; tête de pompe : Easyload modèle 77800-60 ; tube : L/S pharmed taille 18) et une surverse. Le flux d'eau est envoyé à contresens dans le dispositif. En sortie, la colonne est connectée à un deuxième bac avec une surverse permettant de maintenir une hauteur constante et d'évaluer le débit en sortie de colonne.

Le débit en sortie de colonne est évalué pour trois pertes de charge différentes (ΔH) : 30, 35 et 40 cm. Pour faire la mesure, le régime permanent doit être atteint pour une perte de charge définie. La mesure est effectuée lorsque le débit en sortie est stabilisé. Le débit est déterminé par le volume d'eau recueilli durant 5 min. La mesure est répétée trois fois par perte de charge.

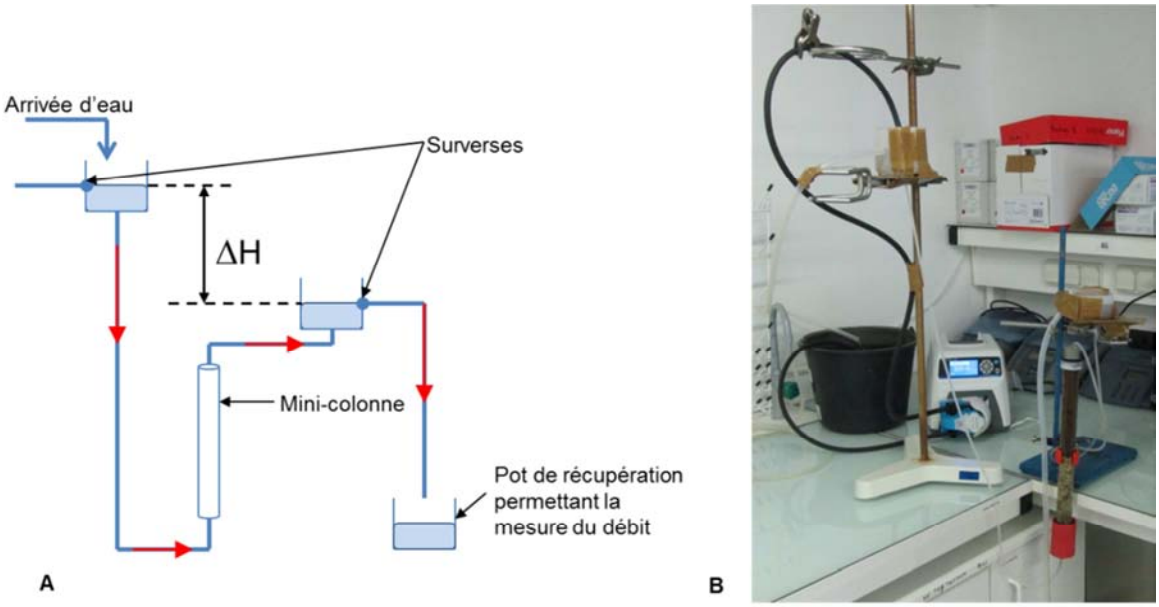


Figure III- 15. Dispositif pour la détermination du coefficient de perméabilité

- Distribution des Temps de Séjour (DTS)

Le dispositif utilisé pour l'évaluation de la distribution du temps de séjour est une mini-colonne de 26 mm de diamètre et de 400 mm de hauteur fermée par deux bouchons. La colonne est connectée au flux de solution via des tuyaux passant à travers les bouchons. La Figure III- 16 présente le montage réalisé pour l'évaluation de la DTS.

Le flux de solution est envoyé à contresens dans le dispositif à l'aide d'une pompe péristaltique (MASTERFLEX ; distributeur : L/S modèle 7523-90 ; tête de pompe : Easyload modèle 77800-60 ; tube : L/S pharmed taille 16). Le débit est contrôlé en entrée du système à 10 $mL.min^{-1}$.

Un volume de 5 mL d'une solution de NaCl à 100 $g.L^{-1}$ est injecté à l'aide d'une seringue en entrée du dispositif sous forme d'une impulsion. La conductivité est mesurée en sortie de la colonne à l'aide d'un conductimètre (WTW 330i équipé d'une cellule TETRACON 325) et d'un chronomètre. Les essais sont répétés deux à trois fois par échantillon et sur deux volumes d'échantillon distincts.

La colonne est pesée vide et remplie afin de pouvoir exprimer les résultats en fonction de la masse de milieu introduite.

Les paramètres caractéristiques de la DTS sont ensuite calculés (Partie I du manuscrit) :

- Le temps de passage théorique τ : 21,24 min ;
- Le temps de séjour moyen $\bar{t}$;
- Le temps de séjour moyen par gramme de milieu introduit $\overline{t_g}$;
- La variance réduite σ^2.

L'évaluation de la distribution des temps de séjour a été réalisée sur les milieux avant leur utilisation pour épurer les eaux usées (milieux « frais ») et sur les milieux après leur utilisation (milieu « usé ») de façon à voir l'impact de l'accumulation de matière et du développement de biomasse épuratrice sur ce paramètre.

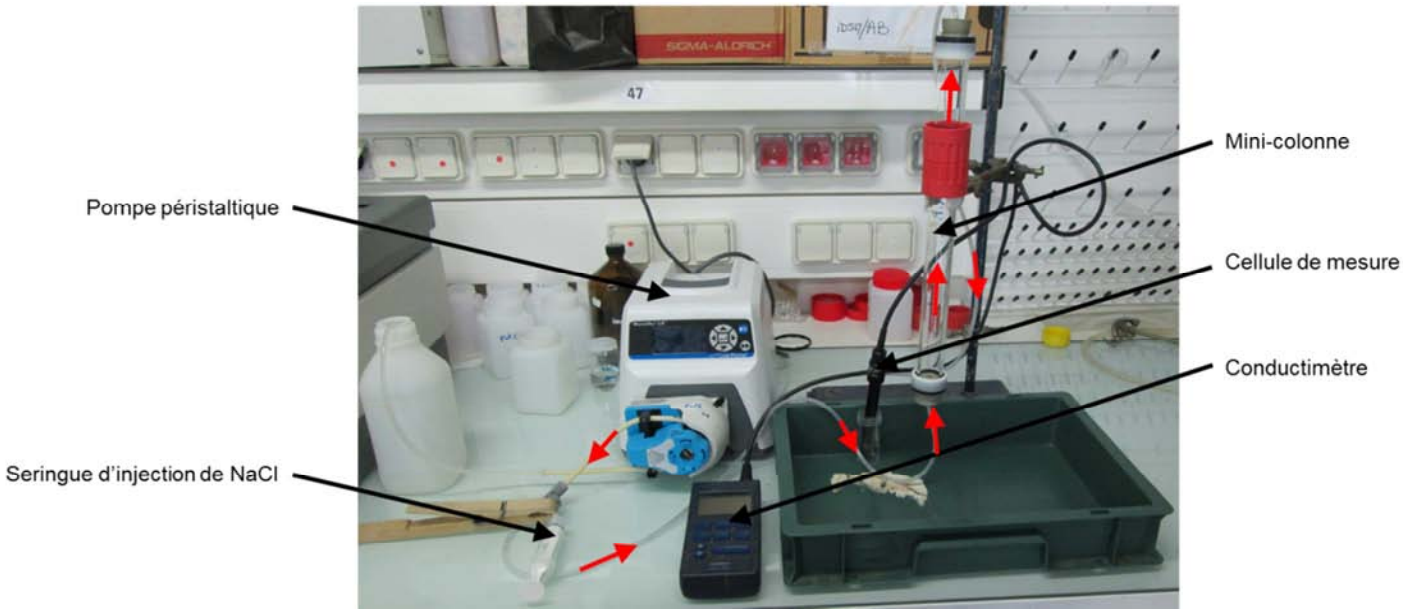


Figure III- 16. Dispositif pour l'évaluation des DTS

- *Flèches rouges : sens de circulation du flux*

- <u>Difficultés rencontrées</u>

L'élaboration des protocoles de détermination du coefficient de perméabilité et de la distribution des temps de séjour ont fait l'objet de plusieurs ajustements et vérifications au cours de leur développement.

Des premiers essais ont été réalisés avec un flux d'eau allant dans le sens de la gravité : les milieux se tassaient et un volume inoccupé par du milieu apparaissait dans la mini-colonne entrainant un biais dans les mesures. C'est pourquoi, l'alimentation des mini-colonnes se fait à l'inverse de la gravité, le milieu occupe alors le volume maximal de la mini-colonne.

Une autre difficulté a été rencontrée lors du remplissage des colonnes. En effet, l'arrangement des milieux lors du remplissage des colonnes a été difficile à maitriser. Afin d'éviter au maximum des grands espaces vides, il a été nécessaire de tasser manuellement le milieu, soit en secouant la mini-colonne, soit en poussant la matière avec une spatule. La force appliquée lors du tassement n'est pas maitrisée d'une prise d'échantillon à une autre et induit de fait un biais dans l'analyse. Cette difficulté est plus prononcée lors du remplissage de la mini-colonne avec les milieux « usés » (après avoir été utilisés pour l'épuration des eaux). En effet, les milieux sont alors mouillés et glissent encore plus difficilement au sein de la mini-colonne.

III.2.2 Identification physique

Le Tableau III- 8 présente les résultats obtenus pour l'identification physique des milieux sélectionnés. Les copeaux de coco grossiers (CG) n'ont pu faire l'objet d'une identification physique car leur taille ne permet pas de les étudier dans les dispositifs disponibles. Chaque paramètre est commenté dans les paragraphes suivants.

Tableau III- 8. Identification physique des milieux « frais »

Paramètres		Unités	CPT[1]	GO[1]	CHT[1]	PCP[1]
Granulométrie	D_{10}	mm	1	1,65	0,70	0,85
	D_{50}	mm	2,7	2,25	1,80	1,20
	D_{60}	mm	2,9	2,45	2,57	1,50
Coefficient de perméabilité		$m.s^{-1}$	$2{,}10.10^{-3}$	$9{,}17.10^{-4}$	$1{,}21.10^{-3}$	n.d.[2]
Distribution des temps de séjour	$\bar{t}$	min	23,4	10,9	21,1	23,9
	$\bar{t}_g$	$min.g^{-1}$	1,28	0,07	0,71	0,98
	σ^2	-	0,30	0,28	0,32	0,21
Coefficient d'absorption d'eau		% M.S.	364	26	287	282
Porosité intraparticulaire (χ)		%	74,45	10,15	63,38	71,02
Masse volumique réelle (μ_r)		$g.cm^{-3}$	1,1067	1,3925	1,3635	1,0429
Masse volumique apparente (μ_{app}) (paramètre calculé)		$g.cm^{-3}$	0,283	1,251	0,499	0,302
Porosité interparticulaire (ε) (paramètre calculé)		%	71,21	43,81	73,56	66,25
Masse volumique vrac (μ_v)		$g.cm^{-3}$	0,0814	0,703	0,132	0,102

[1] ***CPT*** *: copeaux de coco, milieu de référence ;* ***GO*** *: grignons d'olives ;* ***CHT*** *: chènevotte ;* ***PCP*** *: paille de lavande*
[2] *n.d. : non déterminé*

III.2.2.a Granulométrie

La Figure III- 17 présente les courbes granulométriques obtenues pour les milieux copeaux de coco (milieu référence ; CPT), grignons d'olives (GO), chènevotte (CHT) et paille de lavande (PCP). La courbe obtenue pour les grignons d'olives, qui sont des particules de forme sphérique, a été réalisée à partir du tamisage seul. Les courbes granulométriques pour les trois autres milieux, qui présentent des particules de forme plutôt rectangulaire, ont été obtenues après tamisage et une analyse par traitement d'image afin de déterminer le diamètre équivalent des particules. Ce choix a été fait dans le but de pouvoir comparer les dimensions des différents matériaux.

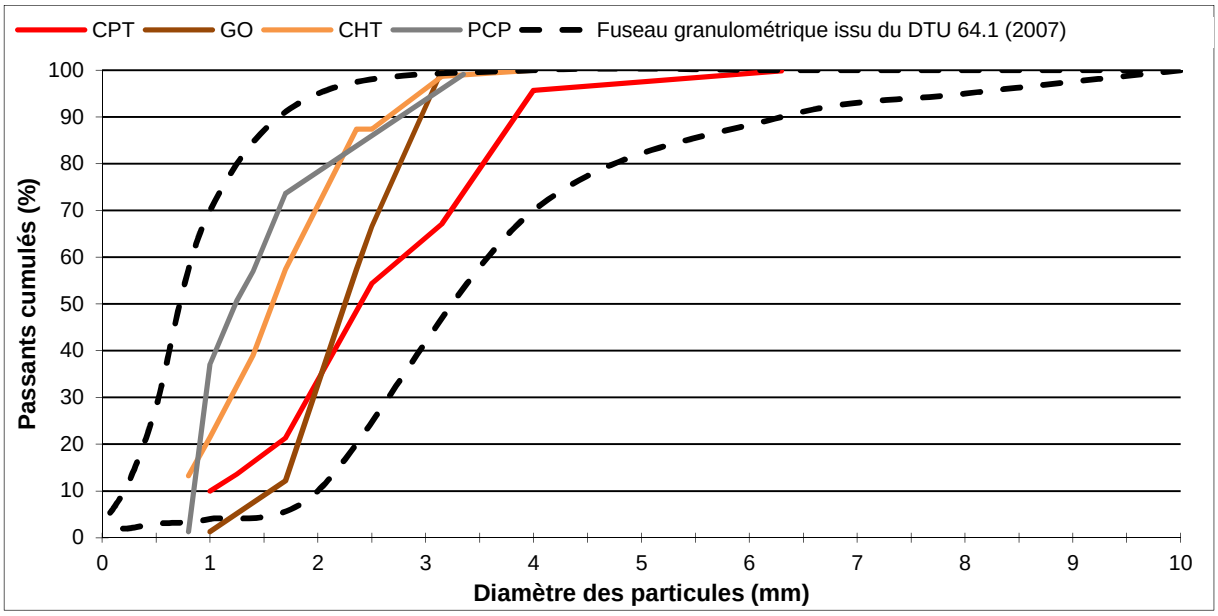


Figure III- 17. Courbes granulométriques des différents milieux

***CPT** : copeaux de coco, milieu de référence ; **GO** : grignons d'olives ; **CHT** : chènevotte ; **PCP** : paille de lavande*

Le milieu GO présente une courbe granulométrique semblable à celle observée pour les sables utilisés dans les systèmes d'ANC dits classiques (DTU-64.1, 2007). La répétabilité sur 3 prises d'essai et cinq passages successifs de chaque prise d'essai est satisfaisante (écart type < 10 %). Le milieu GO présente un D_{50} de 2,25 mm. Le coefficient d'uniformité pour ce milieu est égal à 1,47, ce qui est représentatif d'une granulométrie homogène.
Les courbes granulométriques des milieux CHT et PCP présentent une majorité de brins ayant une dimension inférieure à 2 mm. Lors du passage des échantillons des milieux CHT et PCP, les brins se présentent par la largeur ou la longueur ce qui introduit un biais dans l'analyse, puisque deux brins de même dimension peuvent ne pas se retrouver dans le même refus de tamis. La répétabilité sur 3 prises d'essai et cinq passages successifs de chaque prise d'essai est plutôt satisfaisante pour les milieux PCP et CHT (écart type < 30 %). Les courbes granulométriques obtenues présentent pour les deux milieux des discontinuités, c'est-à-dire une présence en très faible quantité de certaines tailles de particules. Pour le milieu PCP, la discontinuité apparait vers 1,50 mm et pour le milieu CHT, vers 2,5 et 3,25 mm puisqu'il y a apparition d'un palier à partir de ces dimensions. Concernant le milieu CPT, les brins présentent des tailles allant de 1 à 6,3 mm.
L'analyse granulométrique a été réalisée selon un protocole adapté de celui pour des sables et des sols. Pour le milieu GO, cette analyse est plutôt satisfaisante car il possède une structure similaire aux grains de sables. Les analyses granulométriques réalisées sur les milieux CHT, PCP et CPT montrent que ce type d'analyse n'est pas représentatif de ces milieux. En effet, pour les trois milieux considérés, la dimension maximum atteinte par cette méthode est de 6,3 mm. Lorsque l'on observe les fibres à l'œil, elles apparaissent comme ayant des dimensions supérieures à 6,3 mm.

Le Tableau III- 9 présente les valeurs obtenues pour les paramètres de forme RA (rapport d'aspect) et FC (facteur de compacité) pour les matériaux copeaux de coco, chènevotte et paille de lavande.

Tableau III- 9. Paramètres de forme milieux CPT, CHT et PCP

Paramètres	CPT	CHT	PCP
RA	0,49	0,33	0,24
FC	0,56	0,64	0,59

***CPT** : copeaux de coco, milieu de référence ; **CHT** : chènevotte ; **PCP** : paille de lavande*

Les paramètres de forme montrent que les particules présentent des formes plutôt allongées (RA < 0,5) dont l'aire est proche de celle du rectangle dans lequel une particule est inscrite (FC > 0,5). Ces paramètres montrent que le fait d'assimiler les copeaux de coco, la chènevotte et la paille de lavande à des sphères dans le but de faire une comparaison granulométrique des matériaux n'est pas la représentation la plus judicieuse pour ces particules.
Les copeaux de coco, la chènevotte et la paille de lavande présentent des granulométries similaires (jusqu'à 2 cm). Les grignons d'olives présentent la granulométrie la plus faible qui est comparable à celle d'un sable utilisé dans les systèmes de traitement classique en ANC.

L'étude granulométrique par tamisage des milieux a montré que les grignons d'olives utilisés présentent une granulométrie similaire à celle des sables utilisés en ANC. Pour les autres milieux, l'analyse granulométrique utilisée semble peu adaptée.

III.2.2.b Porosité

Le milieu de référence CPT présente une porosité intraparticulaire (χ : 74 %) équivalente à sa porosité interparticulaire (ε : 71 %) et cohérente avec la valeur indiqué dans l'Avis-Technique (2008). Le milieu PCP présente une porosité intraparticulaire (71 %) similaire à celle observée pour le milieu de référence. La porosité intraparticulaire du milieu CHT est légèrement plus faible (χ : 63 %) et sa porosité interparticulaire du même ordre de grandeur (ε : 73 %) que celle observée pour le milieu CPT. Le milieu GO présente une porosité intraparticulaire de 10 % et une porosité interpaticulaire de 44 %, les plus faibles des milieux étudiés. Les porosités interparticulaires des milieux étudiés sont similaires voir supérieures à celle observées dans la littérature pour des matériaux conventionnels (Menoret, 2001; Chabaud, 2007; Rolland, 2009).

Les milieux sélectionnés présentent des porosités cohérentes avec des matériaux conventionnels utilisés pour le traitement des eaux usées domestiques. Les porosités des milieux chènevotte, copeaux de coco et paille de lavande sont très supérieures à celle observée pour le milieu GO (entre 6 et 7 fois supérieures).

III.2.2.c Masse volumique

La Figure III- 18 et le Tableau III- 8 présentent les différentes masses volumiques déterminées ainsi que les porosités. Les paramètres concernant le matériau (particule) sont en barres pleines, les paramètres qui concernent le lit de matériau sont en barres rayées.

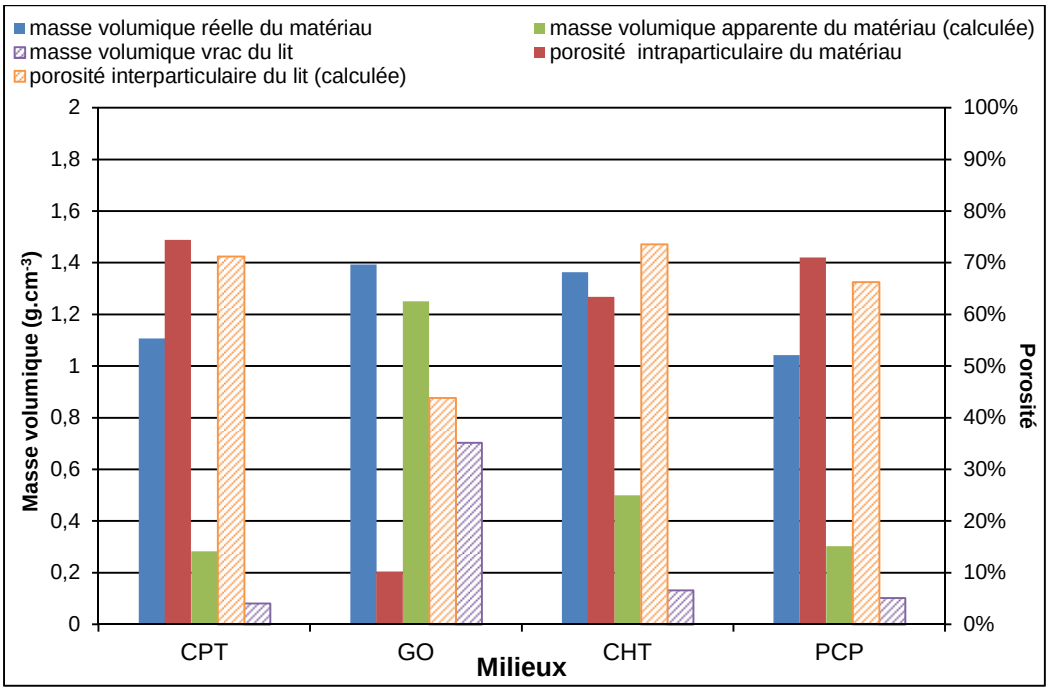


Figure III- 18. Représentation des différentes masses volumiques et porosités

***CPT** : copeaux de coco, milieu de référence ; **GO** : grignons d'olives ; **CHT** : chènevotte ; **PCP** : paille de lavande*

Les quatre milieux étudiés présentent des masses volumiques réelles de particule assez proche. Le milieu GO présente la masse volumique apparente (pour une particule) et vrac (pour un lit de particules) les plus élevées, ce qui est cohérent avec la faible porosité du milieu GO par rapport aux autres milieux. Les masses volumiques vrac du lit de particules pour les milieux CPT, CHT et PCP sont assez proches. Les masses volumiques vrac du lit de particules obtenues pour les milieux étudiés sont inférieures à celles rapportées dans la littérature pour des sables ou des limons (limons : 1,23 $g.cm^{-3}$; sable : 1,52-2,07 $g.cm^{-3}$; (Chabaud, 2007; Rolland, 2009).

La masse volumique vrac obtenue pour la chènevotte est du même ordre de grandeur que celle observée par Magniont (2010) (μ_{vrac}(chènevotte) = 0,135 $g.cm^{-3}$). Celle obtenue pour la masse volumique apparente (0,49 $g.cm^{-3}$) est plus élevée dans notre étude que celle rapportée dans cette même étude (μ_{app} = 0,32 $g.cm^{-3}$) ce qui est logique puisque la porosité interparticulaire est aussi plus faible (58 %) que dans notre étude.

III.2.2.d Coefficient d'absorption d'eau

Le milieu de référence CPT présente un coefficient d'absorption d'eau (~360 %) largement supérieur aux autres milieux testés. Les milieux CHT et PCP présentent des coefficients d'absorption d'eau similaire (~290%). Les coefficients déterminés pour ces deux milieux sont 1,25 fois plus petits que celui observé pour le milieu CPT. Le coefficient d'absorption d'eau obtenu pour le milieu GO est très faible comparé à celui du milieu de référence (14 fois plus petit).

Les résultats obtenus pour les coefficients d'absorption d'eau sont cohérents avec les valeurs de porosité mesurées pour les différents milieux, hormis pour la PCP. Le milieu PCP présente une porosité équivalente à celle observée pour le milieu de référence mais son coefficient d'absorption d'eau est plus faible. Les tailles de pores majoritaires observées pour la paille de lavande sont comprises entre 0,1 et 1 µm et pour le milieu CPT, les pores

observés ont un diamètre compris entre 1 et 10 µm. Cette différence dans les tailles de pores peut expliquer la différence observée pour le coefficient d'absorption. En effet, les pores plus gros du milieu CPT doivent être plus accessibles à l'eau que ceux du milieu PCP.

III.2.2.e Coefficient de perméabilité

Le coefficient de perméabilité du milieu PCP n'a pas pu être déterminé car le débit mesuré en sortie de la mini-colonne ne s'est jamais stabilisé pour les hauteurs testées. Le Tableau III- 8 et la Figure III- 19 présentent les coefficients de perméabilité déterminés pour les milieux seuls.

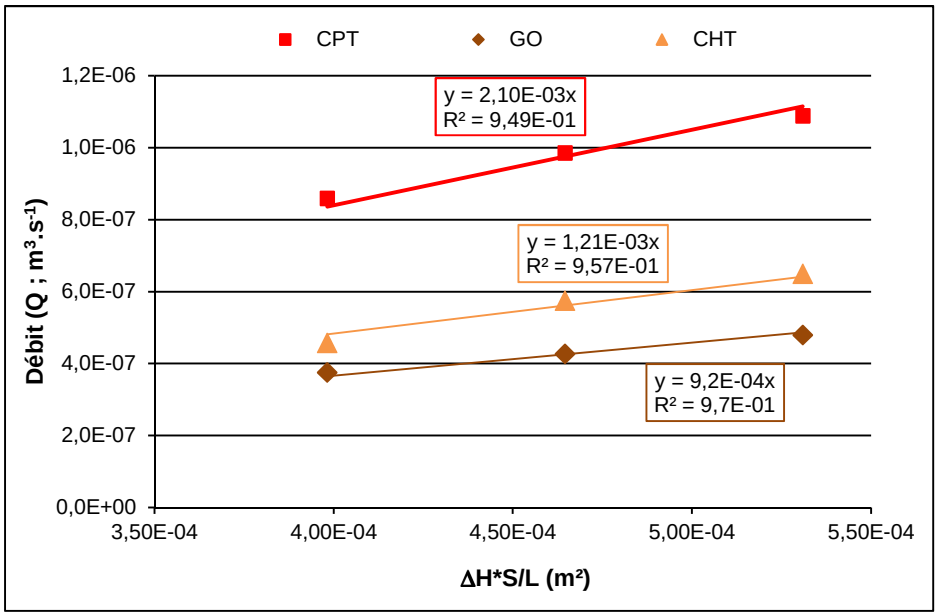


Figure III- 19. Coefficients de perméabilité – Milieux seuls

***CPT** : copeaux de coco, milieu de référence ; **GO** : grignons d'olives ; **CHT** : chènevotte*
ΔH : différence de hauteur ; S : section de la colonne ; L : longueur de l'échantillon

Le milieu de référence est le milieu qui présente la plus grande perméabilité ($2{,}10.10^{-3}$ $m.s^{-1}$). Ce coefficient est très inférieur à celui indiqué (3 à 8.10^{-2} $m.s^{-1}$) dans l'Avis-Technique (2008), mais aucune précision n'est faite sur les modalités de détermination de ce coefficient pour cet avis. Le milieu CHT présente un coefficient de perméabilité ($1{,}21.10^{-3}$ $m.s^{-1}$) environ deux fois moins important que le milieu CPT et le milieu GO ($9{,}2.10^{-4}$ $m.s^{-1}$) environ 2,5 fois moins important. Les coefficients de perméabilité observés pour les milieux testés sont similaires voire supérieurs à ceux observés pour des sables et présentent une grande perméabilité (Calvet, 2003; Rolland, 2009).
La détermination du coefficient de perméabilité a aussi été réalisée pour les matériaux en combinaison (Tableau III- 10).

Tableau III- 10. Coefficient de perméabilité des milieux en combinaison

	CHT/GO	CHTGO	PCP/GO
Coefficient de perméabilité ($m.s^{-1}$)	$1{,}19.10^{-3}$	$7{,}32.10^{-4}$	$2{,}27.10^{-3}$

***CHTGO** : chènevotte mélangée aux grignons d'olives ; **CHT/GO** : chènevotte sur grignons d'olives ; **PCP/GO** : paille de lavande sur grignons d'olives*

Le coefficient de perméabilité déterminé pour les milieux en couches est plus important que celui du milieu GO seul. Ceci indique que la couche de paille de lavande ou de chènevotte confère une perméabilité plus importante à l'ensemble du matériau. Concernant le mélange chènevotte avec les grignons d'olives (CHTGO), le coefficient de perméabilité est plus faible que celui observé pour le milieu GO seul.
Pour le milieu CHT/GO, l'application de l'Equation I- 4 (Partie I) donne un coefficient de perméabilité équivalent K_e de 1,05.10^{-3} m.s^{-1}. La valeur déterminée expérimentalement est proche de la valeur déterminée théoriquement. Cette équation a donc été utilisée dans le but de déterminer le coefficient de perméabilité du milieu PCP à partir des coefficients de perméabilité des milieux GO et PCP/GO : le résultat obtenu est aberrant (valeur négative).

Les perméabilités déterminées pour l'ensemble des milieux (seuls ou en combinaison) sont plutôt élevées comparées à la classification établie pour des sols mais inférieures à celle du milieu de référence.
Le protocole de détermination du coefficient de perméabilité est adapté du protocole pour des sols ou des sables. Les résultats obtenus montrent que le protocole est utilisable pour des milieux végétaux mais il doit sûrement encore être amélioré. Une piste d'amélioration serait de réaliser les expérimentations avec un diamètre de colonne plus important que celui utilisé dans nos expérimentations (26 mm). Par exemple, l'expérimentation pourrait se faire avec une colonne ayant un diamètre se rapprochant de celui des colonnes utilisées pour le test de Grant (environ 10 cm ; (Bourserie et al., 2001)).

III.2.2.f Distribution des temps de séjour

L'évaluation des DTS a été appliquée pour les milieux « frais », avant utilisation pour la filtration des eaux, et pour les milieux « usés ».

- Milieux « frais »

Les DTS des différents milieux « frais » se présentent sous la forme d'une cloche avec une déformation plus ou moins importante de la partie terminale (Figure III- 20). Ce type de courbe est caractéristique des écoulements ruisselants (Menoret, 2001). La déformation de la partie terminale correspond à une lente restitution du traceur piégé par les volumes morts (Chabaud, 2007). La valeur de la variance réduite (σ^2), entre 0,2 et 0,3 pour tous les milieux, confirme que l'écoulement tend vers un écoulement de type piston dans les colonnes utilisées pour le test.

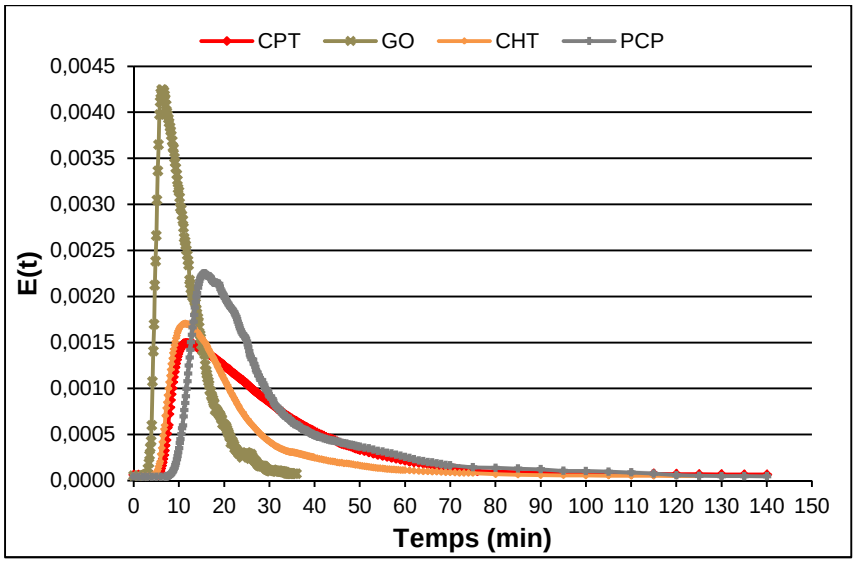


Figure III- 20. Distribution des temps de séjour – Milieux seuls

***CPT** : copeaux de coco, milieu de référence ; **GO** : grignons d'olives ; **CHT** : chènevotte ; **PCP** : paille de lavande*

D'après le Tableau III- 8, le temps de séjour du milieu paille de lavande est du même ordre de grandeur que le temps de séjour observé pour le milieu de référence (environ 23 min). Le temps de séjour moyen obtenu pour le milieu CHT est légèrement inférieur à ceux observés pour la paille de lavande et le milieu de référence.
Les temps de séjour moyens des trois milieux PCP, CHT et CPT sont proches du temps de séjour théorique (21,24 min). Le temps de séjour moyen observé pour le milieu GO est deux fois plus faible que celui observé pour le milieu de référence. La porosité plus élevée de certains milieux confère un écoulement plus lent et plus dispersif (Menoret, 2001). La porosité du milieu GO étant moins importante que celle du milieu référence CPT, l'écoulement est plus rapide pour le milieu GO. Les temps de séjour moyens obtenus pour les milieux PCP et CHT sont en accord avec les porosités observées.

Les résultats obtenus pour les temps de séjour des milieux seuls ne sont pas cohérents avec les coefficients de perméabilité observés. Le milieu GO, qui présente le coefficient de perméabilité le plus faible, présente aussi le temps de séjour le plus faible alors qu'en toute logique, il devrait présenter le temps de séjour le plus long.
Ce résultat n'a pas pu être clairement expliqué. Il se peut que les matériaux interagissent avec les molécules de NaCl ou que la mini-colonne utilisée, qui présente un diamètre de 26 mm, influe sur les résultats, notamment par des effets de bords. Il faut peut-être travailler avec une colonne plus grande comme pour la détermination du coefficient de perméabilité.

Les DTS ont été effectuées pour les milieux en combinaison (Figure III- 21 et Tableau III-11).

Tableau III- 11. Temps de séjour moyen des milieux en combinaison

	CHT/GO	CHTGO	PCP/GO
$\bar{t}$ (min)	15,24	19,02	22,22

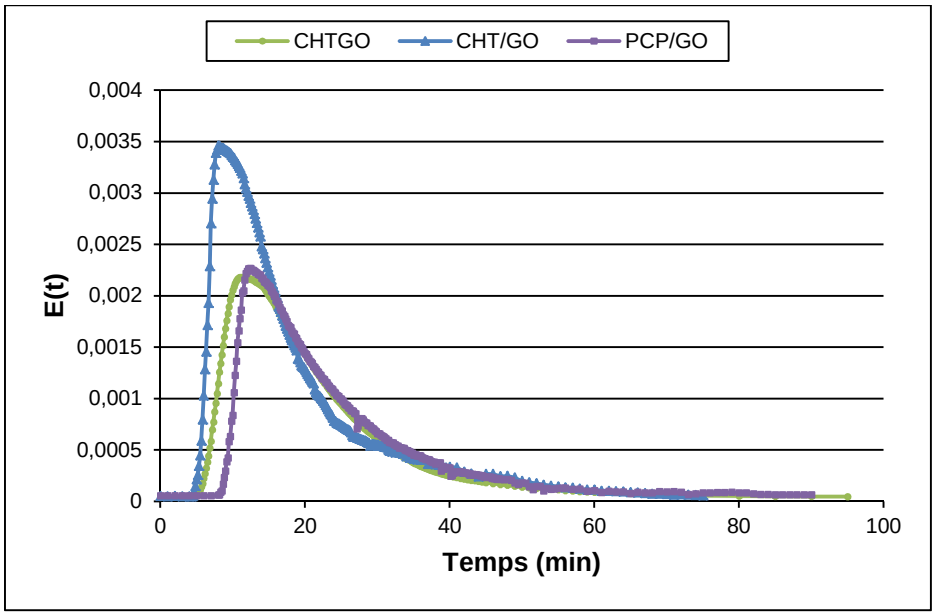


Figure III- 21. Distribution des temps de séjour – Milieux en combinaison

***CHTGO** : chènevotte mélangée aux grignons d'olives ; **CHT/GO** : chènevotte sur grignons d'olives ; **PCP/GO** : paille de lavande sur grignons d'olives*

Les allures de courbes sont les mêmes que celles observées pour les milieux seuls. Pour les milieux CHT/GO et CHTGO, la valeur du temps de séjour moyen se situe entre celles observées pour les milieux CHT et GO seuls. Pour le milieu PCP/GO, le temps de séjour moyen observé est similaire à celui observé pour le milieu PCP seul.

Un temps de séjour trop faible, comme celui du milieu GO, peut ne pas laisser le temps aux processus épuratoires de se produire. L'association de CHT ou de PCP aux grignons d'olives permet de faire augmenter le temps de séjour par rapport à celui observé pour GO seul. En revanche, il ne semble pas y avoir de logique dans l'effet des temps de séjour des milieux pris individuellement sur celui des milieux en combinaisons, qui permettrait de prédire le temps de séjour d'un milieu en combinaison à partir de milieux pris seuls.

Les temps de séjour observés pour CHT et PCP sont similaires à celui observé pour le milieu de référence (CPT) et celui observé pour GO est deux fois plus petit que pour les autres milieux. Ces résultats sont en accord avec les porosités observées pour les différents milieux. L'association de CHT ou de PCP avec GO permet d'augmenter le temps de séjour du milieu GO seul et peut ainsi permettre de laisser davantage le temps aux processus épuratoires de se produire.

- Milieux « usés »

Comme on le verra ultérieurement, des disparités dans l'évolution des milieux filtrants sur la hauteur ont pu être observées à l'œil. Il nous a alors semblé pertinent de reproduire cela pour la mesure de DTS finale. Aussi, lors du démontage des pilotes de biofiltration en fin d'expérimentation sur les performances épuratoires, les milieux filtrants ont été séparés en quatre parties. Les parties ont ensuite été réassemblées dans les mini-colonnes de façon à réaliser la détermination des temps de séjour sur les milieux après leur utilisation (Figure III-22). Le Tableau III- 12 présente les résultats obtenus pour la détermination des temps de séjour.

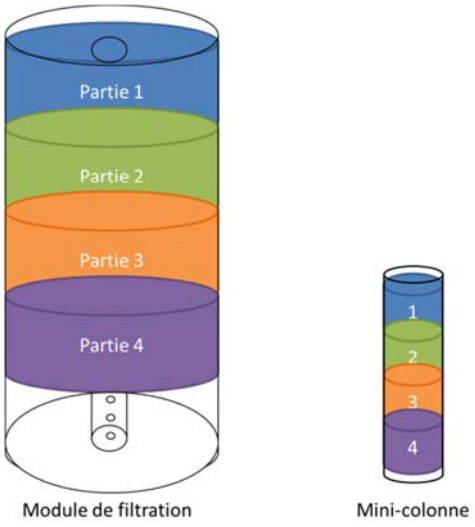


Figure III- 22. Découpage des milieux « usés » pour les DTS

Tableau III- 12. Résultats de DTS pour les milieux avant et après leur utilisation

Milieux	DTS après utilisation			DTS avant utilisation		
	$\bar{t}$	$\bar{t}_g$	σ^2	$\bar{t}$	$\bar{t}_g$	σ^2
CPT-1	20,44	0,27	0,16	23,4	1,28	0,30
CPT-3	20,40	0,23	0,17			
CPT-2	26,07	0,35	0,15			
PCP	19,34	0,16	0,41	23,9	0,98	0,21
GO	16,43	0,12	0,23	10,9	0,07	0,28
CHTGO-1	17,66	0,15	0,29	19,02	0,23	0,23
CHTGO-2	23,49	0,20	0,28			
PCP/GO-1	14,19	0,11	0,25	22,22	0,28	0,23
PCP/GO-2	16,51	0,13	0,16			
CHT/GO-1	17,83	0,12	0,26	15,24	0,18	0,29
CHT/GO-2	17,50	0,15	0,20			

***CPT** : copeaux de coco, milieu de référence ; **GO** : grignons d'olives ; **CHT** : chènevotte ; **PCP** : paille de lavande ; **CHTGO** : chènevotte mélangée aux grignons d'olives ; **CHT/GO** : chènevotte sur grignons d'olives ; **PCP/GO** : paille de lavande sur grignons d'olives*

Un seul essai a été réalisé pour chaque milieu « usé ». En effet, la circulation de l'eau entraine un décrochage de la matière fixée sur le milieu et la répétition de la mesure de DTS sur le même lot de milieu « usé » n'est donc plus représentative. De plus, la réalisation de trois DTS sur différents lots du même milieu n'est pas non plus représentatif du fait de la difficulté de l'introduction du matériau dans la mini-colonne. Lors du remplissage de la mini-colonne, le milieu doit être poussé afin de pouvoir la remplir correctement. De ce fait, le milieu est plus ou moins tassé et l'arrangement du milieu dans la colonne est aléatoire.

Les allures de courbes sont les mêmes que celles observées pour les milieux « frais ». La comparaison des temps de séjour moyens des milieux avant et après utilisation ne permet pas d'observer une logique commune. Pour les milieux PCP, CHTGO-1, PCP/GO-1, PCP/GO-2, CPT-1 et CPT-3, les temps de séjour moyen diminuent quand les DTS sont réalisées sur les milieux après utilisation. Pour les autres milieux les temps de séjour augmentent. Le fait que les temps de séjour augmentent semble plus logique du fait de l'accumulation de matières dans le milieu qui diminue la porosité des milieux et donc la zone d'infiltration (Menoret, 2001; Chabaud, 2007). Le fait de réassembler le milieu dans la mini-colonne déstructure le lit de filtration et doit engendrer des passages préférentiels au sein de la mini-colonne, générant des temps de séjour plus courts que ce qu'ils ne devraient être en réalité.

La détermination des temps de séjour sur les milieux après utilisation n'a pas été concluante. Pour avoir une meilleure idée de l'évolution des DTS pour les milieux avant et après utilisation, la manipulation devra être réalisée directement sur les pilotes de biofiltration. Cela n'a pas été possible durant cette thèse.

III.2.2.g Classement des milieux

Le Tableau III- 13 présente le classement des milieux en fonction du paramètre de caractérisation physique étudié. Les milieux sont classés de la plus petite valeur à la plus grande.

Tableau III- 13. Classement des milieux selon leur paramètre physique

Paramètres	- → +
Masse volumique réelle μ_r (pycnométrie He)	1,04 g.cm^{-3} PCP ; 1,11 g.cm^{-3} CPT ; 1,36 g.cm^{-3} CHT ; 1,39 g.cm^{-3} GO
Porosité intraparticulaire χ (porosimétrie Hg)	10 % GO ; 63 % CHT ; 71 % PCP ; 74 % CPT
Masse volumique vrac μ_v	0,08 g.cm^{-3} CPT ; 0,10 g.cm^{-3} PCP ; 0,13 g.cm^{-3} CHT ; 0,70 g.cm^{-3} GO
Porosité interparticulaire ε (paramètre calculé)	44 % GO ; 66 % PCP ; 71 % CPT ; 74 % CHT
Diamètre équivalent D_{50}	1,20 mm PCP ; 1,80 mm CHT ; 2,25 mm GO ; 2,70 mm CPT
Coefficient d'absorption d'eau W	26 % GO ; 282 % PCP ; 287 % CHT ; 364 % CPT
Coefficient de perméabilité K_s	7,3.10^{-4} m.s^{-1} CHTGO ; 9,2.10^{-4} m.s^{-1} GO ; 1,2.10^{-3} m.s^{-1} CHT/GO ; 1,2.10^{-3} m.s^{-1} CHT ; 2,1.10^{-3} m.s^{-1} CPT ; 2,3.10^{-3} m.s^{-1} PCP/GO
Temps de séjour moyen $\bar{t}$	10,9 min GO ; 15,2 min CHT/GO ; 19,0 min CHTGO ; 21,1 min CHT ; 22,2 min PCP/GO ; 23,4 min CPT ; 23,9 min PCP

***CPT** : copeaux de coco, milieu de référence ; **GO** : grignons d'olives ; **CHT** : chènevotte ; **PCP** : paille de lavande ; **CHTGO** : chènevotte mélangée aux grignons d'olives ; **CHT/GO** : chènevotte sur grignons d'olives ; **PCP/GO** : paille de lavande sur grignons d'olives*

Il n'y a pas de logique qui ressort de ce classement. Les essais réalisés sont adaptés de protocoles utilisés pour des milieux minéraux (types sables ou granulats). Ces expérimentations et résultats sont des études préliminaires qui permettent d'avoir une idée des propriétés physiques des matériaux testés. Les méthodes peuvent encore être améliorées notamment avec le choix d'un diamètre de colonne plus grand pour réaliser la DTS et la détermination du coefficient de perméabilité.
Ces résultats montrent aussi que, pour des milieux végétaux, des caractéristiques purement physiques ne peuvent peut-être pas totalement expliquer le comportement hydraulique des milieux.

III.2.1 Analyse de la surface des milieux

La surface des milieux a été analysée au MEB. Pour chaque milieu analysé, les photos aux grossissements 40 et 1000 sont présentées. Les carrés rouges sur les clichés représentent la zone qui a été grossie. Certains milieux présentaient des fibres d'apparences différentes à l'œil, les différentes fibres ont donc été observées et sont présentées.

III.2.1.a Copeaux de coco (CPT)

La Figure III- 23 présente les clichés obtenus pour la fibre de coco. Le centre de la fibre et une extrémité sont présentées.

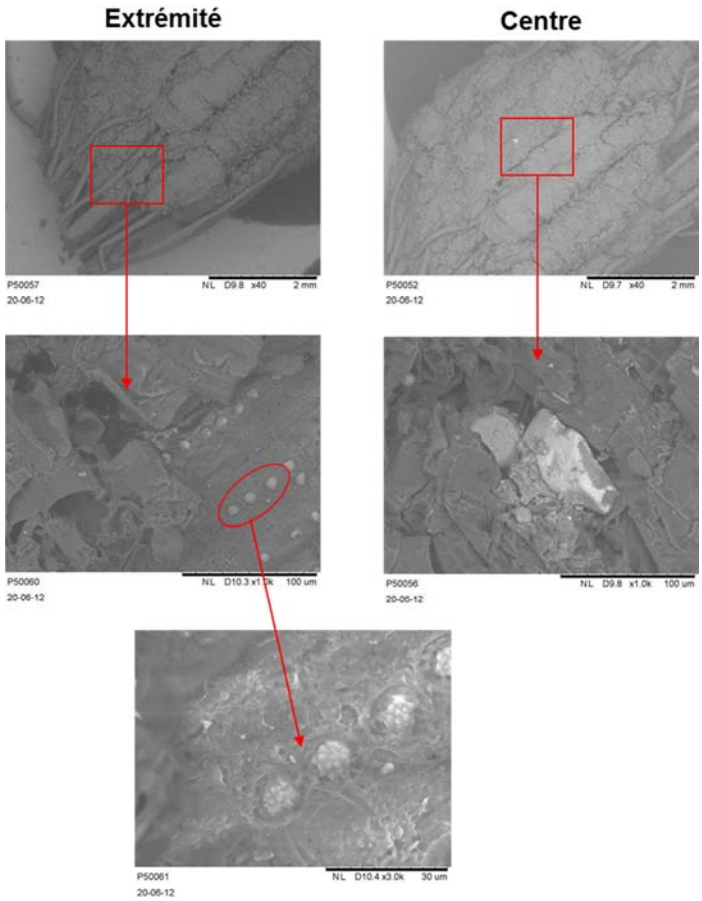


Figure III- 23. Observation MEB des copeaux de coco

La fibre de coco présente une différence nette entre le centre de la fibre et l'extrémité. Le centre présente des microstructures alvéolées. L'extrémité de la fibre présente des structures longilignes. Les structures longilignes présentent des cavités remplies de petits amas en forme de grappe ressemblant à des spores. Ces structures longilignes semblent parcourir la fibre de coco de part en part, ce qui permettrait de faire circuler les polluants à l'intérieur de la fibre.

III.2.1.b Grignons d'olives (GO)

La Figure III- 24 présente les clichés obtenus pour les grignons d'olives. Deux grains de formes différentes ont été analysés.

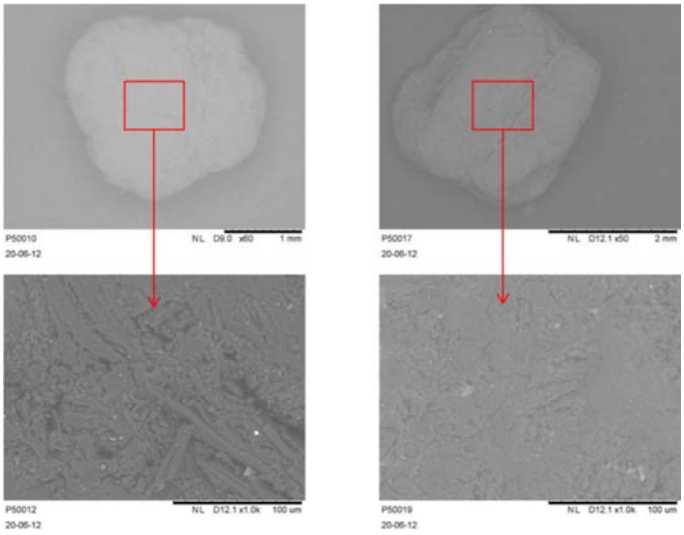


Figure III- 24. Analyse MEB des grignons d'olives

Les grignons d'olives présentent une structure très compacte avec peu de pores visibles sur ces clichés. Cette observation est en accord avec la faible valeur de porosité observée pour les grignons d'olives (10%).

III.2.1.c Chènevotte (CHT)

Pour la chènevotte, deux types de fibres différentes ont pu être identifiées à l'œil : une fibre rigide et de couleur claire (fibre A) et une fibre souple de couleur foncée (fibre B). La Figure III- 25 présente les clichés obtenus pour les deux fibres de chènevotte. Le centre et l'extrémité de la fibre, qui permet d'avoir une vision de la structure interne du matériau, sont présentés.

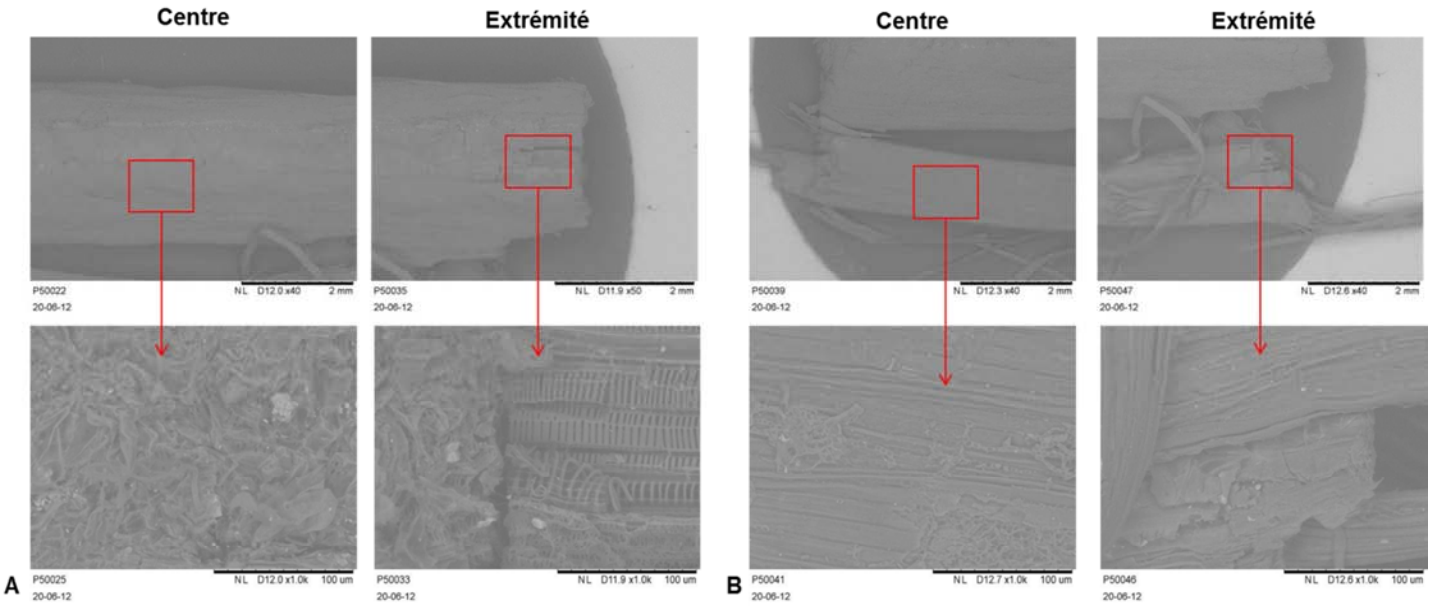


Figure III- 25. Analyse MEB de la fibre de chènevotte

La surface de la fibre A de chènevotte n'est pas lisse et présente des microstructures formées d'alvéoles qui pourraient permettre la retenue de polluants et le développement de la biomasse épuratrice. La fibre A présente une structure spiralée à son extrémité. Des structures similaires ont été observées par Magniont (2010) pour de la chènevotte en coupe longitudinale. Ces structures spiralées semblent être des structures lignifiées contenues généralement dans le tissu conducteur (xylème) des végétaux (Magniont, 2010). La chènevotte est la partie de la tige de chanvre appelée le bois, son rôle est de conduire la sève vers les organes aériens de la plante (Magniont, 2010).
La fibre B présente une structure de surface différente de la fibre A. La surface présente des structures longues entrecoupées de nœuds. L'extrémité de cette fibre ne présente pas le réseau spiralé comme la fibre précédente. Il y a peu de différence de surface entre le centre et l'extrémité de la fibre B.

III.2.1.d Paille de lavande (PCP)

Pour la paille de lavande, deux types de fibres ont été analysées : une fibre pleine et une fibre cassée dans le sens longitudinal (vision de la structure interne du matériau). La Figure III- 26 présente les clichés obtenus pour la fibre cassée (A) dans le sens longitudinal et la fibre pleine (B). Le centre et l'extrémité de la fibre sont présentés.

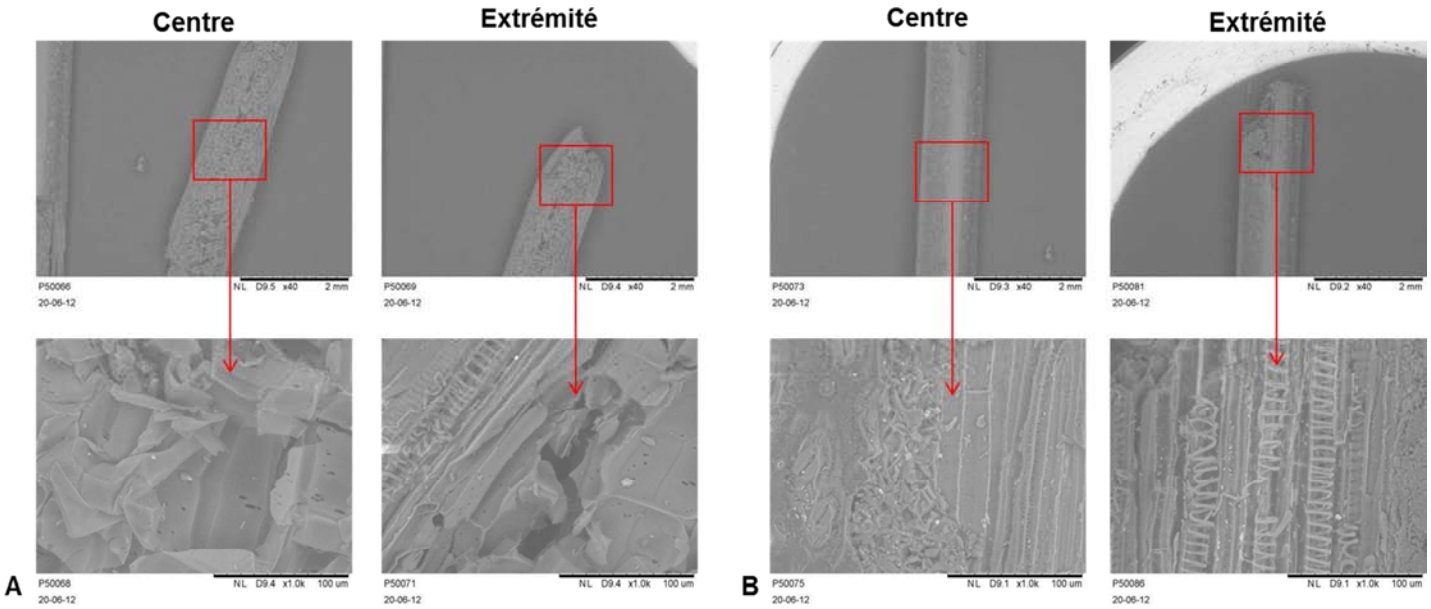


Figure III- 26. Analyse MEB de la paille de lavande

La paille de lavande (A) présente une structure alvéolée lorsqu'elle est ouverte dans le sens longitudinal. A l'extrémité, la fibre présente des structures spiralées comme pour la fibre de chènevotte. Par analogie avec la chènevotte, on peut en déduire que ces structures spiralées sont des tissus formés de lignine. La structure alvéolée de la fibre pourrait permettre la rétention de polluants et le développement bactérien.
La fibre de paille de lavande B présente les mêmes structures que la fibre A à son extrémité : structure alvéolée avec une structure spiralée. Le centre de la paille présente une structure plus dense formée de sillons parallèles au sens de la tige, similaire à la structure observée pour la fibre de chènevotte B.

Les milieux chènevotte et paille de lavande présentent des caractéristiques de surface semblables à des structures spiralées et alvéolées notamment aux extrémités des fibres (structure interne des fibres), qui pourraient permettre la rétention de polluants et la colonisation microbienne. Le milieu CPT présente à ses extrémités des structures longilignes qui sont parcourues de petites cavités remplies d'amas. Le milieu GO présente une surface peu poreuse en accord avec la porosité obtenue pour ce milieu.

Ces observations ne sont qu'une ébauche pour l'appréhension de la structure interne des matériaux. Ce point pourrait faire l'objet d'une recherche ultérieure plus approfondie.

III.2.2 Identification chimique

Le Tableau III- 14 présente les résultats obtenus pour l'identification chimique des milieux sélectionnés.

Tableau III- 14. Identification chimique des milieux

Paramètres		Unités	CPT	GO	CHT	PCP
Matière sèche (MS)		%	89	89,8	90,0	93,1
Matière minérale (MM)		% MS	2,5	0,9	2,0	3,9
Matière organique (MO)		% MS	97,5	99,1	98,0	96,1
Cellulose		% MS	51,2	64,4*	50,0	35,7
Hémicellulose		% MS	7,3	18,2*	16,0	11,7
Lignine		% MS	11,3	4,2*	11,1	9,9
Milieux « frais »	**Carbone**	% MS	48,85	47,27	46,40	49,45
	Azote	% MS	<0,30	<0,30	0,31	0,89
	Phosphore	% MS	0,037	<0,015	0,039	0,22
	Rapport C/N/P	-	100/0,6/0,08	100/0,6/0,03	100/0,7/0,08	100/1,8/0,44
Milieux « usés »	**Carbone**	% MS	49,33	51,29	49,98	50,89
	Azote	% MS	1,24	0,73	1,61	3,03
	Phosphore	% MS	0,094	0,029	0,012	0,4
	Rapport C/N/P	-	100/2,5/0,19	100/1,4/0,06	100/3,2/0,24	100/5,9/0,8

***CPT** : copeaux de coco, milieu de référence ; **GO** : grignons d'olives ; **CHT** : chènevotte ; **PCP** : paille de lavande*
**L'analyse sur les grignons d'olives a présenté un écart type plus important que pour les autres milieux. La séparation de la cellulose et de la lignine est plus difficile pour ce milieu.*

III.2.2.a Matière sèche – Matière minérale – Matière organique

Les milieux présentent des matières sèches de l'ordre de 90%. De plus, les teneurs en matières minérales observées sont inférieures à 4 %, ce qui indique que les milieux sont composés à plus de 96 % de matières organiques. Le milieu GO présente la teneur en matière minérale la plus faible.

III.2.2.b La détermination des fractions de fibres

Les milieux sont majoritairement composés de cellulose, qui représente le composé structural de base des parois cellulaires des végétaux. La cellulose est une molécule non soluble dans l'eau mais qui présente un fort caractère hydrophile. Tout comme la lignine, elle est peu dégradable.
Le milieu de référence et la chènevotte présentent des taux de cellulose et de lignine semblables. La paille de lavande présente des taux de fibres plus petit que les copeaux de coco, hormis pour les hémicelluloses.

III.2.2.c Analyse élémentaire

Les quatre milieux « frais » analysés présentent des taux de carbone du même ordre de grandeur (environ 47%). Les milieux contiennent peu d'azote et de phosphore. Le milieu ayant la plus grande teneur en azote et phosphore est la paille de lavande. Le rapport optimal (C/N/P) pour qu'un matériau soit considéré comme biodégradable est : 100/4 à 5/1 (Bayard and Gourdon, 2010). Les rapports C/N/P des différents milieux montrent qu'ils sont peu biodégradables à l'état « frais ». La paille de lavande présente un rapport C/N/P plus favorable en termes de biodégradabilité que les autres milieux. L'analyse élémentaire des milieux « usés » montre que la quantité de carbone est similaire à celle observée à l'état « frais » et qu'il y a donc un équilibre qui s'est créé permettant de maintenir le taux de carbone. Les paramètres P et N ont fortement augmenté entre les deux analyses, d'un facteur compris entre 2 et 5 pour l'azote et entre 2 et 3 pour le phosphore. Les rapports C/N/P alors calculés sont plus proches de la valeur optimale de biodégradabilité. Les milieux « usés » peuvent éventuellement être considérés comme de bons candidats en vue du remplacement de fertilisants ou en tant que coproduits de compostage.

Les milieux étudiés sont riches en matière organique. Le rapport C/N/P des différents milieux montrent qu'ils sont peu biodégradables à l'état « frais » et qu'ils pourraient éventuellement être considérés comme de bons candidats pour une utilisation en tant que fertilisant à l'issue de leur utilisation pour l'épuration des eaux usées domestiques (milieux « usés »).

III.2.2.d Essais de corrélations entre les paramètres d'identification des milieux

Des corrélations linéaires ont été cherchées entre les paramètres d'identification physique et chimique des milieux CPT, PCP, GO et CHT : peu de liens ont pu être dégagés.
Sachant que ces corrélations ont été réalisées sur 4 points, il faut faire attention aux conclusions qui peuvent être faites. Cependant la tendance observée (Figure III- 27) montre que les composants pariétaux (cellulose, hémicellulose et lignine) et le taux de matière organique sont corrélés, ce qui est cohérent avec la nature de ces composants.

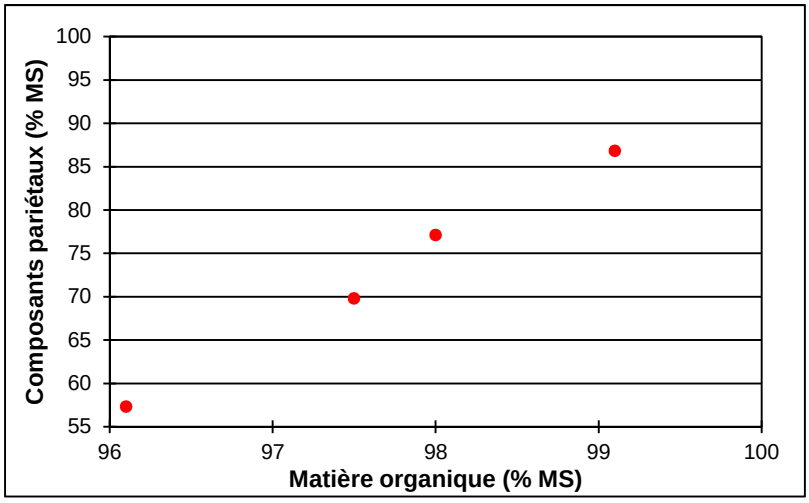


Figure III- 27. Corrélation linéaire entre les composants pariétaux et la matière organique

III.3 EVOLUTION DES MILIEUX

L'observation visuelle des milieux est à prendre en compte en complément de leur efficacité épuratoire dans le choix du milieu filtrant à mettre en œuvre dans une filière de traitement à grande échelle. Cela peut, par exemple, nous aider à départager deux milieux présentant des performances épuratoires similaires. Pour que le milieu puisse être transposé à l'échelle de la maison individuelle, il faut qu'il présente une bonne tenue mécanique ainsi qu'un entretien peu contraignant. De plus, les effluents ne doivent pas entrainer de gêne qu'elle soit olfactive ou visuelle.

III.3.1 Aspect des milieux

Le Tableau III- 15 présente des photos des milieux filtrants au cours de l'étude.

Les milieux de référence, à base de copeaux de coco (CPT-1, 2 et 3), présentent des évolutions visuelles similaires avec l'apparition progressive d'une couche plus sombre sur 15 cm en surface du milieu, liée à l'accumulation de matières et la formation du biofilm. Concernant le milieu à base de copeaux de coco grossiers (CG), un développement important de moucherons et de vers de couleur noire a été constaté tout au long de l'étude.

Le milieu GO (grignons d'olives seuls) a pris une couleur de plus en plus foncée au cours de l'étude. Une couche de matières (d'environ 1 cm en fin de suivi) s'est formée à la surface du milieu GO, dès la 11ème semaine d'expérimentation. Suite à l'apparition de cette couche, il a été nécessaire de gratter la surface du milieu afin de décolmater la surface d'infiltration sur une hauteur de 10 cm. Le milieu GO a ensuite subi plusieurs scarifications au cours de l'étude suite à l'apparition d'une rétention d'eau en surface. Cette couche s'apparente à du développement bactérien et à de l'accumulation de matières.

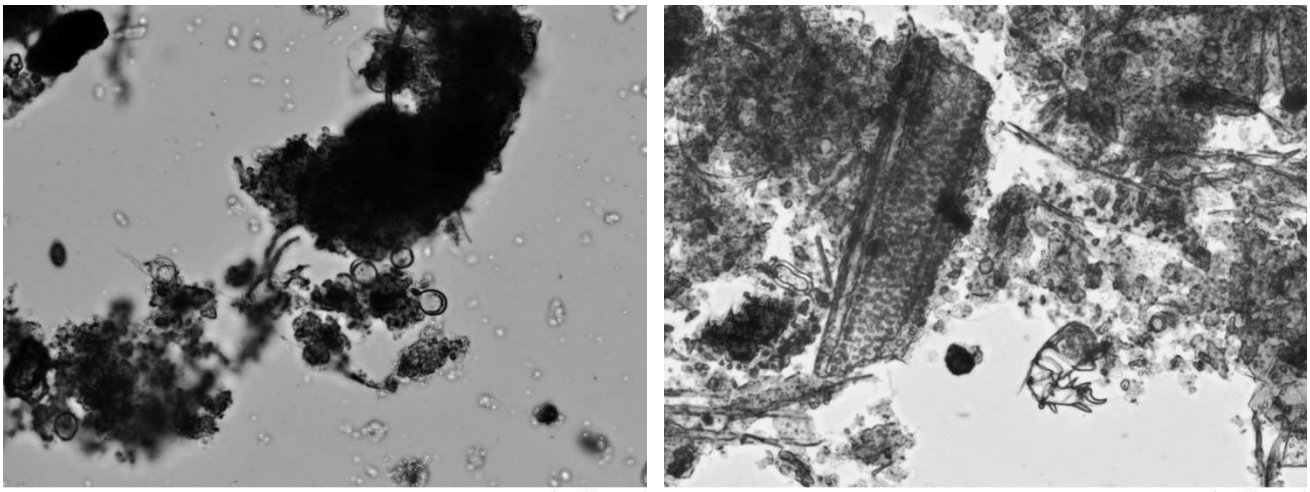
Le milieu CHTGO-1 s'est chargé en matières (accumulation et développement de biofilm) en surface du filtre et sa couleur est devenue de plus en plus sombre tout au long de l'étude. Les deux tiers supérieurs du milieu sont plus foncés que le reste. Une couche d'eau en surface du milieu est apparue vers la 23ème semaine de suivi, ce qui a nécessité une scarification du milieu. Par la suite le milieu a été scarifié à plusieurs reprises comme le milieu GO. Pour le milieu CHTGO-2, alimenté avec une charge hydraulique deux fois moins importante, il y a aussi eu accumulation de matière et développement bactérien. Une couche plus foncée est observée sur 10 cm sous la surface du milieu alors que le reste du milieu semble être intact. De plus, un développement de moisissures a été constaté en surface. La différence de charge hydraulique journalière peut expliquer la différence de comportement des deux milieux. Entre deux bâchées, l'eau a plus de temps pour s'infiltrer pour le milieu CHTGO-2 que pour le milieu CHTGO-1 et la couche de matière s'est moins propagée.

Un développement important de moisissures (aspect mousse) a été visible sur le milieu PCP, tout au long de l'étude. Une couche marron apparait sur 20 cm de la surface du milieu et une couche noire sur 10 cm au fond, alors que la partie centrale du milieu semble intacte.

Les milieux PCP/GO-1 et PCP/GO-2 présentent eux aussi un développement de moisissures en surface. Pour le milieu PCP/GO-1, une couche plus foncée, s'apparentant à de l'accumulation de matières et du développement bactérien, est visible sur 10 cm à partir de la surface du milieu. Le reste du milieu semble intact. Une fissure au niveau de la partie PCP était visible sur environ 2 cm du milieu à la 39ème semaine. Puis, une couche d'eau de 3 cm est apparue à la 40ème semaine, qui a nécessité une scarification de la surface du milieu sur 5 à 10 cm de profondeur. Le milieu PCP/GO-2 s'est teinté en noir tout au long du suivi. A la fin de l'étude, la limite entre la paille de lavande et les grignons d'olives était difficile à distinguer. De plus, la partie PCP a tendance à se rétracter en surface, en se décollant de la paroi du pilote. L'aspect des deux milieux ne présente pas la même évolution visuelle. La couche de matière (accumulation et développement bactérien) s'est plus propagée pour le milieu PCP/GO-2 que le milieu PCPC/GO-1, à la différence des deux autres milieux testés pour les deux charges hydrauliques.

Tout au long de l'étude, des champignons (chapeau + queue) se sont développés au niveau du milieu CHT/GO-1. L'ensemble du milieu s'est progressivement teinté d'une couleur marron, jusqu'à ce que la limite entre la chènevotte et les grignons ne soit plus visible. Vers la 38ème semaine de fonctionnement, une couche d'eau est apparue en surface du milieu CHT/GO-1 d'environ 1,5 cm. Il a été nécessaire de scarifier sur une profondeur de 10 cm la surface du milieu afin de libérer l'eau stagnante. Concernant le milieu CHT/GO-2, des moisissures de couleur verte se sont développées en grande quantité sur la surface de la chènevotte à partir de la 17ème semaine de fonctionnement. Les moisissures ont ensuite disparues vers la 26ème semaine de fonctionnement et la chènevotte s'est alors peu à peu teintée en marron/noir. La distinction entre les deux milieux est toujours visible en fin de suivi. Suite à l'apparition d'une couche d'eau en surface du milieu CHT/GO-2, une scarification de la surface sur 10 cm de profondeur a été nécessaire la 34ème semaine d'expérimentation. Pour le milieu CHT/GO-2, la couche de matières (accumulation et développement bactérien) semble s'être moins propagée que pour le milieu CHT/GO-2, comme cela a été observé pour les milieux CHTGO.

La Figure III- 28 présente des photos du développement bactérien et de l'accumulation de matières.



Milieu CHTGO-2 – Partie supérieure (surface)

Milieu CHT/GO-1 – Partie CHT (surface)

Figure III- 28. Photos du développement bactérien et de l'accumulation de matières réalisées au morpho-granulomètre (Morphologi G3 – Malvern Instrument SA)

Au cours de l'étude, la surface des milieux a pris une teinte foncée en partie due à l'accumulation de matières et au développement bactérien. La progression de cette teinte a été plus ou moins rapide selon les milieux considérés. Plusieurs milieux ont dû subir des scarifications de leur surface de façon à la décolmater : GO et CHTGO-1 à plusieurs reprises au cours du suivi ; PCP/GO-1, CHT/GO-1 et CHT/GO-2 une fois en fin d'étude. A noter que les milieux de référence et le milieu CG ne nécessitent pas cette scarification.

Tableau III- 15. Photos de l'évolution des milieux filtrants

	Pilotes de biofiltration des essais E1 (volume équivalent 150 $L.j^{-1}$)							
	CPT-1	**CPT-3**	**CG**	**GO**	**CHTGO-1**	**PCP**	**PCP/GO-1**	**CHT/GO-1**
T0								
17ème semaine								
40ème semaine								

***CPT** : copeaux de coco, milieu de référence ; **GO** : grignons d'olives ; **PCP** : paille de lavande ; **CHTGO** : chènevotte mélangée aux grignons d'olives ; **CHT/GO** : chènevotte sur grignons d'olives ; **PCP/GO** : paille de lavande sur grignons d'olives*

Tableau III- 15 (suite). Photos de l'évolution des milieux filtrants

	Pilotes de biofiltration des essais E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1})			
	CPT-2	**CHTGO-2**	**PCP/GO-2**	**CHT/GO-2**
T0				
17ème semaine				
40ème semaine				

***CPT** : copeaux de coco, milieu de référence ; **CHTGO** : chènevotte mélangée aux grignons d'olives ; **CHT/GO** : chènevotte sur grignons d'olives ; **PCP/GO** : paille de lavande sur grignons d'olives*

III.3.2 Hauteur de milieu filtrant

Le suivi de la hauteur de milieu filtrant dans les pilotes de biofiltration est réalisé tout au long de l'étude (Figure III- 29). Un gonflement trop important de la hauteur de lit pourrait exercer une poussée du milieu filtrant sur les parois du système et provoquer une détérioration. Un affaissement du milieu réduit la hauteur du lit de filtration et pourrait engendrer une moins bonne épuration des eaux usées ou une perte des propriétés d'écoulement. De plus, si le changement de la hauteur de lit filtrant est trop important, la répartition de l'eau usée domestique sur la surface du milieu pourrait ne plus être homogène.

Les évolutions de la hauteur des milieux de référence (CPT-1, 2, 3) sont similaires : une légère augmentation en début d'étude, puis un léger affaissement du milieu. A la fin de l'étude, les milieux de référence ont perdu 2 cm de hauteur.
La hauteur du milieu CG suit l'évolution de la hauteur du milieu de référence (CPT-1) avec une diminution de la hauteur de 4 cm en fin d'étude.

La hauteur du milieu GO (Figure III- 29- A) a progressivement augmenté de 1,5 cm jusqu'à la 17ème semaine de fonctionnement, puis s'est stabilisée.

Les hauteurs des milieux CHTGO-1 et CHTGO-2 ont une évolution similaire au cours de l'étude (Figure III- 29- C). La hauteur de milieu filtrant est quasiment stable tout au long de l'étude.

Le milieu PCP s'est progressivement affaissé de 10 cm au cours de l'étude. La hauteur de milieu continuait à diminuer à la 40ème semaine, ce qui implique que cette évolution n'était pas stabilisée. Les moisissures ont pu dégrader le matériau et accélérer le tassement du milieu.

Les évolutions de la hauteur pour les milieux PCP/GO-1 et PCP/GO-2 sont identiques (Figure III- 29- B). Comme pour les milieux de référence, la hauteur des milieux PCP/GO diminue au cours de l'étude. La perte de hauteur est plus importante pour les milieux PCP/GO (~4 cm) que pour les milieux de référence (~2 cm). En comparaison avec le milieu PCP seul, le milieu PCP/GO semble avoir une tenue plus correcte au cours de l'étude. On peut imaginer que la couche de grignons d'olives amène une tenue mécanique par la rigidité de ses particules, comparés aux autres matières fibreuses.

La Figure III- 29- D montre que les hauteurs des milieux CHT/GO-1 et CHT/GO-2 présentent les mêmes variations : une augmentation du lit filtrant d'environ 1 cm puis une lente diminution de cette hauteur. Comme pour les milieux de référence (CPT-1 et 2), les milieux CHT/GO ont perdu environ 2 cm de hauteur de lit.

Tous les milieux présentent une bonne tenue mécanique au cours de l'étude (sauf le milieu PCP). On estime que si la perte de hauteur du milieu est inférieure à 10 %, le tassement est alors acceptable et n'engendre pas de pertes de charge pour l'écoulement.

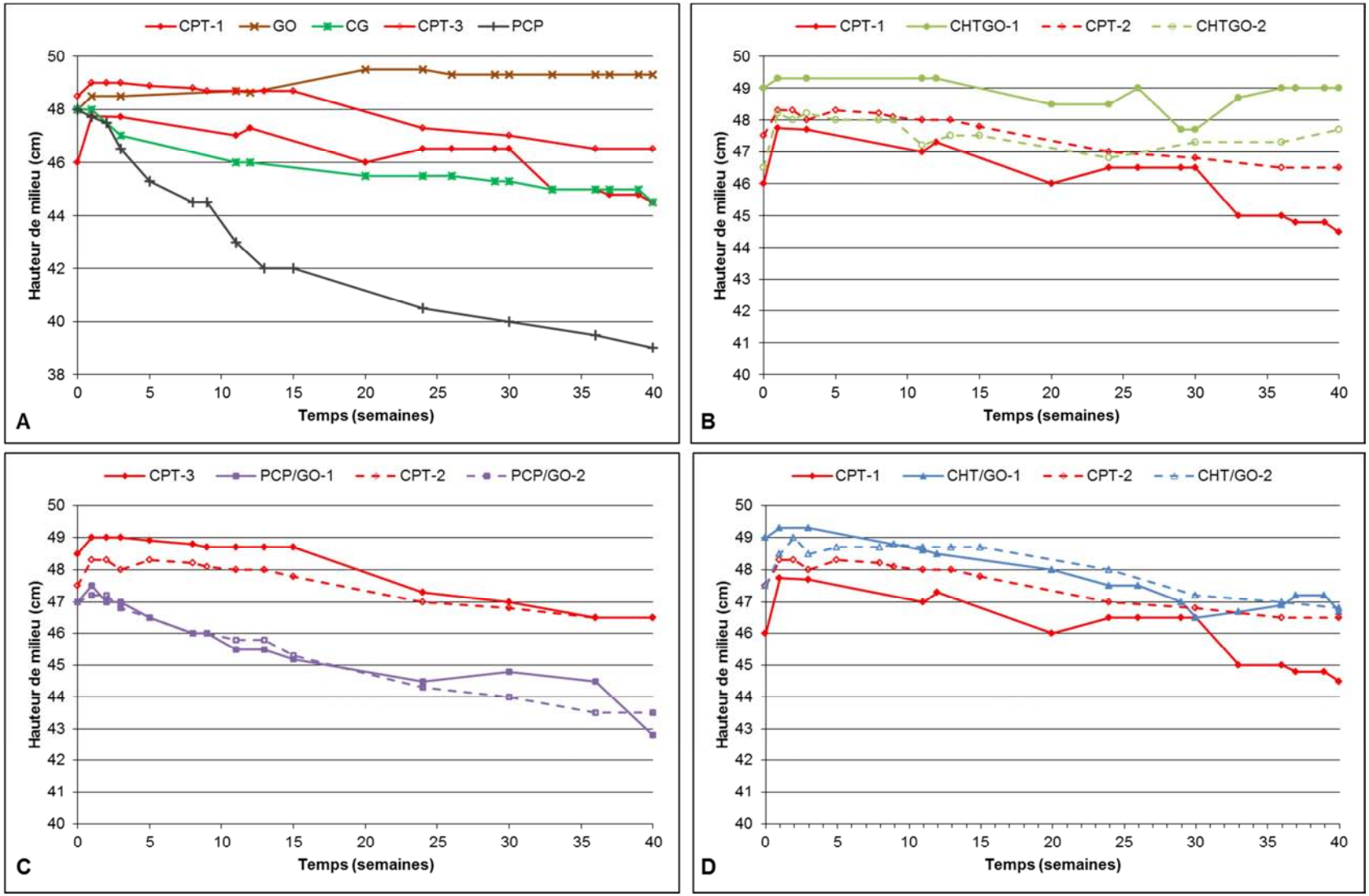


Figure III- 29. Evolution de la hauteur de milieu filtrant :

A – Milieux GO, CG et PCP ; B – Milieux CHTGO ; C – Milieux PCP/GO ; D – Milieux CHT/GO

- *Les milieux testés selon les essais E1 (volume équivalent 150 L.j^{-1}) : traits pleins*
- *Les milieux testés selon les essais E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1}) : traits pointillés*

III.3.3 Couleur des effluents

Des photos illustrant l'évolution des couleurs des effluents pour l'ensemble des pilotes de biofiltration sont présentées en Annexe 3.

Les effluents des milieux de référence (CPT-1, 2 et 3) présentaient une couleur rouge foncé lors du démarrage de l'étude, comme la couleur des copeaux de coco. La couleur a peu à peu diminué pour devenir limpide à partir de la 14ème semaine d'expérimentation pour les milieux CPT-1 et 3 et vers la 17ème semaine pour le milieu CPT-2. Ceci est cohérent puisque le milieu CPT-2 reçoit deux fois moins de volume d'eau sur une journée que les deux autres milieux (CPT-1 et 3), il est donc moins lessivé sur une journée et la couleur est moins vite éliminée. Dès le début de l'étude, le milieu CG a un effluent limpide, parfois accompagné de petits vers noirs.

Les effluents des milieux GO et CHTGO-1 et CHTGO-2 sont jaunes foncés et troubles au démarrage de l'expérimentation. Vers la 29ème semaine, les effluents des milieux GO et CHTGO-1 sont devenus clairs mais avec des particules en suspension visibles jusqu'à la fin de l'étude. Pour le milieu CHTGO-2, les effluents sont restés jaunes tout au long de l'étude mais le trouble a peu à peu disparu.

Les rejets du milieu PCP sont de couleur jaune avec une forte odeur de moisi. La couleur ainsi que l'odeur se sont atténuées au cours de l'étude mais n'ont pas disparu. De plus, les effluents du milieu PCP moussaient à l'homogénéisation lors des prélèvements tout au long de l'étude.

Au démarrage de l'étude, les rejets des milieux PCP/GO-1 et PCP/GO-2 présentaient une couleur jaunâtre. Comme pour le milieu PCP, les effluents des deux milieux moussaient à l'homogénéisation et avaient une odeur de moisi mais moins forte que pour le milieu paille de lavande seule. A partir de la 17ème semaine de suivi, les rejets du milieu PCP/GO-1 sont devenus blanchâtres et l'odeur de moisi est devenue plus forte. La couleur des rejets du milieu PCP/GO-2 s'est peu à peu estompée au cours de l'étude pour devenir limpide.

Au démarrage, les rejets du milieu CHT/GO-1 sont de couleur jaunâtre. Vers la 17ème semaine d'expérimentation, la couleur jaunâtre des effluents a disparu et l'effluent était limpide. Suite à l'apparition de la couche d'eau en surface du milieu à la 38ème semaine, l'effluent est devenu très trouble avec des amas visqueux en grande quantité jusqu'à la fin de l'étude. Pour le milieu CHT/GO-2, recevant un volume d'eau deux fois plus petit que CHT/GO-1, le rejet présente une couleur jaunâtre et sans trouble au démarrage de l'étude qui s'estompe peu à peu pour devenir clair comme le milieu de référence. Lors du colmatage du milieu CHT/GO-2, il n'y a pas eu de modification observable de l'effluent.

Tous les rejets des milieux présentent une couleur assez prononcée de leurs effluents au démarrage de l'étude. Cette couleur disparait peu à peu au cours de l'expérimentation. Les milieux à base de paille de lavande présentent des effluents qui moussent à l'agitation et avec une odeur forte de moisi au démarrage de l'étude qui s'estompe peu à peu. Lors de l'observation du colmatage des milieux GO, CHTGO-1, CHT/GO-1, les rejets de ces milieux sont devenus troubles.

III.3.4 Débits

Les mesures de débits en sortie des pilotes de biofiltration ont été difficiles à mettre en place. Les dispositifs de comptage (pluviomètre + enregistreur) n'ont été opérationnels qu'à partir de janvier 2012 :

- le dernier mois d'expérimentation (37ème semaine) pour les milieux CPT-1, CG, CHTGO-1, GO et CHT/GO-1 ;
- au démarrage des prélèvements (9ème semaine) pour les autres milieux.

Jusqu'à la mise en service des dispositifs de comptage, des mesures de volume sur 24 h ont été réalisées en sortie des pilotes. A cet effet, le seau de récupération des effluents est vidé et séché, puis le volume recueilli pendant 24 h. Le volume ainsi collecté est ensuite rapporté à un débit horaire moyen. La Figure III- 30 présente l'évolution des débits horaires en sortie des pilotes sur la durée de l'étude. Les barres verticales pointillées représentent les semaines à partir desquelles le dispositif de comptage a été opérationnel.

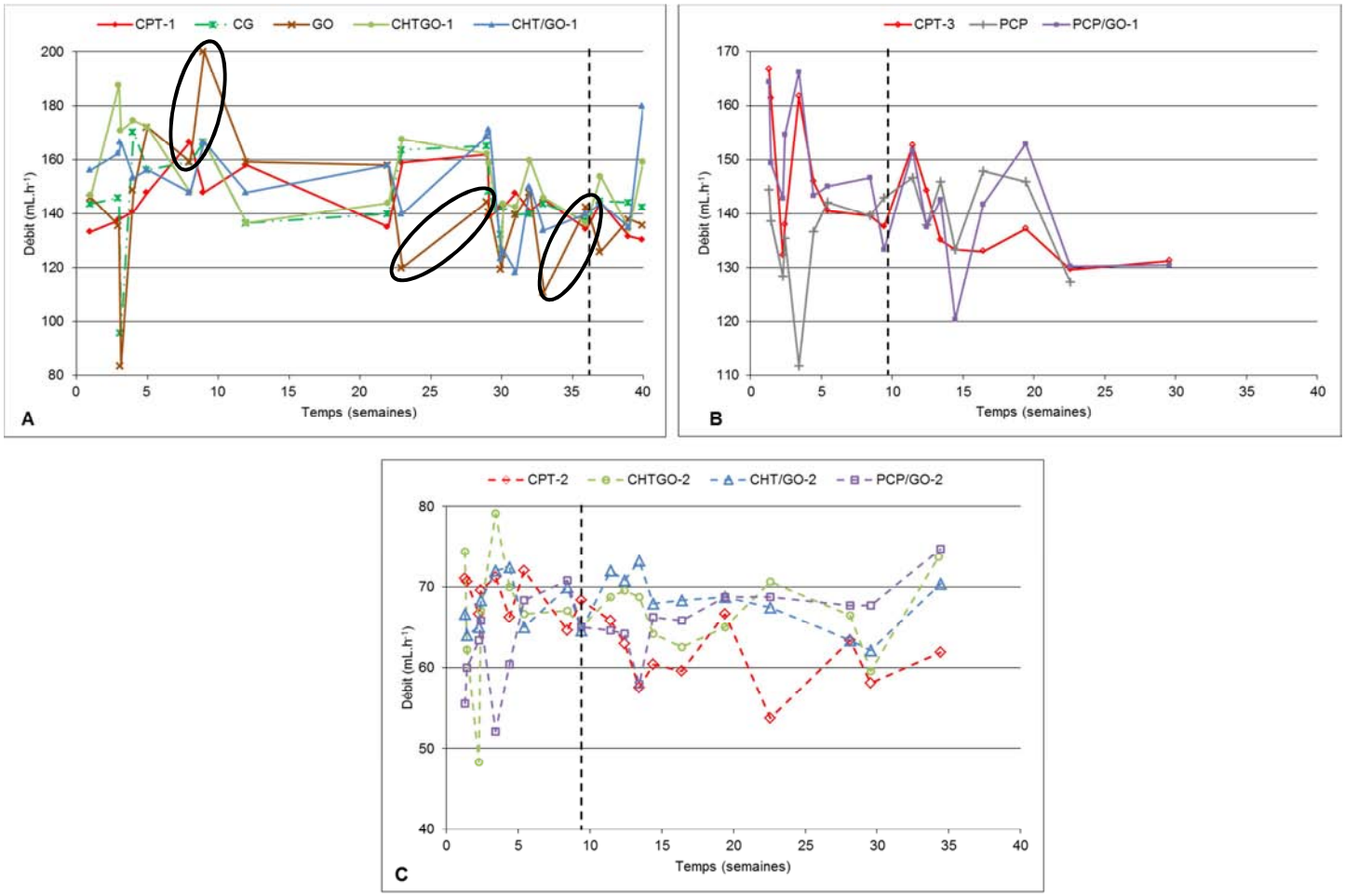


Figure III- 30. Evolution des débits horaires en sortie des pilotes de biofiltration : A – Milieux CPT-1, CG, GO, CHTGO-1 et CHT/GO-1 ; B – Milieux CPT-3, PCP et PCP/GO-1 ; C – Milieux CPT-2, CHTGO-2, CHT/GO-2 et PCP/GO-2

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 L.j^{-1}) : traits pleins*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1}) : traits pointillés*

Pour les milieux de la Figure III- 30- B, l'acquisition n'a pas fonctionné les derniers mois d'expérimentation. Pour les milieux CG et GO (Figure III- 30- A), le point vers 90 $mL.h^{-1}$ en début d'expérimentation est dû à un problème d'alimentation des pilotes : l'auget s'est bloqué, et ne basculait donc plus, et l'eau d'alimentation se déversait en dehors des pilotes.
Sur la durée de l'étude, le débit horaire moyen des milieux testés selon l'essai E1 est de 145-150 $mL.h^{-1}$. Pour les milieux testés selon l'essai E2, le débit horaire moyen sur l'étude est de 65 $mL.h^{-1}$. Ces débit horaires sont cohérents avec le nombre et le volume de bâchées alimentant les différents pilotes. Les débits sont plutôt stables au cours de l'étude et peu différents d'un milieu à un autre, hormis trois milieux GO, CHTGO-1 et CHT/GO-1.
Les périodes de « colmatage-décolmatage » du milieu GO sont visibles sur ce graphique (entourées en noir) avec une chute du débit lors du colmatage du milieu puis une forte augmentation en suivant. Les débits observés sont assez irréguliers pour les milieux GO et CHTGO-1 du fait des scarifications régulières réalisées sur ces milieux. Le milieu CHT/GO-1 présente aussi un débit de sortie irrégulier à partir de la 29ème semaine d'expérimentation, ce qui peut indiquer les prémisses du colmatage du milieu (observé à la 38ème semaine suite à l'apparition d'une couche d'eau en surface).

Les débits horaires observés en sortie des différents milieux sont plutôt stables au cours de l'étude et cohérent avec le débit d'alimentation. De plus, les débits sont homogènes d'un milieu à un autre. Trois milieux présentent des irrégularités dues aux phases de colmatage - décolmatage survenues : GO, CHTGO-1 et CHT/GO-1.

III.4 OBSERVATION AU CŒUR DES MILIEUX FILTRANTS

III.4.1 Colonisation des milieux

Une observation de la colonisation des milieux filtrants a été effectuée. Cette observation permet d'avoir une idée du développement de la biomasse épuratrice au sein du massif filtrant. Pour chaque milieu, un seul sondage sur les trois réalisés est présenté, les autres sont fournis en Annexe 3 et les conclusions sur les trois sondages sont présentées.
Les milieux n'ayant pas été démarrés en même temps, l'observation endoscopique n'a pas été réalisée au même temps de fonctionnement pour tous les milieux. L'alimentation et l'entretien des pilotes de biofiltration ont été réalisés jusqu'à l'analyse endoscopique.
Pour les milieux GO, CHTGO-1 et CG, l'observation a été réalisée à la 74ème semaine après le démarrage de l'étude, soit après environ 17 mois de fonctionnement.
Pour les milieux CPT-3, PCP, PCP/GO-1, PCP/GO-2 et CHTGO-2, l'observation a été réalisée à la 47ème semaine après le démarrage de l'étude, soit après environ 11 mois de fonctionnement.
Pour les milieux CPT-1 et CHT/GO-1, l'observation a été réalisée à la 83ème semaine après le démarrage de l'étude, soit après environ 19 mois de fonctionnement.
Pour les milieux CPT-2 et CHT/GO-2, l'observation a été réalisée à la 58ème semaine après le démarrage de l'étude, soit après environ 13 mois de fonctionnement.

III.4.1.a Milieux de référence CPT

Les observations réalisées pour les trois milieux de référence sont présentées de la Figure III- 31 à la Figure III- 33 :

- CPT-1 et 3 pour les pilotes ayant un volume équivalent journalier de 150 L (E1),
- CPT-2 pour le pilote ayant un volume équivalent journalier de 75 L (E2).

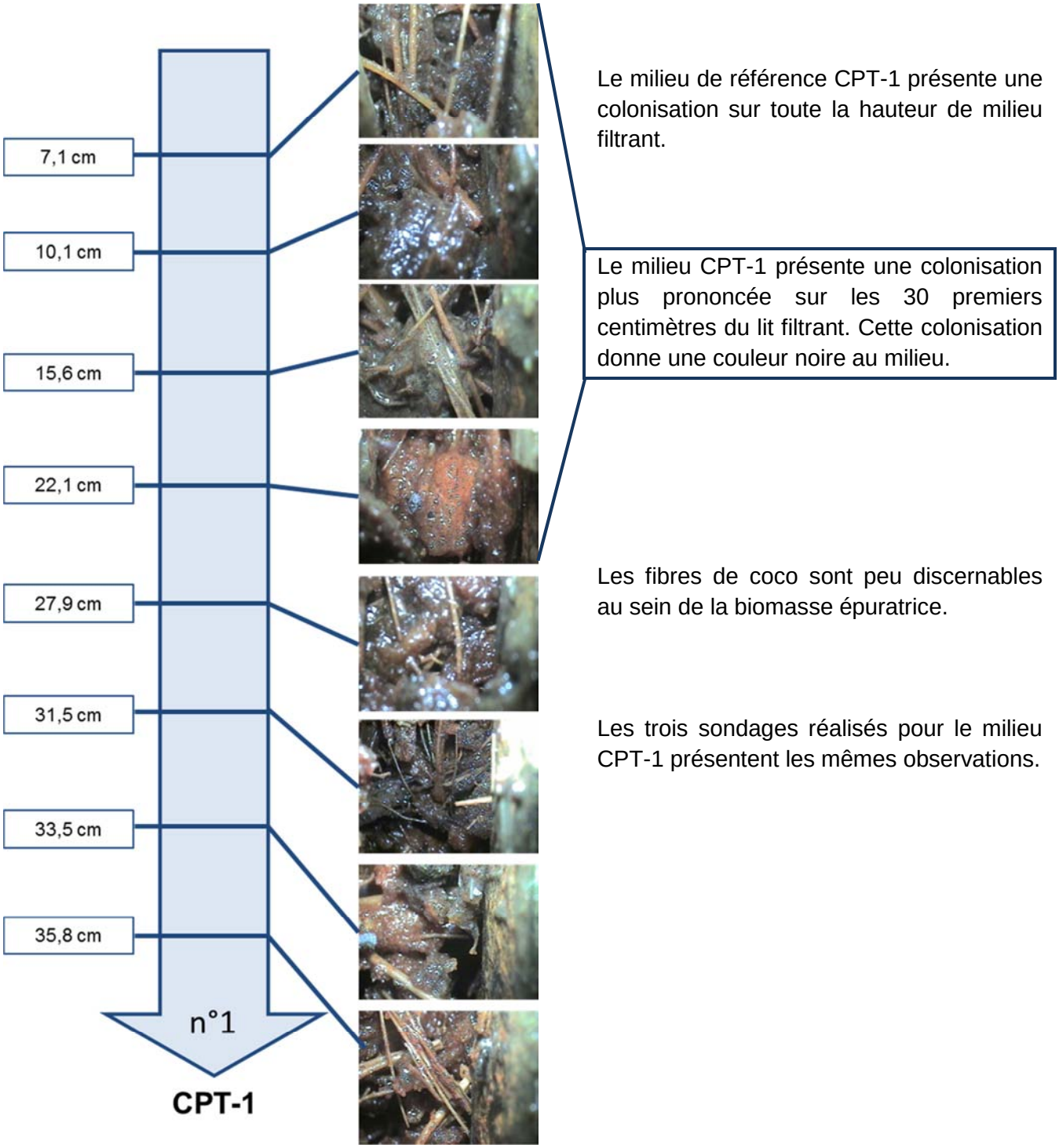


Figure III- 31. Observation de la colonisation du milieu de référence CTP-1 :
Volume équivalent 150 L.(j.hab)$^{-1}$
83ème semaine d'expérimentation

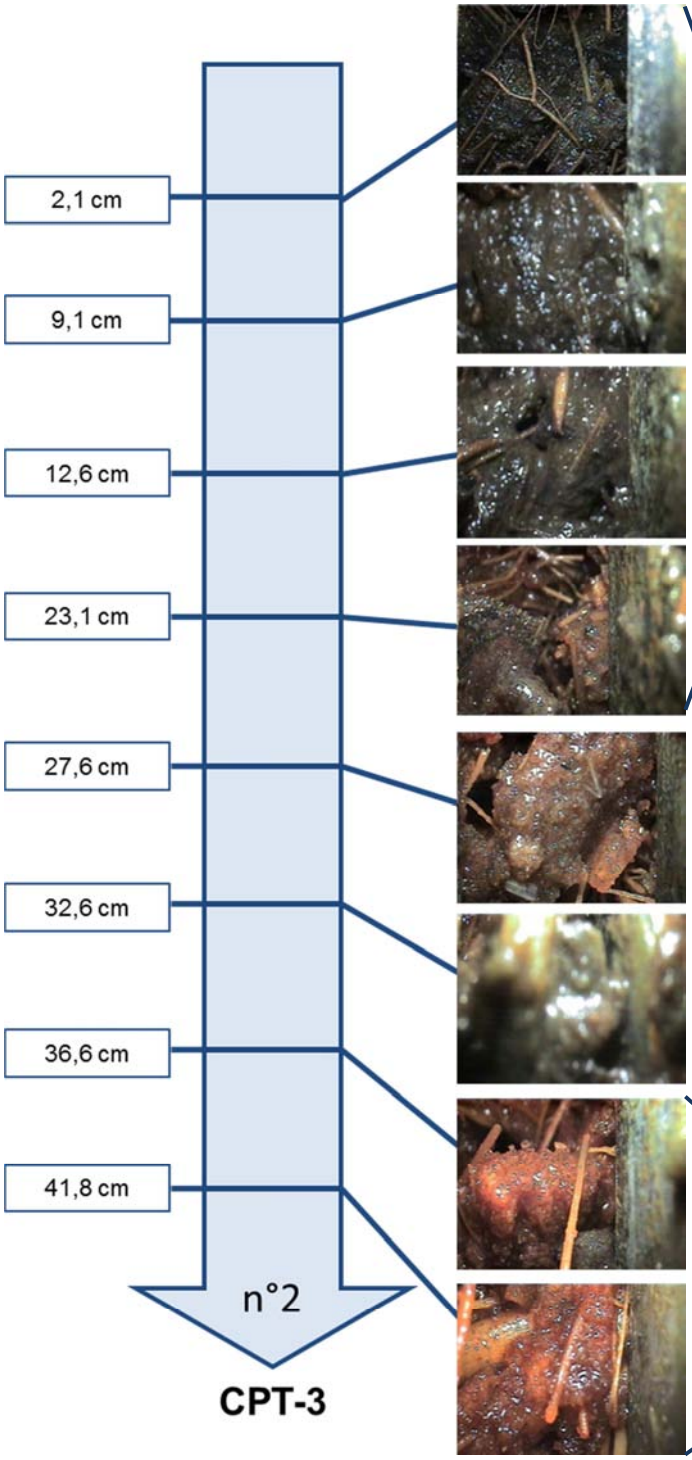


Figure III- 32. Observation de la colonisation du milieu de référence CTP-3
Volume équivalent 150 L.(j.hab)$^{-1}$
47ème semaine d'expérimentation

Le milieu de référence CPT-3 présente une colonisation sur toute la hauteur de milieu filtrant.

Le milieu CPT-3 présente une colonisation plus importante sur les 15 premiers centimètres de lit, donnant une couleur noire au milieu.

Lors de cette observation, la présence d'un vide d'environ 5 cm au sein du milieu CPT-3 a été constatée, visible sur le sondage n°1 vers 25 centimètres de profondeur (Annexe 3). Ce vide a pu se former avec le passage de la sonde d'endoscope lors de l'analyse.

De plus, un passage préférentiel est visible pour le milieu CPT-3 avec une colonisation plus intense pour le sondage n°2 présenté ici que pour les autres sondages.

Les 10 derniers centimètres semblent presque « intacts » comparés aux premiers centimètres du massif filtrant. La couleur du milieu est similaire à la couleur d'origine du matériau.

Les fibres de coco sont encore discernables au sein de la biomasse épuratrice.

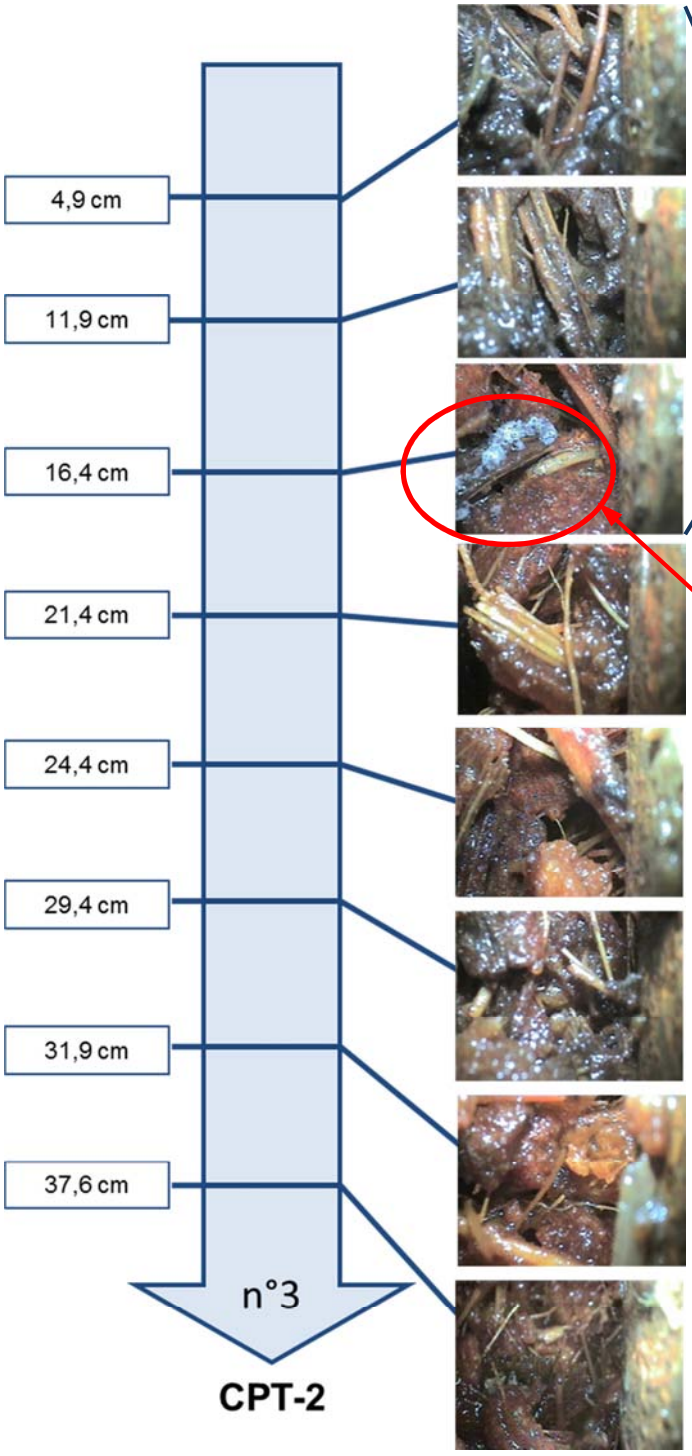


Figure III- 33. Observation de la colonisation du milieu de référence CTP-2
Volume équivalent 75 L.(j.hab)$^{-1}$
58ème semaine d'expérimentation

Le milieu de référence CPT-2 présente une colonisation sur toute la hauteur de milieu filtrant.

Les 20 premiers centimètres de matériau filtrant sont plus fortement colonisés pour le milieu CPT-2.

Des moisissures sont visibles au sein du milieu CPT-2 pour les trois sondages réalisés.

Les fibres de coco sont encore discernables au sein de la biomasse dans la partie inférieure du pilote.

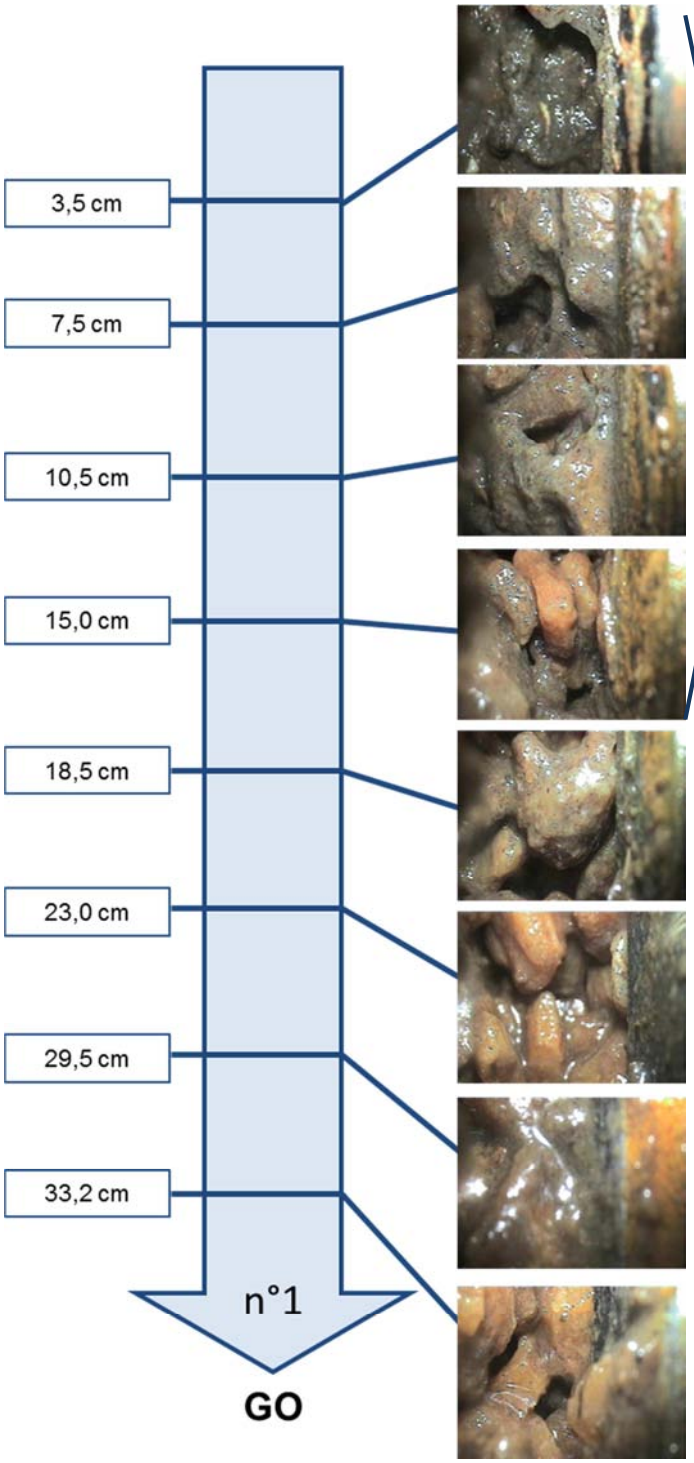
Les trois sondages réalisés pour le milieu CPT-2 présentent les mêmes observations.

La colonisation du milieu CPT-2 semble plus importante que celle observée pour le milieu CPT-3, mais moins importante que celle du milieu CPT-1.
Ces différences peuvent s'expliquer par les différentes durées de fonctionnement des milieux. En effet, le milieu CPT-1 a épuré de l'eau usée huit mois de plus et le milieu CPT-2 deux mois de plus que le milieu CPT-3.

Concernant le milieu CG (composé de copeaux de coco grossiers), les observations sont présentées en Annexe 3. La colonisation est constatée sur l'ensemble de la hauteur de milieu. Une colonisation plus forte est observée sur les 30 premiers centimètres du milieu.

III.4.1.b Milieu GO

La Figure III- 34 présente les observations réalisées pour le milieu GO.
Lors de l'enfoncement de la tige d'endoscope, la paroi du pilote contenant le matériau GO a cédé sous la pression. Pour ne pas risquer de le casser totalement, il a été décidé de ne réaliser qu'un seul sondage endoscopique pour vérifier la colonisation et de ne pas enfoncer l'endoscope jusqu'au fond du pilote.



Le milieu GO présente une colonisation importante sur toute la hauteur de milieu filtrant.

La colonisation est très intense sur les 15 premiers centimètres du milieu.

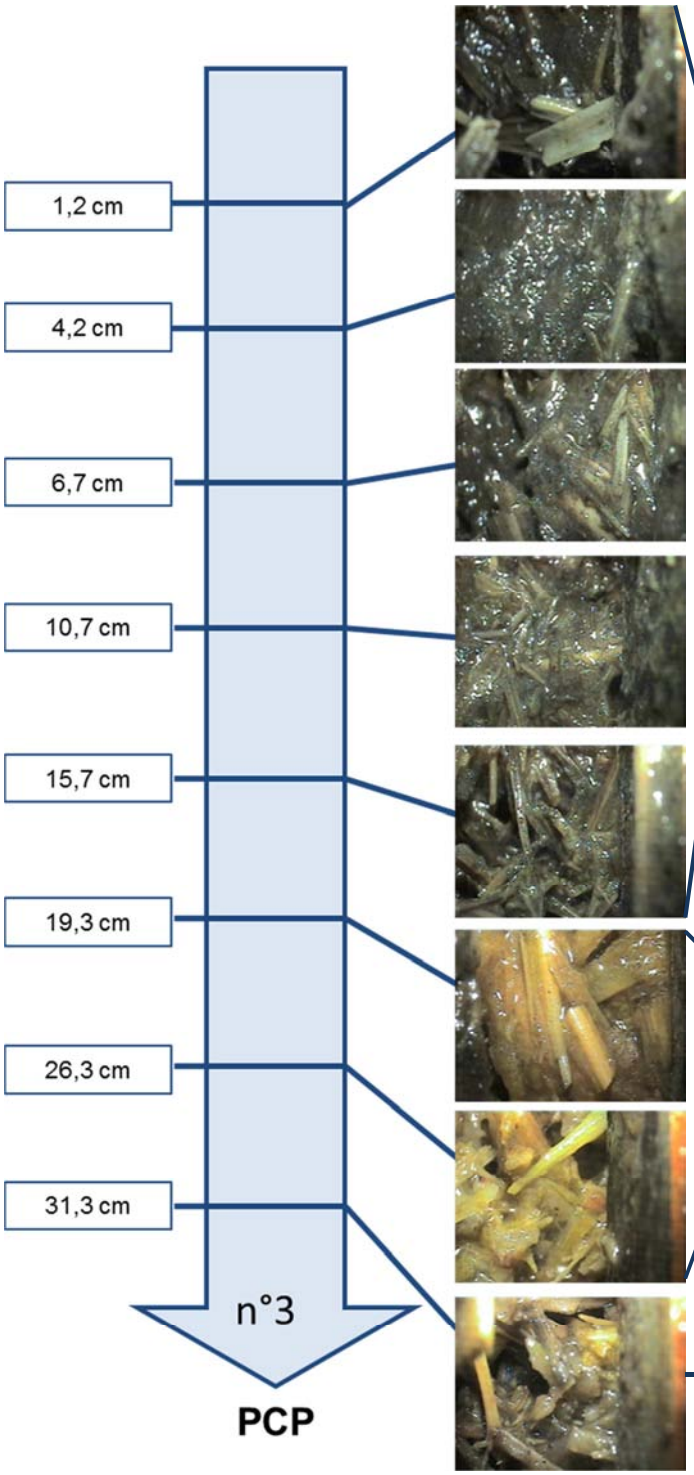
La colonisation importante du milieu GO est concordante avec les nombreuses scarifications réalisées à la surface du milieu pour le décolmater. A la vue de ces images, il semble que les scarifications auraient pu être plus profondes pour avoir un meilleur effet sur le décolmatage du milieu.

Le fait d'avoir endommagé le pilote lors de l'insertion de la tige d'endoscopie montre que la structure du milieu GO est devenue très compacte avec l'écoulement de l'eau usée et le développement de la biomasse épuratrice.

Figure III- 34. Observation de la colonisation du milieu GO
Volume équivalent 150 L.(j.hab)$^{-1}$
74ème semaine d'expérimentation

III.4.1.c Milieu PCP

La Figure III- 35 présente les observations réalisées pour le milieu PCP.



Le milieu PCP est colonisé sur toute sa hauteur.

Les deux tiers du module contenant le milieu PCP présentent une colonisation plus prononcée. Le matériau est devenu noir avec le développement de la biomasse et l'accumulation de matières.

Les brins de paille ne sont pratiquement plus identifiables dans la première partie du pilote.

La colonisation importante a pu contribuer au tassement du milieu mais le milieu n'a jamais nécessité de scarification.

Une plus faible colonisation est observée au centre du massif filtrant. Le matériau a gardé sa couleur d'origine.

Les brins de paille sont toujours discernables malgré le développement de la biomasse.

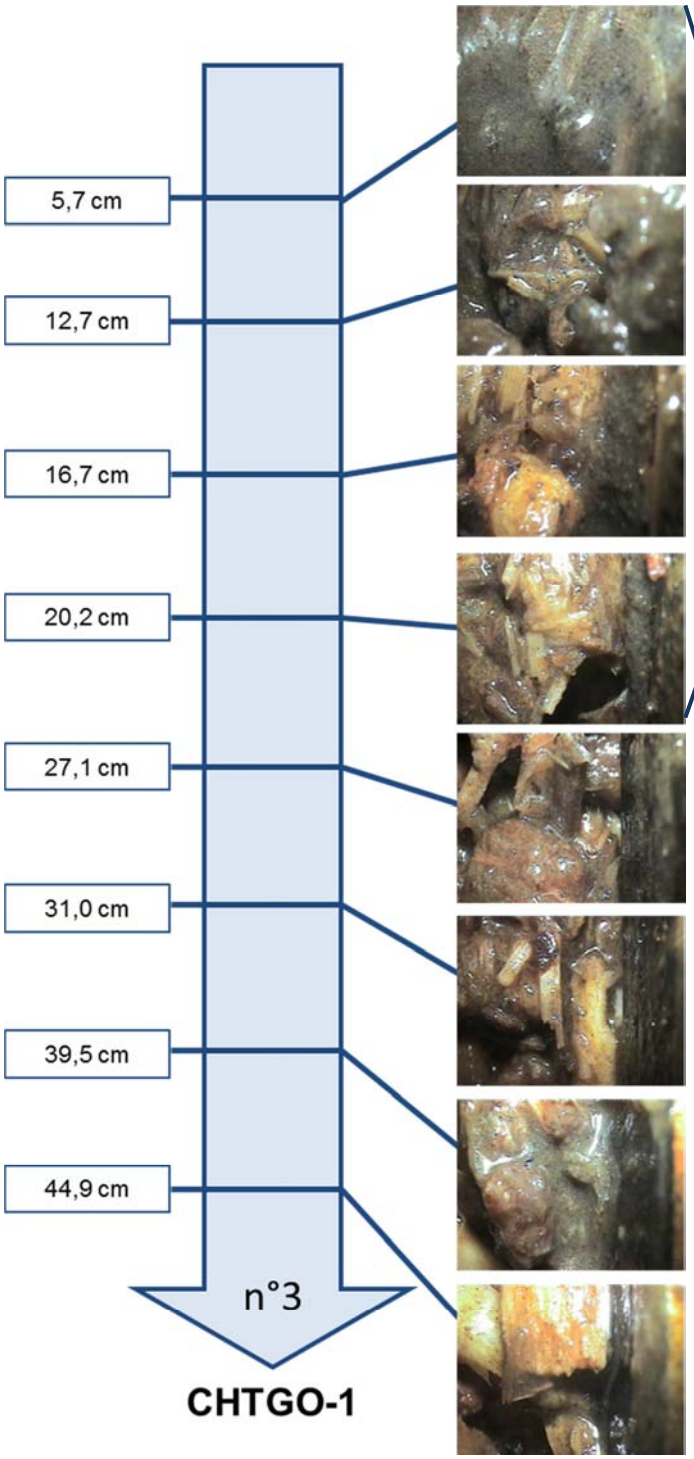
De nouveau, une colonisation plus importante est observée sur les derniers centimètres du milieu, avec l'aération du milieu par le fond du pilote.

Les mêmes observations peuvent être faites pour les trois sondages réalisés au sein du milieu PCP.

Figure III- 35. Observation de la colonisation du milieu PCP
Volume équivalent 150 L.(j.hab)$^{-1}$
47ème semaine d'expérimentation

III.4.1.d Milieux CHTGO

La Figure III- 36 présente les observations réalisées pour le milieu CHTGO-1 (essai E1) et la Figure III- 37 celles réalisées pour le milieu CHTGO-2 (essai E2).



Le milieu CHTGO-1 présente une colonisation sur toute la hauteur de milieu.

Une colonisation plus importante sur les 20 premiers centimètres est observée pour le milieu CHTGO-1.

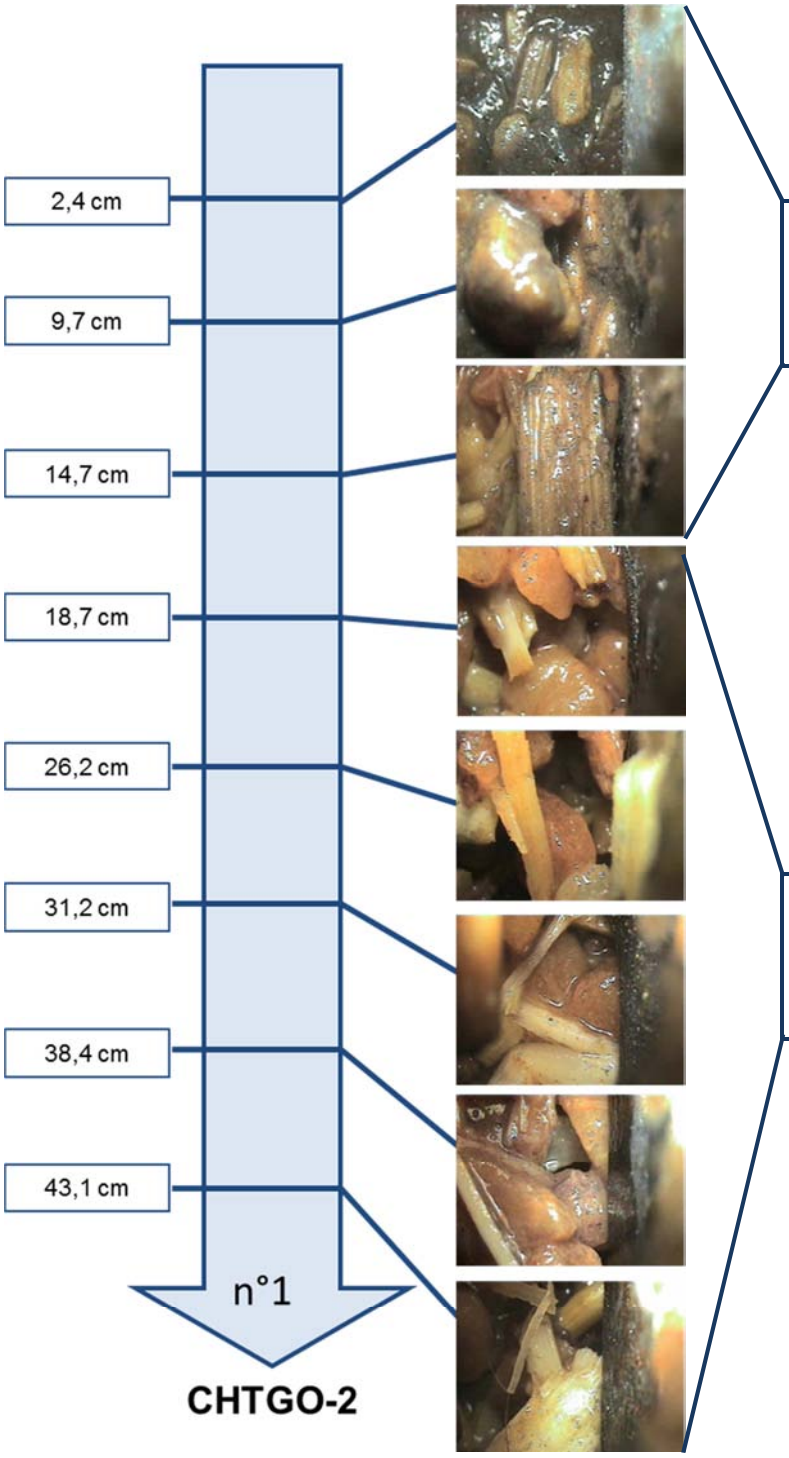
La colonisation totale des premiers centimètres est cohérente avec les scarifications régulières effectuées à la surface de ce milieu.

Là encore (voir milieu GO), les scarifications auraient peut-être dû être plus profondes de façon à avoir un effet plus bénéfique pour le milieu.

Les deux matériaux GO et CHT ne se distinguent pratiquement plus sur toute la hauteur du massif.

Les trois sondages réalisés pour le milieu CHTGO-1 présentent les mêmes conclusions.

Figure III- 36. Observation de la colonisation du milieu CHTGO-1
Volume équivalent 150 L.(j.hab)$^{-1}$
74ème semaine d'expérimentation



Les 15 premiers centimètres du milieu CHTGO-2 présentent une colonisation importante avec une teinte foncée tirant sur le noir.

Les grignons d'olives sont discernables de la chènevotte sur pratiquement toute la hauteur de massif.

Le reste du milieu semble « intact », une légère colonisation est tout de même observable. Les deux matériaux ont conservé leur couleur d'origine.

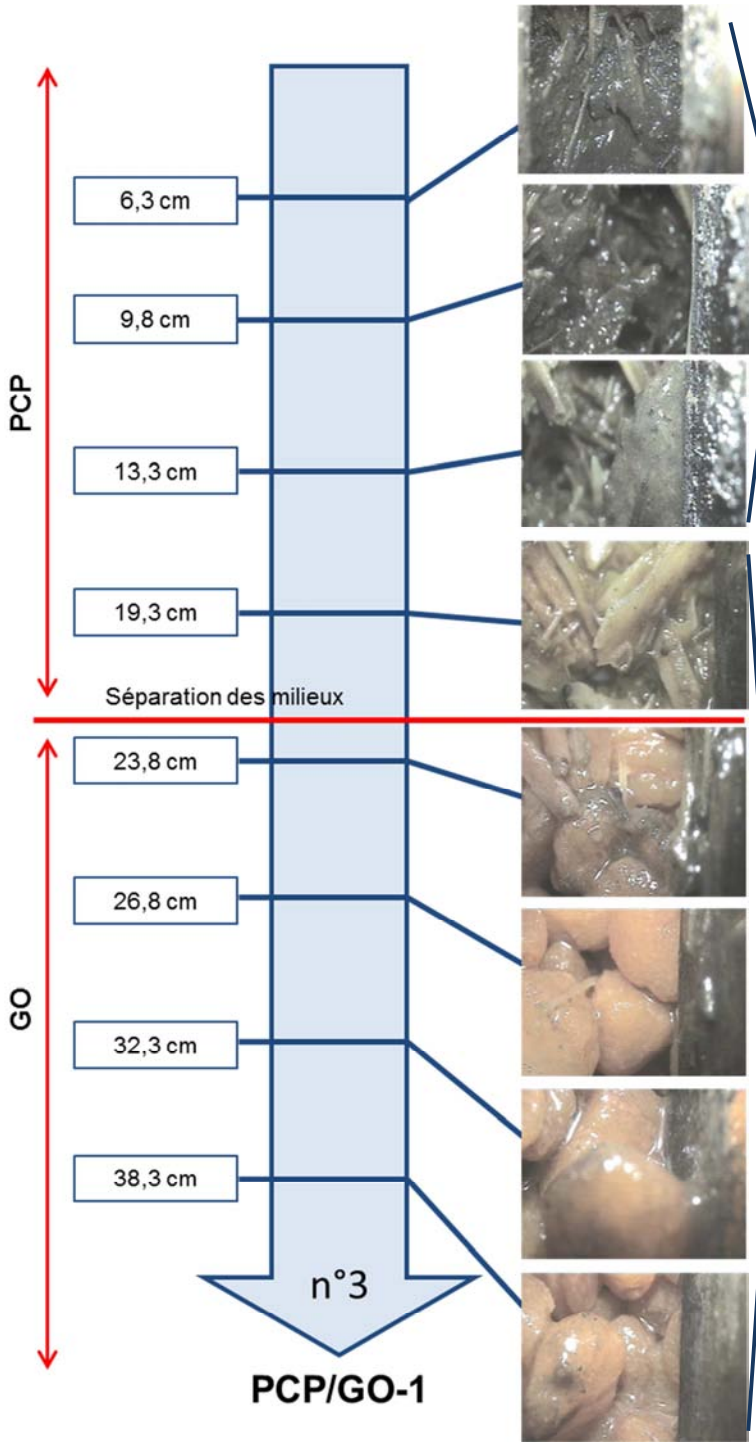
Les trois sondages réalisés pour le milieu CHTGO-2 présentent les mêmes observations.

Les colonisations sont différentes pour les deux milieux CHTGO. Le milieu CHTGO-1 a fonctionné 29 semaines de plus que le milieu CHTGO-2, ce qui peut expliquer la différence de colonisation des milieux. Il se peut aussi que la charge hydraulique plus importante pour le milieu CHTGO-1 ait contribué à une propagation plus importante de la biomasse épuratrice au sein du massif filtrant.

Figure III- 37. Observation de la colonisation du milieu CHTGO-2
Volume équivalent 75 L.(j.hab)$^{-1}$
47ème semaine d'expérimentation

III.4.1.e Milieux PCP/GO

La Figure III- 38 présente les observations réalisées pour le milieu PCP/GO-1 (essai E1) et la Figure III- 39 celles obtenues pour le milieu PCP/GO-2 (essai E2). Les deux milieux ont été analysés au même temps de fonctionnement.



Les photos peuvent paraitre légèrement opaques pour le milieu PCP/GO-1. Il devait y avoir un voile sur la caméra puisque les trois sondages présentent cette teinte.

Une colonisation plus prononcée est observée sur les 15 premiers centimètres du milieu PCP/GO-1.

La colonisation plus intense correspond à la partie PCP du milieu PCP/GO-1. Les brins de pailles ne sont plus identifiables. Tout le haut du massif est de couleur noire.

Le milieu PCP/GO-1 a nécessité une scarification en surface à la 40ème semaine de fonctionnement. Ce colmatage peut être expliqué par la colonisation importante de la partie PCP.

Le reste du milieu semble « intact », une légère colonisation est tout de même observable. Les grignons d'olives ont conservé leur couleur d'origine.

Le sondage n°3 a montré un passage préférentiel du fait d'un encrassement plus important que les deux autres sondages (Annexe 3).

Figure III- 38. Observation de la colonisation du milieu PCP/GO-1
Volume équivalent 150 L.(j.hab)$^{-1}$
47ème semaine d'expérimentation

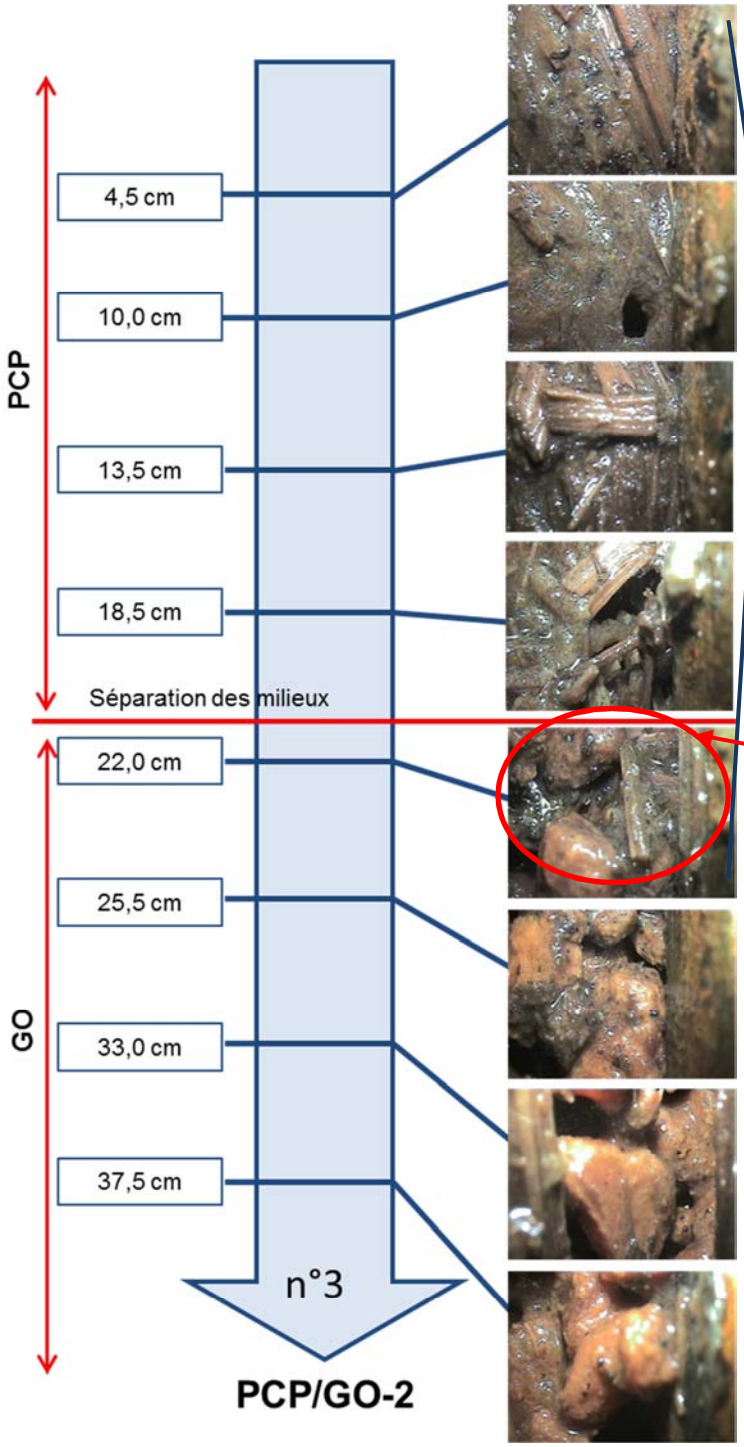


Figure III- 39. Observation de la colonisation du milieu PCP/GO-2
Volume équivalent 75 L.(j.hab)$^{-1}$
47ème semaine d'expérimentation

La colonisation est visible sur toute la hauteur du milieu PCP/GO-2.

Les 25 premiers centimètres de milieu présentent une colonisation plus intense.

La colonisation plus intense correspond à la partie PCP et au début de la partie GO du milieu PCP/GO-2. Les brins de pailles ne sont plus identifiables. Tout le haut du massif est de couleur noire.

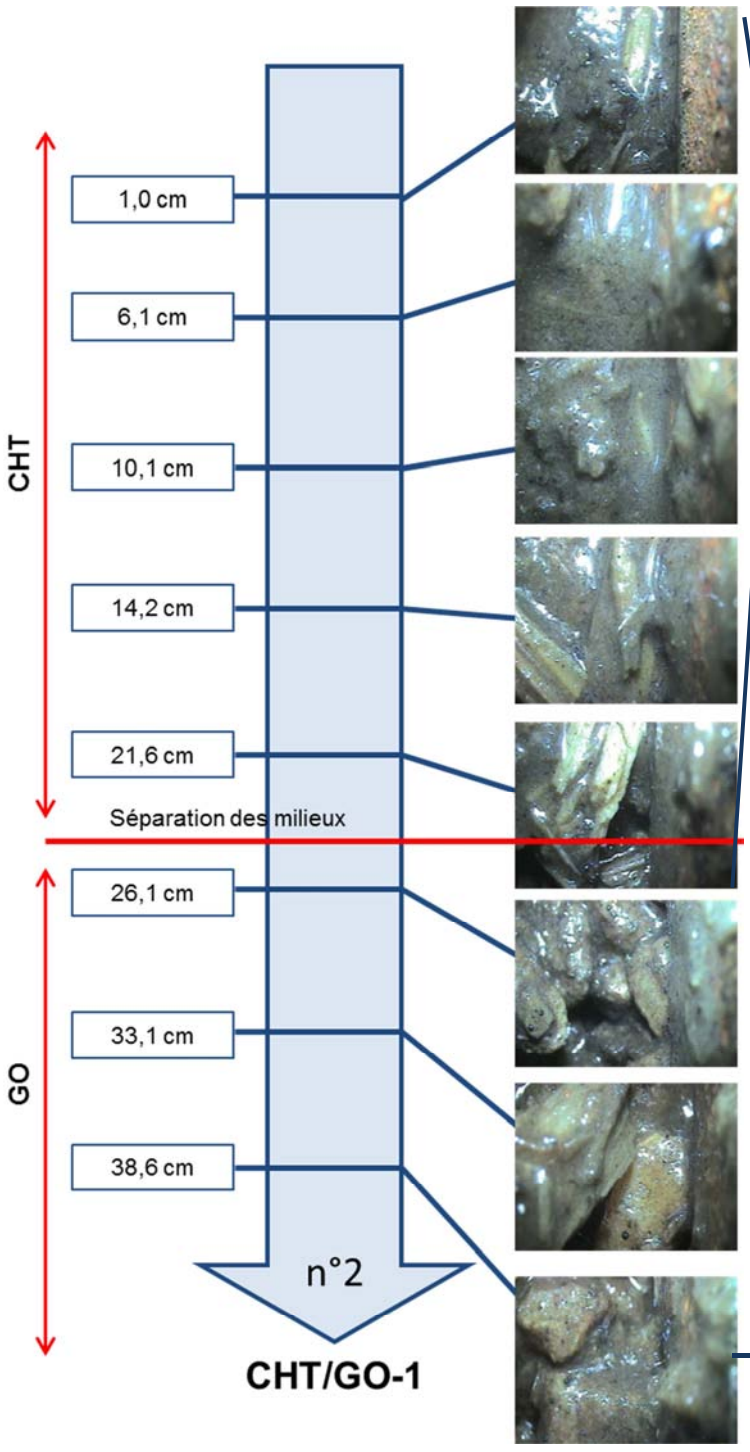
Les brins de paille de lavande commencent à migrer vers le milieu grignons d'olives et accompagnent la colonisation.

Le sondage n°3 montre un passage préférentiel du fait d'un encrassement plus important que les deux autres sondages (Annexe 3).

La colonisation a été plus propagée pour le milieu PCP/GO-2 que son homologue en forte charge hydraulique.
Le milieu PCP/GO-2 n'a pas eu besoin de scarification malgré une colonisation importante. Cette différence de comportement au niveau du colmatage, avec le milieu PCP/GO-1, peut être due à la charge hydraulique moins élevée pour le milieu PCP/GO-2.

III.4.1.f Milieux CHT/GO

La Figure III- 40 présente les observations réalisées pour le milieu CHT/GO-1 (essai E1) et la Figure III- 41 celles obtenues pour le milieu CHT/GO-2 (essai E2).



La colonisation du milieu CHT/GO-1 est totale sur toute la hauteur du milieu.

Une colonisation très intense est observée sur les 20 premiers centimètres du milieu.

La chènevotte n'est plus identifiable, elle semble « engluée » dans la biomasse épuratrice et la matière accumulée.

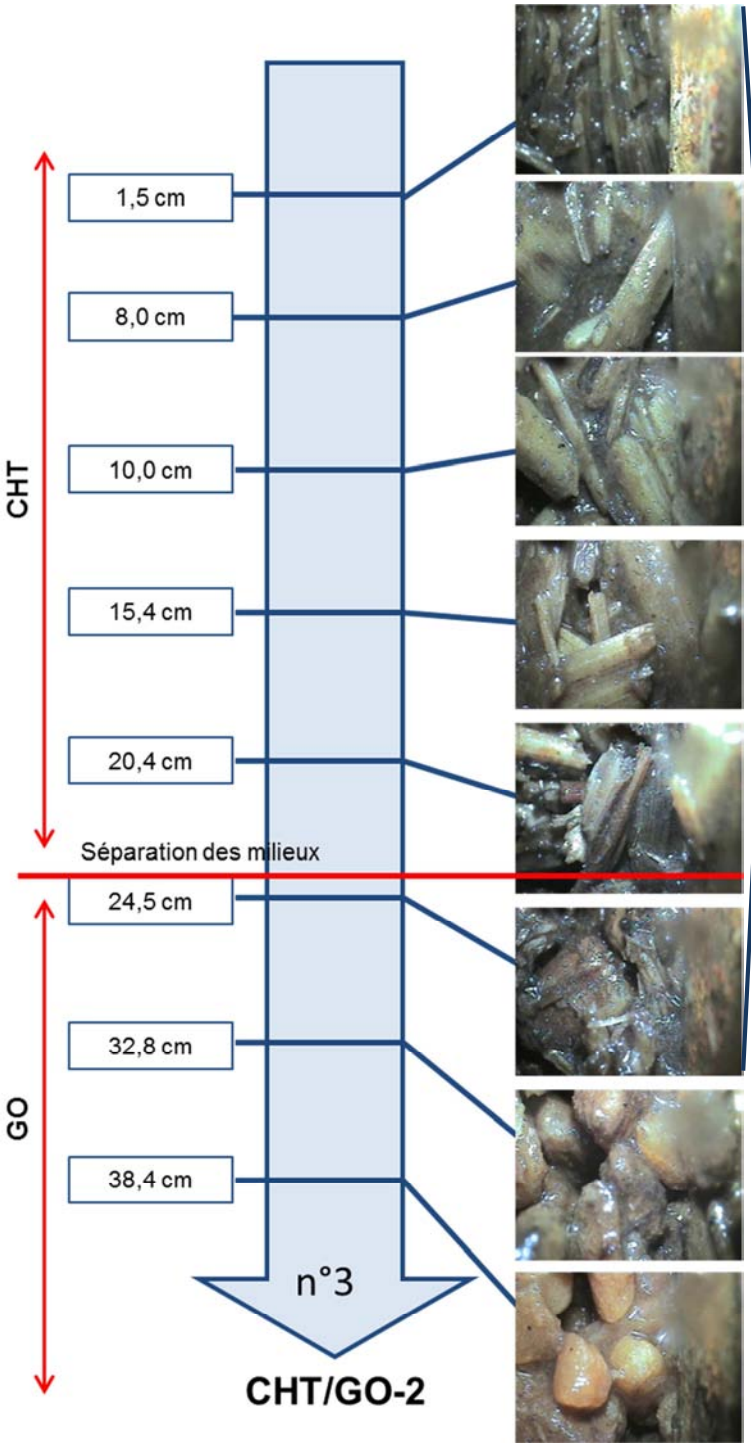
La distinction des matériaux est difficile pour ce milieu : la colonisation est trop épaisse pour pouvoir les distinguer.

La forte colonisation est cohérente avec la scarification réalisée en fin d'étude des performances épuratoires pour ce milieu.

Les 5 derniers centimètres de milieu (partie GO) semblent saturés.

Les 3 sondages réalisés présentent les mêmes observations.

Figure III- 40. Observation de la colonisation du milieu CHT/GO-1
Volume équivalent 150 L.(j.hab)$^{-1}$
83ème semaine d'expérimentation



Pour le milieu CHT/GO-2, la colonisation est observable sur l'ensemble du lit filtrant.

La première partie du lit filtrant est noire mais moins que pour CHT/GO-1 et les fibres de chènevotte sont encore identifiables.

Une colonisation plus prononcée est visible sur les deux tiers supérieurs du pilote.

La colonisation importante du milieu explique qu'il y ait eu besoin de le scarifier en surface à la fin de l'étude.

Le dernier tiers du milieu est de couleur plus claire. Les grignons d'olives sont encore discernables sur les observations du milieu CHT/GO-2.

Le milieu CHT/GO-1 a fonctionné 6 mois de plus que le milieu CHT/GO-2, ce qui peut expliquer la différence de colonisation des milieux.

Figure III- 41. Observation de la colonisation du milieu CHT/GO-2
Volume équivalent 75 L.(j.hab)$^{-1}$
58ème semaine d'expérimentation

L'observation endoscopique a montré que tous les milieux sont colonisés sur toute la hauteur de lit filtrant. La moitié supérieure des massifs filtrants présente une colonisation plus forte que le reste du milieu (quantité de O_2 importante en surface du milieu). La colonisation est moins développée au centre des milieux. Une colonisation plus intense est aussi observée sur les derniers centimètres des milieux filtrants, ce qui peut être lié à la présence d'une quantité d'oxygène plus importante grâce à l'aération des pilotes par le fond.

III.4.2 Analyse des gaz

L'analyse du dioxygène et du dioxyde de carbone présents au sein des massifs filtrants a été réalisée à la suite de l'analyse endoscopique. La Figure III- 42 à la Figure III- 46 présentent les pourcentages de O_2 et CO_2 au sein des différents milieux en fonction de la profondeur. Sur les graphiques, les résultats obtenus pour les milieux testés selon l'essai E1 sont présentés en traits pleins et ceux testés selon l'essai E2 en traits pointillés. Les milieux CPT-1 et CPT-3, présentant des analyses similaires, sont représentés par le même graphique. L'analyse des gaz n'a pas été réalisée pour le milieu GO de façon à ne pas risquer de casser totalement le pilote. Pour les milieux PCP/GO et CHT/GO, la sonde n'a pas pu être enfoncée jusqu'au fond du pilote du fait d'une trop grande résistance à l'enfoncement des grignons d'olives.

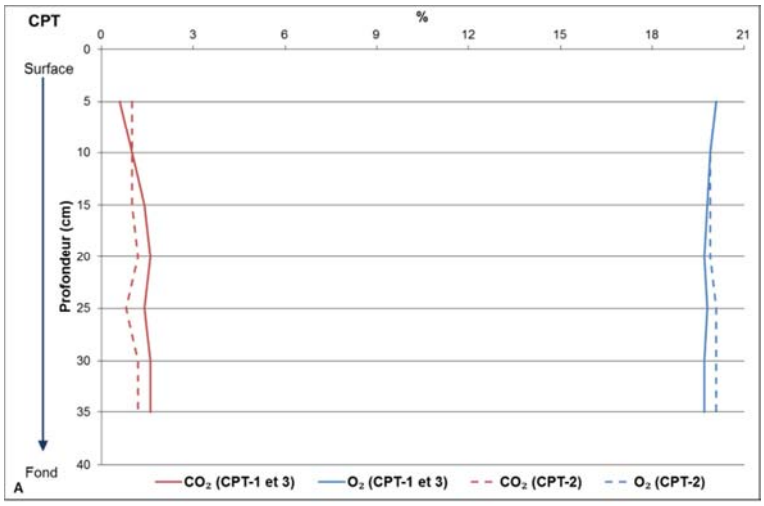


Figure III- 42. Analyse des gaz au sein des milieux de référence

Le pourcentage de O_2 au sein des massifs filtrants de référence (CPT-1, 2 et 3) est d'environ 20 % quelle que soit la profondeur.
Les milieux de référence ont donc une bonne oxygénation tout au long de la hauteur de milieu. L'état de colonisation des massifs ne semble pas impacter sur le taux d'oxygène présent au sein des milieux.

Le milieu CG présente le même profil pour l'analyse des gaz.

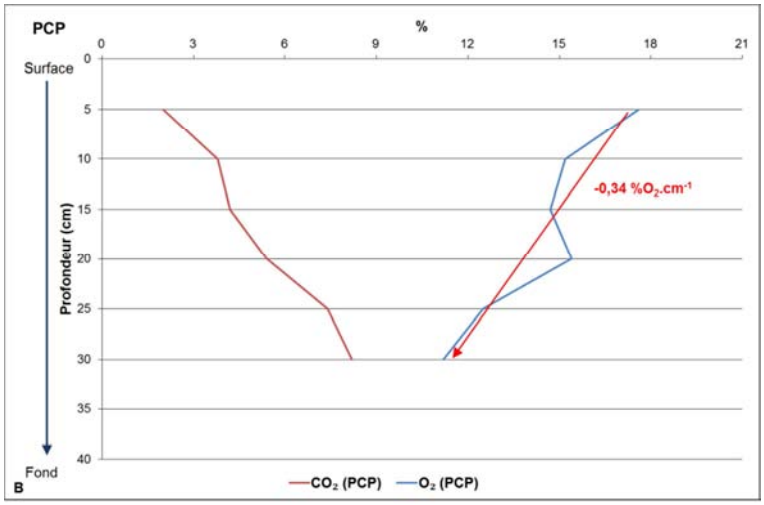
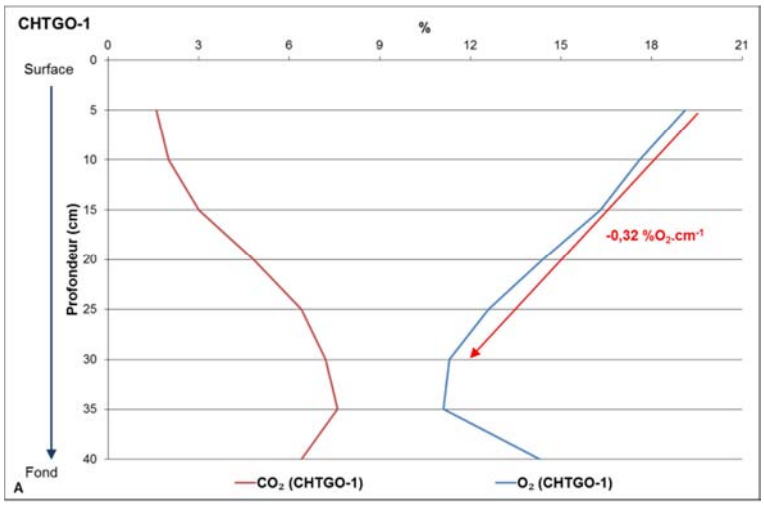


Figure III- 43. Analyse des gaz au sein du milieu PCP

Le pourcentage de O_2 présent au sein du milieu PCP diminue lorsque la sonde plonge dans le milieu. Le pourcentage passe de 18 % à 5 cm à 11 % à 30 cm.
La colonisation importante des premiers centimètres de milieu semble rendre difficile le passage de l'oxygène vers le fond du milieu. Ce profil peut aussi indiquer un problème d'aération par le fond du pilote : les trous de la plaque en fond de pilote sont peut-être obstrués.
Une pente de décroissance de l'oxygène au sein du massif de -0,34 $\%O_2.cm^{-1}$ est obtenue pour le milieu PCP.



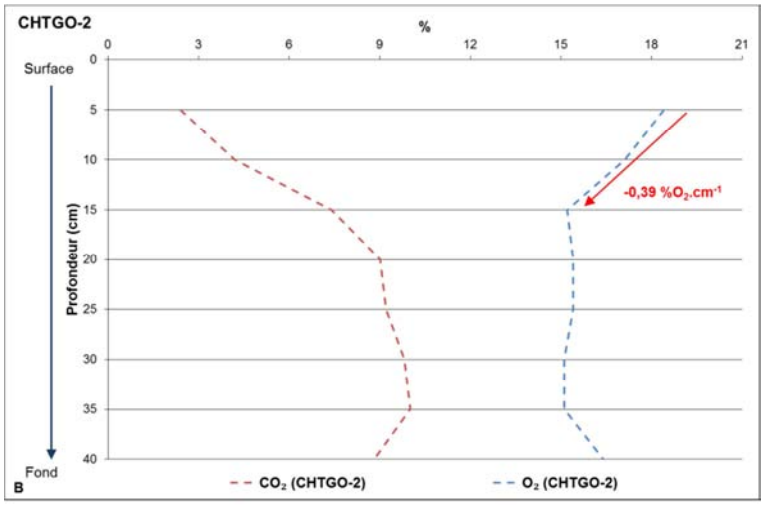


Figure III- 44. Analyse des gaz au sein des milieux CHTGO :
A – Milieu CHTGO-1 ; B – Milieu CHTGO-2

Les milieux CHTGO-1 et CHTGO-2 présentent des profils de gaz similaires.

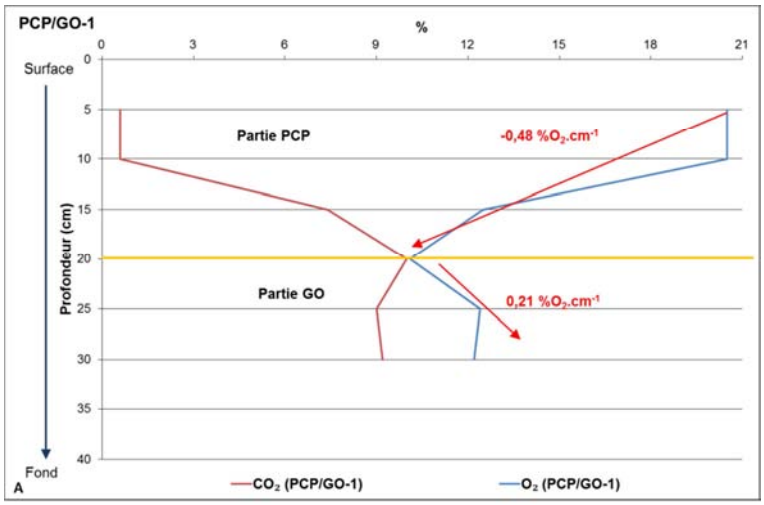
Trois zones apparaissent :
- une 1ère zone de décroissance de l'O_2,
- une 2nde zone où l'O_2 est constant,
- une 3ème zone où le taux de O_2 remonte.

Pour le milieu CHTGO-1, la décroissance de l'O_2 au sein du massif s'étend de 5 à 30 cm de profondeur. La pente observée sur cette zone est de -0,32 $\%O_2.cm^{-1}$. Puis dans la 2nde zone, le taux de O_2 se stabilise à 10 %.

Pour le milieu CHTGO-2, la zone de décroissance d'oxygène s'étend sur 15 cm en profondeur.
La pente observée est de -0,39 $\%O_2.cm^{-1}$. Puis, le pourcentage de O_2 se stabilise à une valeur de 15 %.

Pour les deux milieux, la quantité de O_2 augmente entre la profondeur 35 et 40 cm, ceci est dû au fait que le pilote est aéré par le fond.

Le pourcentage de O_2 observé est plus important sur la partie la plus colonisée des deux milieux. Il y a une consommation rapide de l'oxygène dans les premiers centimètres des massifs filtrants due à la biomasse épuratrice. De ce fait la quantité de O_2 atteignant le centre du milieu est réduite.
Cela indique que la propagation de l'oxygène est difficile vers le centre du milieu et le taux d'oxygène reste faible à cause de la consommation par la biomasse épuratrice. Ces profils traduisent une oxygénation par diffusion à la fois par le haut et le bas de la colonne (Rolland, 2009).



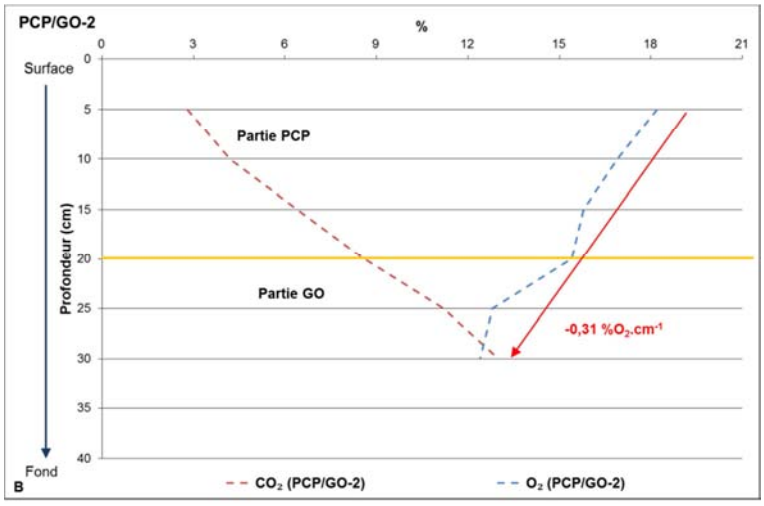


Figure III- 45. Analyse des gaz au sein des milieux PCP/GO :

A – Milieu PCP/GO-1 ; B – Milieu PCP/GO-2

La ligne jaune sur les graphiques (à 20 cm) représente la limite entre les deux couches de matériaux.

Les profils de gaz des deux milieux sont différents, ce qui est cohérent avec les profils de colonisation différents des deux milieux.

Pour le milieu PCP/GO-1, deux zones sont visibles :

- une 1ère zone de décroissance rapide de l'O_2 :

Le pourcentage passe de 20 % à 5 cm à 10 % à 20 cm, ce qui correspond à une pente de décroissance de -0,48 $\%O_2.cm^{-1}$. A la jonction entre les matériaux PCP et GO, l'oxygénation atteint son minimum 10 %. Il y a une consommation rapide de l'oxygène dans la partie PCP du milieu due à l'activité de la biomasse épuratrice (zone de colonisation prononcée sur la Figure III-38).

- une 2nde zone d'augmentation du taux de O_2 :

La partie GO présente une augmentation de la teneur en O_2 par rapport à la jonction. L'aération par le fond du pilote doit permettre une oxygénation de la partie GO du milieu. Mais le taux d'oxygène reste faible ce qui indique que la diffusion de l'oxygène dans la partie GO est plus difficile.

Le pourcentage de O_2 présent au sein de la colonne PCP/GO-2 diminue lorsque la sonde plonge dans la colonne : le pourcentage passe de 18 % à 5 cm à 12 % à 30 cm (avec une pente de décroissance de -0,31 $\%O_2.cm^{-1}$). La démarcation des deux couches de milieux n'est pas observable pour le milieu PCP/GO-2. Il n'y a pas non plus la remontée du taux de O_2 en fond de colonne.

Les profils obtenus pour les deux milieux montrent que la partie GO est moins bien oxygénée que la partie PCP. Ceci peut être lié à la porosité des deux matériaux : la PCP (63 %) présente une porosité supérieure à celle du matériau GO (44 %).

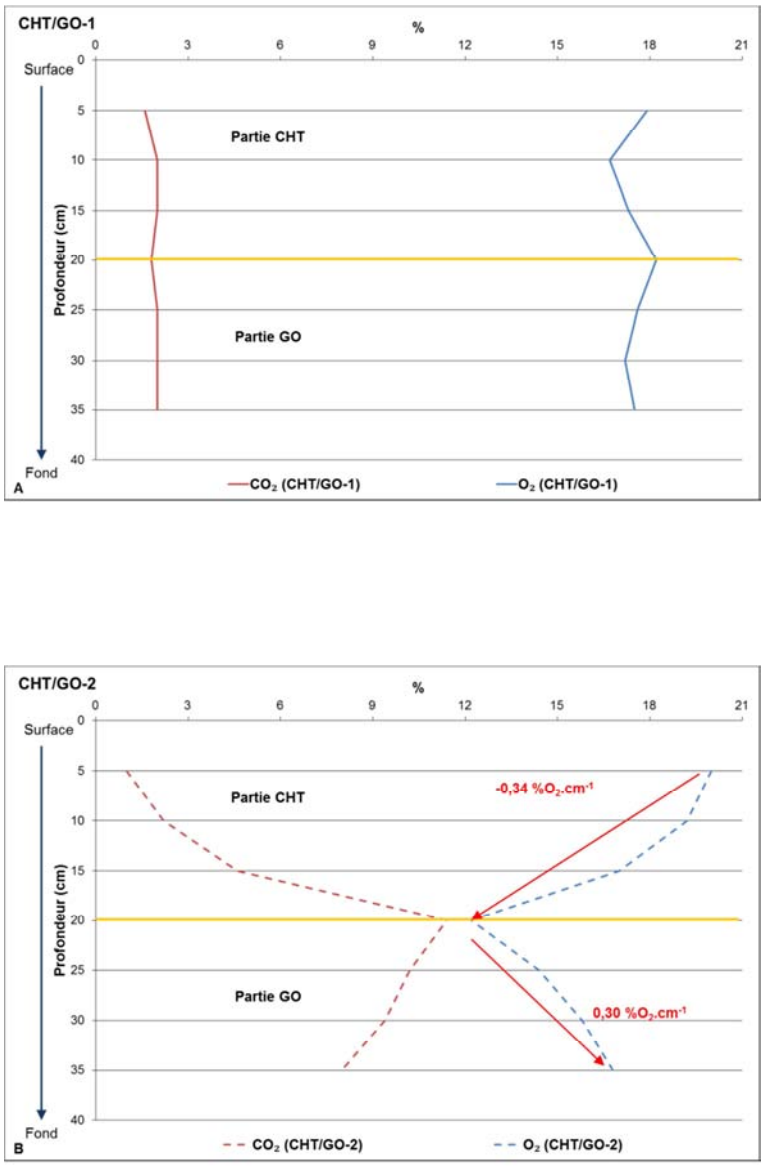


Figure III- 46. Analyse des gaz au sein des milieux CHT/GO :

A – Milieu CHT/GO-1 ; B – Milieu CHT/GO-2

La ligne jaune sur les graphiques (à 20 cm) représente la limite entre les deux couches de matériaux.

Les profils de gaz des deux milieux sont différents.

Pour le milieu CHT/GO-1, le profil de O_2 est similaire à celui observé pour les milieux de référence avec un taux d'oxygène constant (18 %) au sein du massif. Ce profil est peu cohérent avec le profil de colonisation observé sur la Figure III- 40 et le début de saturation observé à l'endoscope en fond de milieu. Il se peut que la mesure ait été effectuée trop près d'un point d'observation endoscopique et que le taux d'oxygène obtenu ne reflète pas la réalité du pilote.

Le profil de gaz observé pour le milieu CHT/GO-2 est similaire à celui observé pour le milieu PCP/GO-1.

Deux zones sont observées :

- une 1ère zone de décroissance de l'O_2 :

La pente de décroissance observée de 5 à 20 cm de profondeur est de -0,34 $\%O_2.cm^{-1}$.

Un minimum de la teneur en O_2 est observé à la jonction des deux milieux (12 % de O_2).

- une 2nde zone d'augmentation du taux de O_2 :

La partie GO présente une augmentation de la teneur en O_2 par rapport à la jonction. L'aération par le fond du pilote doit permettre une oxygénation de la partie GO. Mais le taux d'oxygène reste faible indiquant que la diffusion de l'oxygène dans la partie GO est plus difficile.

Le profil obtenu pour le milieu CHT/GO-2 montre que la partie GO est moins bien oxygénée que la partie CHT. Ceci peut être lié à la porosité des deux matériaux (CHT : 74 % ; GO : 44 %).

Les milieux testés présentent un taux d'oxygène qui diminue avec l'augmentation de la profondeur. Une légère augmentation du taux de O_2 est observée en fond du milieu du fait de l'aération par le fond du pilote. Pour les milieux en couches, le taux d'oxygène observé dans la partie grignons d'olives est plus faible que celui observé dans la partie paille de lavande ou chènevotte. Cette observation est cohérente avec la différence de porosité entre les milieux. De plus, un taux minimum de O_2 au sein du massif est observé à la frontière des deux couches.

IV ETUDE DES PERFORMANCES EPURATOIRES

IV.1 EAU D'ALIMENTATION

Les pilotes de biofiltration n'ont pas tous été démarrés au même moment. L'ensemble du dispositif a été en fonctionnement durant 16 mois ce qui a nécessité que l'eau d'alimentation soit fabriquée durant toute cette période. La Figure III- 47 présente les résultats obtenus sous forme de box-plot pour les différents paramètres analysés pour l'eau d'alimentation pour les essais E1 et E2 durant les 16 mois de fonctionnement de l'installation (55 points pour l'entrée (E1) et 33 points pour l'entrée (E2)). Le Tableau III- 16 présente la moyenne et le coefficient de variation calculés sur l'ensemble des prélèvements d'eau d'alimentation pour les deux types d'essais. Les résultats complets sont présentés en Annexe 3.

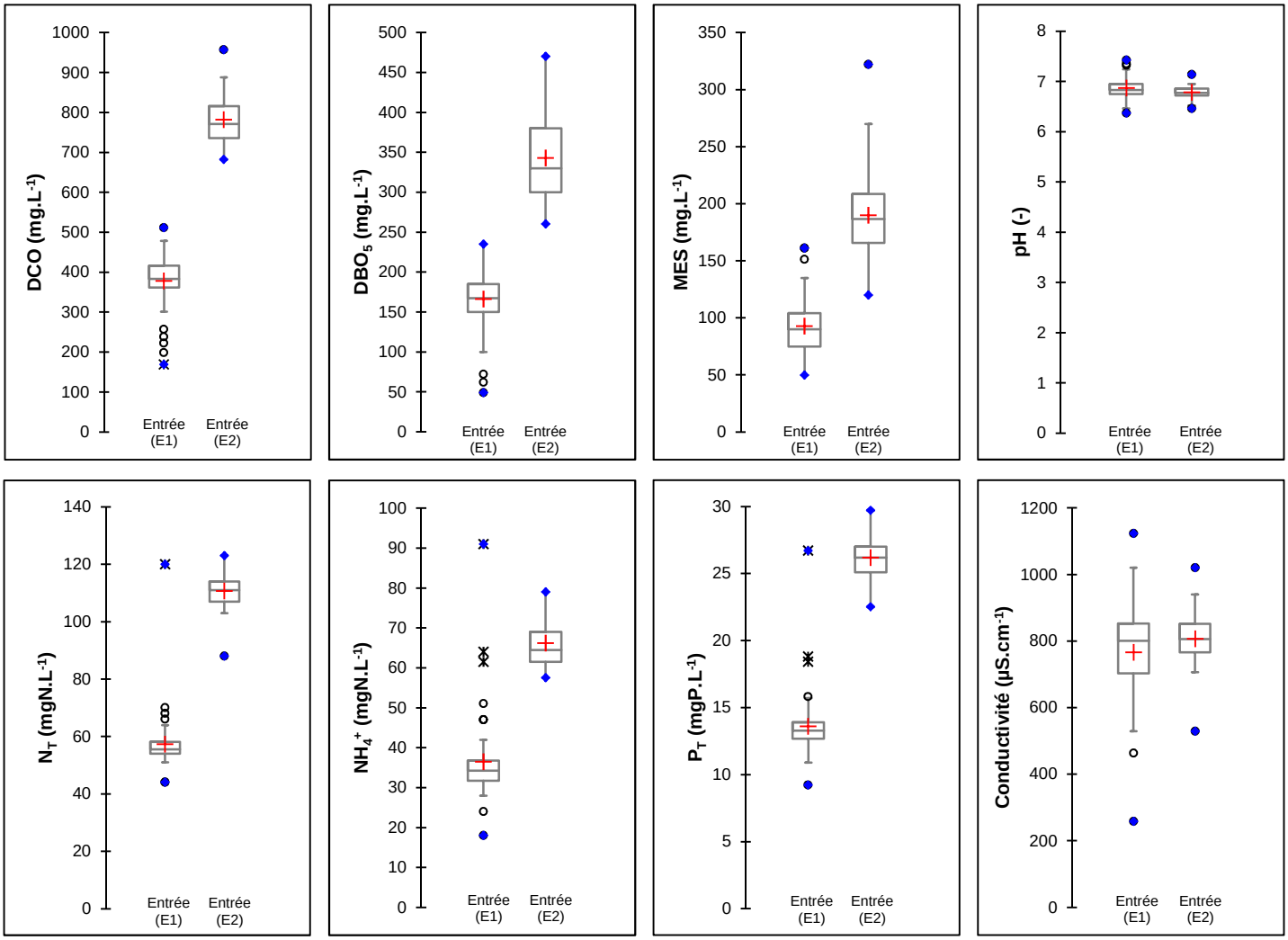


Figure III- 47. Valeurs des paramètres physico-chimiques pour l'eau d'alimentation

Tableau III- 16. Moyenne et coefficient de variation des paramètres physico-chimiques pour l'eau d'alimentation

		DCO	DBO_5	MES	N_T	NH_4^+	P_T	pH	Cond.	Turb.
		$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgP.L^{-1}$	-	$\mu S.cm^{-1}$	NTU
Essai E1	*Valeur ciblée*	*400*	*200*	*85*	*65*	*35*	*15*	-	-	-
	Moyenne (n=55)	376	162	92,5	57	37	13,6	6,87	758	52,9
	CV (%)*	16,8	22,1	21,8	17,0	29,4	17,4	3,1	18,7	39,3
Essai E2	*Valeur ciblée*	*800*	*400*	*170*	*130*	*70*	*30*	-	-	-
	Moyenne (n=33)	781	343	190	111	66	26,2	6,78	807	112
	CV (%)*	8,3	15,9	21,5	5,9	8,5	5,9	1,9	10,1	32,6

*CV : coefficient de variation

L'eau d'alimentation présente des teneurs moyennes proches des valeurs ciblées. Les coefficients de variation observés sur l'ensemble des paramètres sont inférieurs à 30 %, ce qui indique que la qualité de l'eau d'alimentation est plutôt stable sur l'ensemble de l'étude. Seul le paramètre turbidité présente un coefficient de variation supérieur à 30 %. Les variations observées pour les différents paramètres sont en partie dues à une variabilité de la boue prélevée. Des ajustements dans la préparation de la solution polluante ont dû être réalisés au cours de l'étude de façon à garder une qualité d'eau quasi-constante sur la durée de l'étude.

Les valeurs minimales rencontrées pour les paramètres DBO_5, N_T, NH_4^+ sont liées à une erreur de manipulation révélée à postériori lors de la fabrication de la solution polluante.

L'eau d'alimentation présente une valeur de pH autour de 7, ce qui est cohérent avec une eau issue de fosse toutes eaux (Chabaud, 2007).

IV.1 CHARGE VOLUMIQUE ET HYDRAULIQUE

Un calcul de la charge volumique (Equation III- 2) et de la charge hydraulique (Equation III-3) appliquées sur les pilotes de biofiltation a été effectué (Degrémont, 2005).

Equation III- 2. Calcul de la charge volumique journalière

$$C_v = \frac{M_{DBO}}{V_{app} \times (1-\varepsilon) \times (1-\chi)}$$

C_v : Charge volumique ($kgDBO_5.m^{-3}.j^{-1}$)

M_{DBO} : Masse de DBO_5 à traiter par jour ($kg.j^{-1}$)

V_{app} : Volume apparent de milieu dans le pilote de biofiltration (m^3)

ε : Porosité interparticulaire ; χ : Porosité intraparticulaire

Equation III- 3. Calcul de la charge hydraulique journalière

$$C_H = \frac{Q}{S_{app} \times (1-\varepsilon) \times (1-\chi)}$$

C_H : Charge hydraulique ($m^3.m^{-2}.j^{-1}$)

Q : Débit de l'eau d'alimentation ($m^3.j^{-1}$)

S_{app} : Surface apparente de milieu dans le pilote de biofiltration (m^2)

ε : Porosité interparticulaire ; χ : Porosité intraparticulaire

Pour les milieux en couches (CHT/GO ; PCP/GO) et les milieux mélangés (CHTGO), il a été considéré que le volume apparent de matériau était divisé en deux parts égales de matériau. Pour les milieux en couches, la surface de matériau considérée est celle sur laquelle l'eau percole en premier, i.e. CHT pour les milieux CHT/GO et PCP pour les milieux PCP/GO. Pour le milieu mélangé, il a été considéré que la surface d'infiltration était partagée en parts égales par CHT et GO.

Tableau III- 17. Charges volumiques et hydrauliques appliquées sur les différents milieux

Milieux	Charge volumique ($kgDBO_5.m^{-3}.j^{-1}$)	Charge hydraulique ($m^3.m^{-2}.j^{-1}$)
CPT-1 et 3	0,493	1,49
CPT-2		0,75
GO	0,074	0,22
PCP	0,377	1,14
CHTGO-1	0,124	0,37
CHTGO-2		0,19
CHT/GO-1	0,124	1,17
CHT/GO-2		0,58
PCP/GO-1	0,123	1,14
PCP/GO-2		0,57

Les charges hydrauliques et volumiques appliquées en entrée des pilotes de biofiltration correspondent à des lits bactériens à moyennes/faibles charges (Degrémont, 2005).

IV.2 INFLUENCE DE LA TAILLE DES COPEAUX DE COCO

La Figure III- 48 présente l'évolution des concentrations en DCO, MES, NH_4^+, NO_3^- et de la valeur du pH en sortie de pilote pour le milieu de référence (CPT-1) et le milieu copeaux de coco grossiers (CG) sur la durée de l'étude. La partie grisée en début d'étude symbolise les huit semaines considérées comme nécessaires à l'établissement de la biomasse épuratrice (paragraphe II.3). Tous les résultats analytiques obtenus au cours de l'étude sont présentés en Annexe 3.
Le Tableau III- 18 présente les teneurs moyennes observées au démarrage et en fin d'expérimentation pour les paramètres DCO, MES, NH_4^+, NO_3^- et pH pour les milieux CG et CPT-1.

Pour le paramètre DBO_5, les teneurs obtenues dans les eaux en sortie des deux milieux sont inférieures à la limite de quantification (3 $mg.L^{-1}$), hormis deux prélèvements pour le milieu CPT-1 et un prélèvement pour le milieu CG qui ont conduit à une quantification. Concernant l'azote total et le phosphore total, les teneurs obtenues pour les deux milieux sont similaires à celles observées dans l'eau d'alimentation tout au long de l'étude.

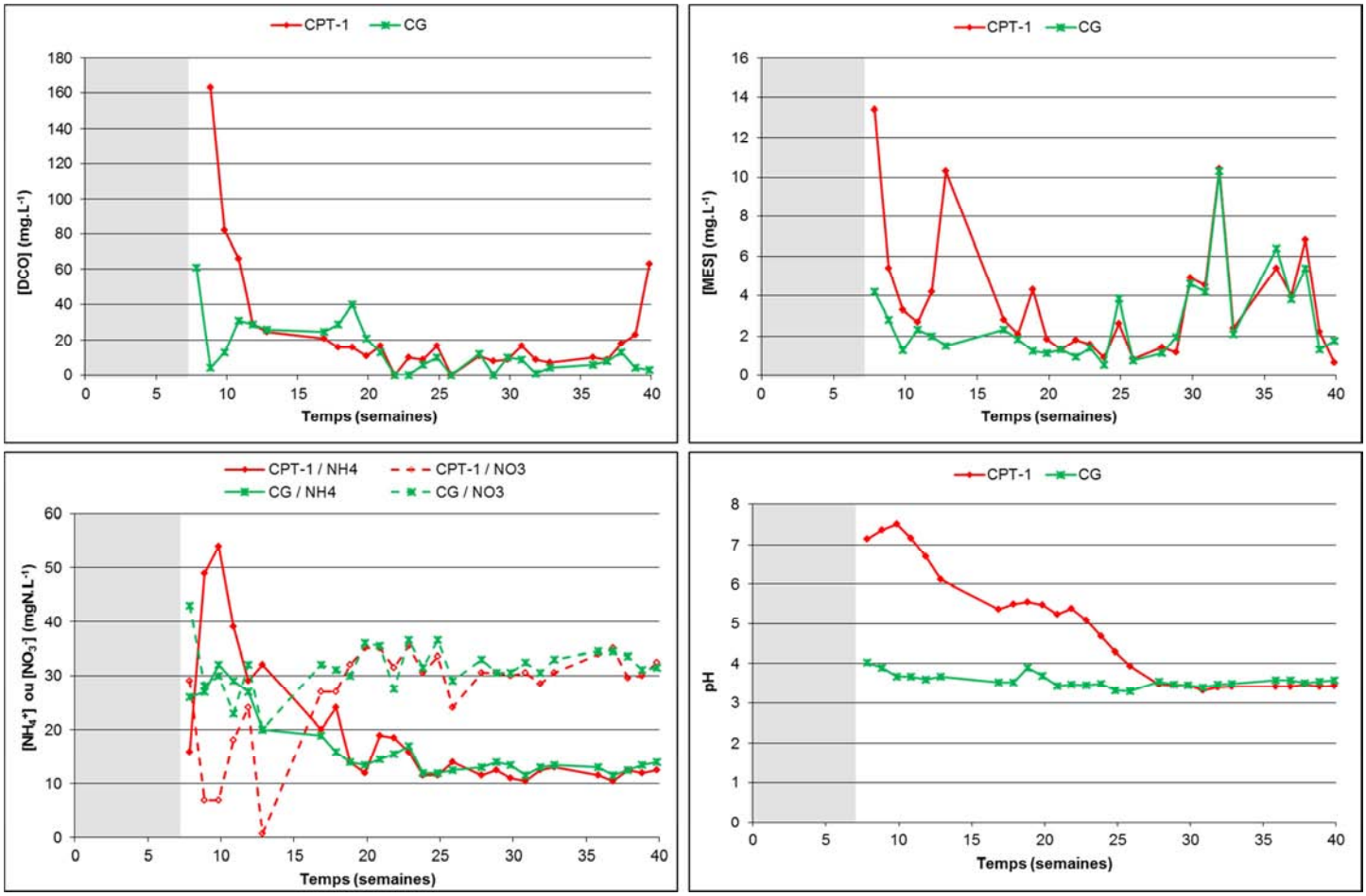


Figure III- 48. Comparaison des performances épuratoires des milieux CPT-1 et CG

Tableau III- 18. Teneurs en début et en fin de suivi pour les milieux CG et CPT-1

Paramètres	CG		CPT-1	
	Teneurs en début de suivi[1]	Teneurs en fin de suivi[2]	Teneurs en début de suivi[1]	Teneurs en fin de suivi[2]
MES (mg.L^{-1})	2,3	3,7	6,5	3,8
DCO (mg.L^{-1})	27	6	73	25
NH_4^+ (mgN.L^{-1})	27	12	37	12
NO_3^- (mgN.L^{-1})	29	33	14	32
pH (-)	3,7	3,6	7,0	3,4

[1]Concentration moyenne sur les 6 premiers prélèvements ; [2]Concentration moyenne sur les 6 derniers prélèvements

Pour le milieu CG, les valeurs de MES, NO_3^- et pH se sont rapidement stabilisées. Les valeurs observées au début de l'étude sont similaires à celles observées en fin d'étude (Tableau III- 18). Pour le milieu CPT-1, les valeurs ont été plus longues à stabiliser dans les effluents en sortie. Les teneurs pour les paramètres MES et NO_3^- se sont stabilisées vers la 17ème et 20ème semaine et les valeurs de pH à la 27ème semaine d'expérimentation. Les deux milieux présentent des valeurs de pH identiques autour de 3,5 à partir du milieu de l'expérimentation pour une eau d'alimentation à 6,9. Cette baisse de pH peut être un indicateur d'une absence de dénitrification au sein du milieu filtrant.
L'évolution des teneurs en DCO est similaire et stable pour les deux granulométries de copeaux de coco à partir de la 20ème semaine de fonctionnement. Lorsque les teneurs en DCO dans les effluents pour les deux milieux ont été stables, les teneurs en nitrates et la teneur en ions ammonium restante dans les effluents se sont stabilisées, montrant ainsi un équilibre dans les étapes de nitrification.

Le milieu composé des copeaux de coco grossiers montre une stabilisation plus rapide des teneurs pour les paramètres MES, pH et NO_3^- que les copeaux de coco de référence. Le milieu CG présente une taille de copeaux de coco plus grosse que le milieu CPT-1, ce qui peut entrainer une circulation de l'oxygène au sein du milieu plus importante par rapport au milieu CPT-1 et donc faciliter la stabilisation des teneurs. Les deux types de copeaux présentent des teneurs similaires dans leurs eaux en sortie de pilote à partir du milieu de l'expérimentation.

Globalement, les deux types de copeaux de coco présentent un comportement identique sauf au niveau du temps de stabilisation des teneurs. Les copeaux de coco grossiers ont présentés une stabilisation des teneurs plus rapide que les copeaux de coco du milieu de référence.

IV.3 PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

Les résultats obtenus pour les paramètres physico-chimiques sont présentés sous deux formes différentes selon les paramètres considérés :

- pour les paramètres MES, DCO, DBO_5, NH_4^+ et NO_3^-, les résultats sont présentés sous forme de courbes de suivi de l'évolution de la concentration en fonction du temps ;
- pour les paramètres N_T, P_T et pH, les résultats sont présentés sous forme de courbes de fréquences cumulées. Les courbes de fréquences sont obtenues en classant l'ensemble des résultats obtenus de la plus petite à la plus grande valeur et la fréquence (nombre de fois où la valeur est mesurée) de chaque valeur est calculée. La fréquence cumulée est ensuite représentée en fonction des concentrations observées.

Tous les résultats analytiques obtenus ainsi que les représentations graphiques non exposées dans ce paragraphe sont présentés en Annexe 3.

Sur l'ensemble des graphiques, les résultats obtenus pour les milieux testés selon l'essai E1 (volume journalier équivalent de 150 L) sont présentés en traits pleins et ceux testés selon l'essai E2 (volume journalier équivalent 75 L) en traits pointillés.
Chaque milieu est représenté par une puce et une couleur :

- les milieux de référence (CPT-1/3 et 2) : losange rouge ;
- les milieux CHTGO-1 et 2 : disque vert ;
- les milieux CHT/GO-1 et 2 : triangle bleu ;
- les milieux PCP/GO-1 et 2 : carré violet ;
- le milieu GO : croix marron ;
- le milieu PCP : plus gris.

Les rendements d'élimination moyens pour les différents paramètres tout au long de l'étude ont été calculés selon l'Equation III- 4.

Equation III- 4. Calcul du rendement d'élimination moyen

$$Rendement\ d'élimination\ moyen\ (\%) = \frac{\sum_{i=1}^{n} \frac{(C_{ei} - C_i)}{C_{ei}}}{n} \times 100$$

C_{ei} : Concentration en entrée de pilote pour le prélèvement i ; n : Nombre de prélèvements

C_i : Concentration en sortie de pilote pour le prélèvement i

IV.3.1 Pollution particulaire

La Figure III- 49 présente les résultats obtenus pour le paramètre MES pour l'ensemble des systèmes étudiés. La barre orange représente la teneur seuil en MES de 30 $mg.L^{-1}$ dans les rejets d'eaux usées traitées (Arrêté, 2009). Le Tableau III- 19 présente les rendements d'élimination moyens en MES au cours de l'étude pour l'ensemble des milieux filtrants.

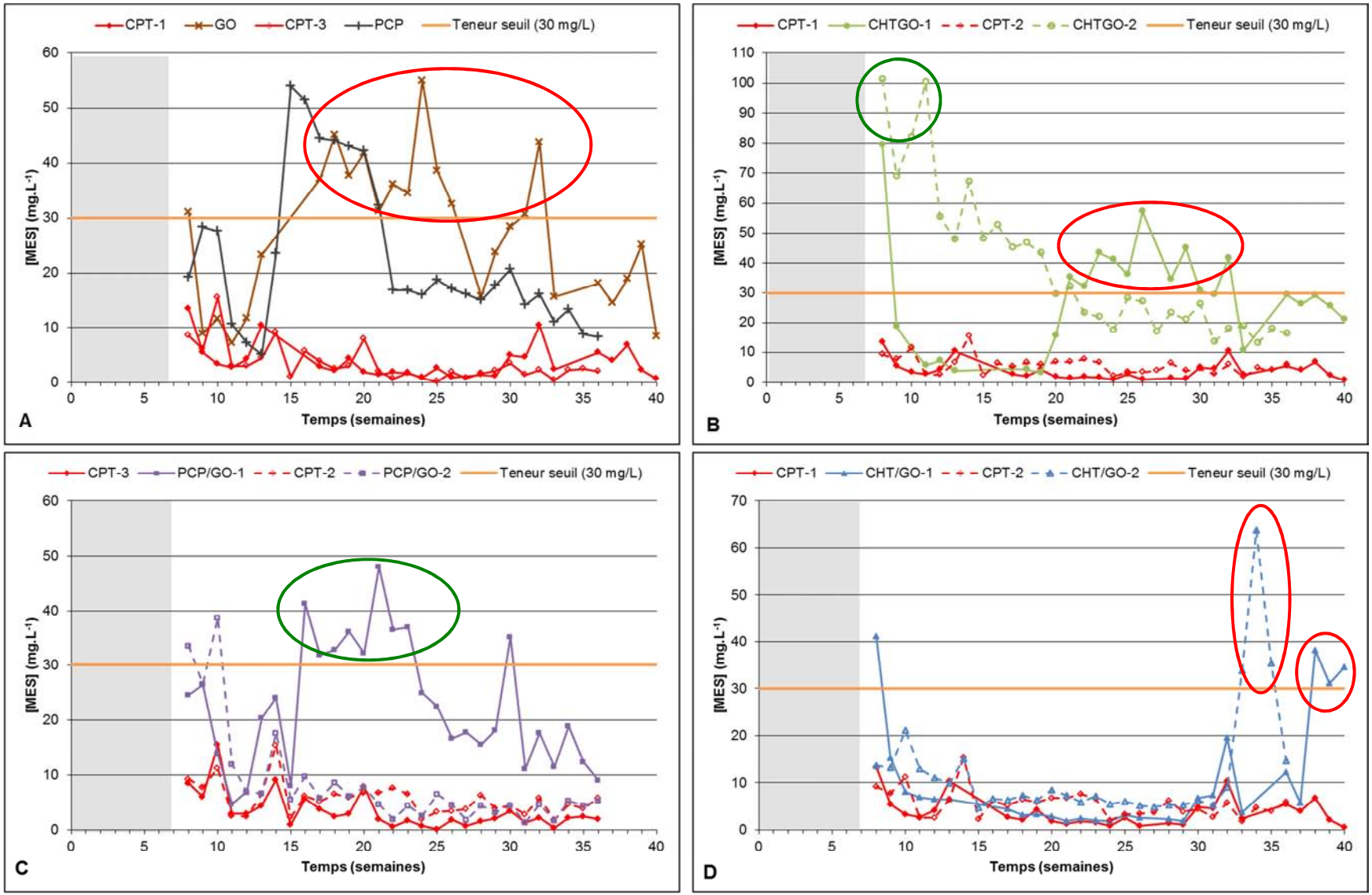


Figure III- 49. Evolution des teneurs en MES :

A – Milieux GO et PCP ; B – Milieux CHTGO ; C – Milieux PCP/GO ; D – Milieux CHT/GO

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 L.j^{-1}) : traits pleins - [Entrée]$_{moy}$=92,5 mg.L^{-1}*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1}) : traits pointillés - [Entrée]$_{moy}$=190 mg.L^{-1}*

Tableau III- 19. Rendements d'élimination moyens en MES

Milieux testés*	Rendements d'élimination moyens en MES (%)	
CHTGO-1	70	Moins performant ↓ Plus performant
GO	71	
PCP/GO-1	73	
PCP	77	
CHTGO-2	79	
CHT/GO-1	85	
CHT/GO-2	93	
PCP/GO-2	96	
CPT-1 et 3	96	
CPT-2	97	

*En rouge sont représentés les milieux filtrants testés selon l'essai E2 (volume équivalent à 75 $L.j^{-1}$)

Pour les milieux de référence, les teneurs observées sont inférieures à 20 $mg.L^{-1}$, quelle que soit la charge hydraulique appliquée. Les teneurs en MES se sont stabilisées autour de 5 $mg.L^{-1}$ vers la 17ème semaine d'expérimentation.

Pour le milieu CHTGO-2, seules 50 % des valeurs obtenues sont inférieures à la valeur seuil en MES (30 $mg.L^{-1}$). De plus, 5 % des valeurs sont supérieures à 85 $mg.L^{-1}$ (cercle vert sur la Figure III- 49- B), qui est la valeur limite rédhibitoire lors des tests des filières en ANC (Arrêté, 2009). Les teneurs en MES se sont stabilisées autour de 10 $mg.L^{-1}$ à partir de la 13ème semaine de suivi. Le milieu CHTGO-2 présente les résultats les moins intéressants pour l'élimination en MES.

Pour les milieux GO, CHTGO-1, PCP et PCP/GO-1, 60 à 80 % des valeurs sont inférieures à la teneur seuil. Les teneurs supérieures à cette valeur seuil correspondent à des changements observés au niveau des milieux filtrants :

- le décolmatage des milieux GO et CHTGO-1 suite à leur colmatage (cercles rouges sur les Figure III- 49- A et B) ;
- le relargage de particules de paille visibles sur les filtres utilisés pour le milieu PCP ;
- le changement de couleur de l'effluent pour le milieu PCP/GO-1 (cercle vert sur la Figure III- 49- C).

Pour les milieux GO et CHTGO-1, les scarifications régulières ont permis de faire redescendre les teneurs en MES. La stabilisation des valeurs de MES n'a pas été visible pour ces quatre milieux avant la fin de l'expérimentation.

Pour les milieux CHT/GO-1, CHT/GO-2 et PCP/GO-2, entre 85 et 95 % des valeurs observées sont inférieures à la teneur seuil. Pour les trois milieux, une stabilisation des teneurs en MES est observée vers la 17ème semaine d'expérimentation. Pour le milieu PCP/GO-2, les teneurs sont restées stables jusqu'à la fin de l'étude. Pour les milieux CHT/GO-1 et CHT/GO-2, les teneurs supérieures à 30 $mg.L^{-1}$ en MES correspondent au colmatage des milieux filtrants (cercles rouges sur la Figure III- 49- D). La scarification a permis de faire redescendre ces teneurs sous la teneur seuil pour le milieu CHT/GO-2.

Les rendements d'élimination moyens en MES sont supérieurs à 70 % pour l'ensemble des milieux. Les milieux présentent donc une bonne action pour la rétention des particules.
De plus, les rendements d'élimination moyens en MES sont plus élevés pour les pilotes équivalent 75 $L.j^{-1}$ (en rouge dans le Tableau III- 19) que pour les pilotes recevant une charge hydraulique deux fois plus élevée.

IV.3.2 Pollution carbonée

La Figure III- 50 présente les résultats obtenus pour les paramètres DCO et DBO_5 pour l'ensemble des systèmes étudiés. La barre orange représente la teneur seuil en DCO de 125 $mg.L^{-1}$ et la teneur seuil en DBO_5 de 35 $mg.L^{-1}$ dans les rejets d'eaux usées traitées (Arrêté, 1998, 2009). Le Tableau III- 20 présente les rendements d'élimination moyens en DBO_5 et DCO au cours de l'étude pour l'ensemble des milieux filtrants.

Tableau III- 20. Rendements d'élimination moyens en DCO et DBO_5

Milieux testés*	Rendements d'élimination moyens en DBO_5 (%)	Rendements d'élimination moyens en DCO (%)	
PCP	92	71	Moins performant[1]
CHTGO-1	90	73	
GO	88	75	
PCP/GO-1	89	75	
CHTGO-2	87	75	
CHT/GO-1	95	81	
CHT/GO-2	98	89	
PCP/GO-2	99	90	
CPT-1 et 3	99	92	
CPT-2	99,5	97	Plus performant

*En rouge sont représentés les milieux filtrants testés selon l'essai E2 (volume équivalent à 75 $L.j^{-1}$)
[1]Le classement des milieux a été réalisé selon les rendements calculés pour le paramètre DCO

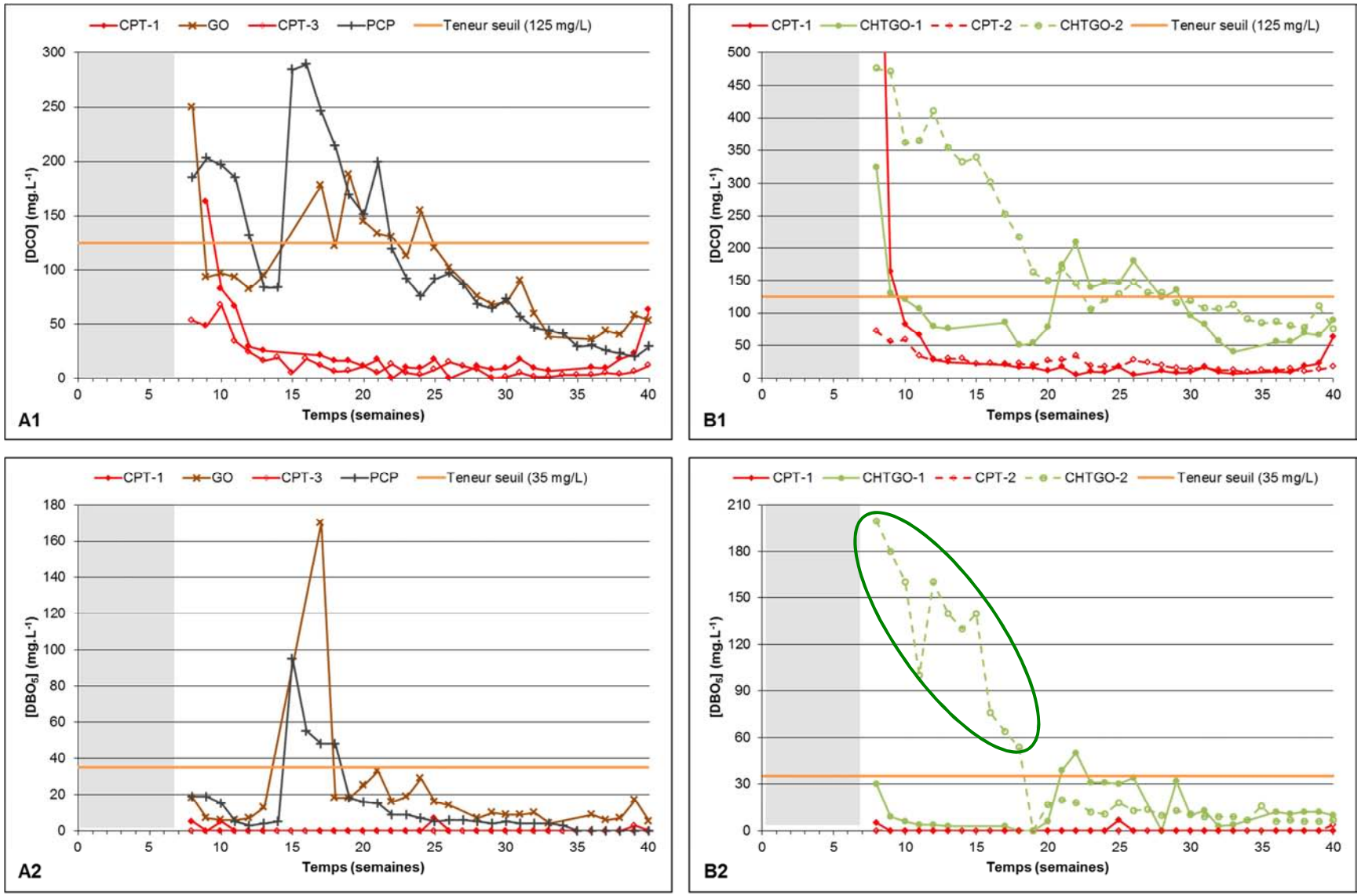


Figure III- 50. Evolution des teneurs en DCO et DBO_5 :

A1 – DCO : Milieux GO et PCP ; A2 – DBO_5 : Milieux GO et PCP ; B1 – DCO : Milieux CHTGO ; B2 – DBO_5 : Milieux CHTGO

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 $L.j^{-1}$) : traits pleins – DCO : $[Entrée]_{moy}$=376 $mg.L^{-1}$; DBO_5 : $[Entrée]_{moy}$=162 $mg.L^{-1}$*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 $L.j^{-1}$) : traits pointillés – DCO : $[Entrée]_{moy}$=781 $mg.L^{-1}$; DBO_5 : $[Entrée]_{moy}$=343 $mg.L^{-1}$*

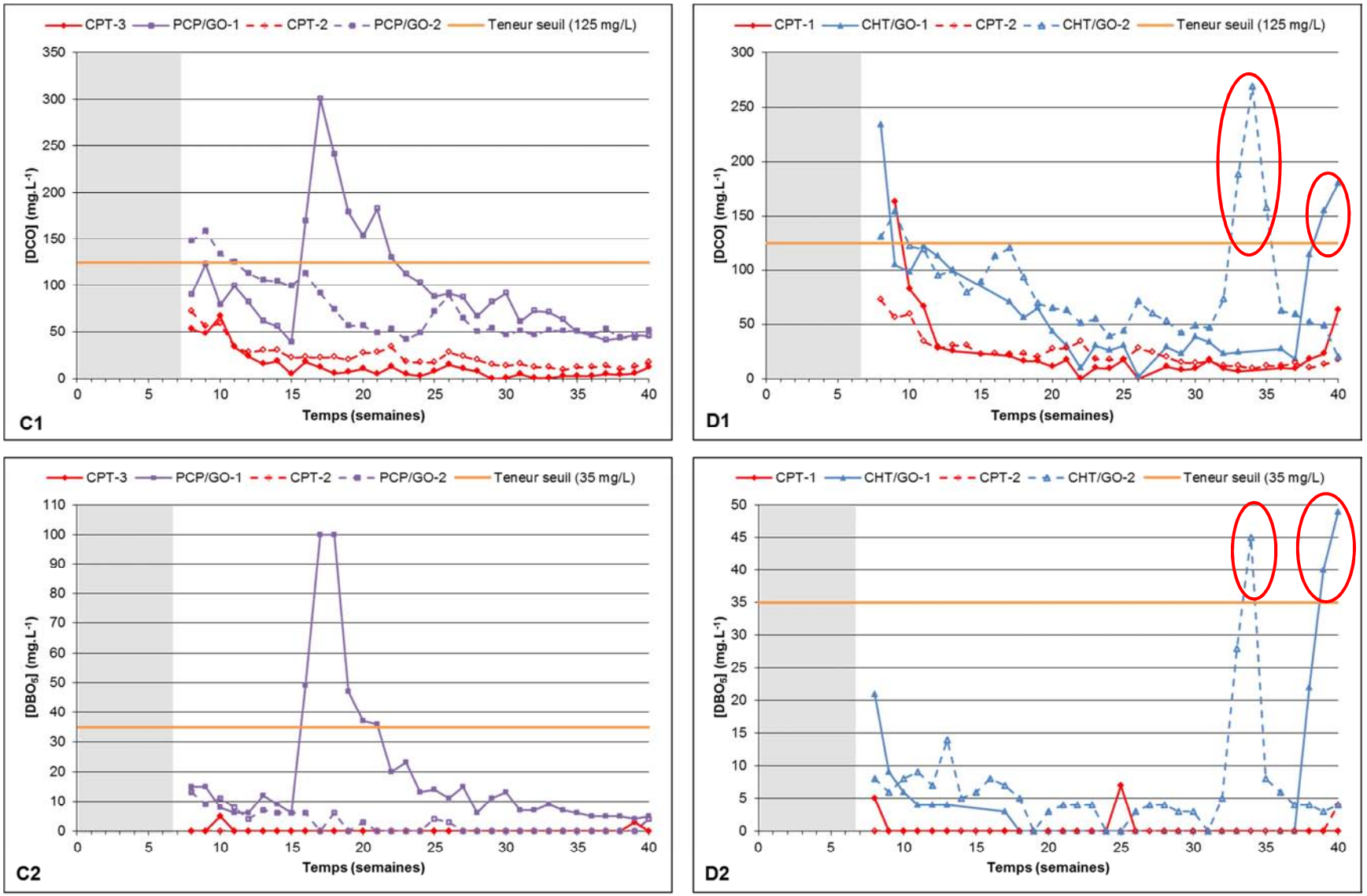


Figure III- 50 (suite). Evolution des teneurs en DCO et DBO_5 :

C1 – DCO : Milieux PCP/GO ; C2 – DBO_5 : Milieux PCP/GO ; D1 – DCO : Milieux CHT/GO ; D2 – DBO_5 : Milieux CHT/GO

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 $L.j^{-1}$) : traits pleins – DCO : $[Entrée]_{moy}=376\ mg.L^{-1}$; DBO_5 : $[Entrée]_{moy}=162\ mg.L^{-1}$*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 $L.j^{-1}$) : traits pointillés – DCO : $[Entrée]_{moy}=781\ mg.L^{-1}$; DBO_5 : $[Entrée]_{moy}=343\ mg.L^{-1}$*

Pour les milieux de référence, quasiment 100 % des valeurs observées en DCO et DBO_5 sont inférieures à la teneur seuil. Les teneurs en DCO se sont stabilisées à la 20ème semaine d'expérimentation à une valeur inférieure à 20 $mg.L^{-1}$. Les teneurs en DBO_5 sont pour la plupart inférieures à la limite de quantification (3 $mg.L^{-1}$) tout au long de l'étude pour les trois milieux de référence.

Le milieu CHTGO-2 présente encore les résultats les moins intéressants avec seulement 45 % des teneurs inférieures à la teneur seuil en DCO et 65 % pour la DBO_5. De plus, 30 % des valeurs observées en DBO_5 pour ce milieu sont supérieures à la valeur limite rédhibitoire de 50 $mg.L^{-1}$ (cercle vert sur la Figure III- 50- B2) (Arrêté, 2009) : elles correspondent aux teneurs observées au démarrage de l'étude.

Pour les milieux PCP, GO, PCP/GO-1 et CHTGO-1, 65 à 80 % des valeurs obtenues en DCO sont inférieures à la teneur limite de 125 $mg.L^{-1}$ (Arrêté, 1998) et 85 à 95 % des valeurs de DBO_5 sont inférieures à la valeur seuil. Les teneurs supérieures à cette valeur seuil correspondent au dépassement de la limite réglementaire observé aussi pour les MES et les mêmes explications peuvent être avancées. Le colmatage des milieux GO et CHTGO-1 a entrainé une diminution de la quantité d'oxygène présent dans le milieu et par là même une diminution de l'efficacité épuratoire. Les scarifications des deux milieux ont permis de rétablir une épuration satisfaisante de la DCO et DBO_5. Pour les quatre milieux, les teneurs en DCO se sont stabilisées vers la 33ème semaine et celles en DBO_5 vers la 29ème semaine de suivi.

Concernant les milieux PCP/GO-2, CHT/GO-1 et CHT/GO-2, 90 % des valeurs en DCO et 95 à 100 % des teneurs en DBO_5 sont inférieures aux teneurs limites. Pour les trois milieux, les teneurs en DCO se sont stabilisées vers la 22ème semaine et celles en DBO_5 vers la 17ème semaine de fonctionnement. L'apparition de la couche d'eau en surface des milieux CHT/GO-1 et CHT/GO-2 vers la fin de l'étude a entrainé une chute de l'oxygène présent au sein du milieu et une augmentation des concentrations en DCO et DBO_5 dans les effluents en sortie des deux milieux (cercles rouges sur les Figure III- 50- D1 et D2). Ces augmentations correspondent aux 15 % de valeurs supérieures aux teneurs seuils pour ces deux milieux. La scarification réalisée sur le milieu CHT/GO-2 a permis de décolmater le milieu et de peu à peu rétablir l'efficacité de l'épuration. Comme pour le paramètre MES, les milieux CHT/GO-2, PCP/GO-2 et CHT/GO-1 sont les milieux qui présentent les capacités épuratoires les plus satisfaisantes en comparaison aux milieux de référence.

Il est à noter que les milieux PCP/GO-1 et PCP/GO-2 présentent un comportement différent vis-à-vis de l'évolution des teneurs pour les paramètres DCO et DBO_5 ainsi que les MES au cours de l'étude. Cette différence est peut-être due à un dysfonctionnement (mauvais démarrage de la biomasse épuratrice) du milieu PCP/GO-1 au démarrage de l'étude qui s'est rétabli peu à peu jusqu'en fin d'étude.

Les rendements d'élimination moyens observés sont supérieurs à 70 % pour la DCO et supérieurs à 85 % pour la DBO_5. Les milieux présentent une bonne capacité d'épuration vis-à-vis de la pollution carbonée. Les milieux testés selon l'essai E2 présentent des rendements épuratoires supérieurs à ceux testés selon l'essai E1, comme observé pour le paramètre MES. Les temps de repos plus importants entre deux bâchées ainsi que la cinétique de dégradation plus rapide aux fortes concentrations sont favorables à l'épuration de la pollution carbonée.

Les rendements épuratoires observés en MES, DCO et DBO_5 pour les milieux CHT/GO-1, CHT/GO-2 et PCP/GO-2 sont du même ordre de grandeur que ceux observés pour les milieux de référence et les concentrations obtenues respectent les teneurs réglementaires.
Les pilotes de biofiltration recevant une charge hydraulique équivalente à 75 $L.j^{-1}$ présentent des rendements d'élimination moyens en MES, DCO et DBO_5 plus élevés que ceux recevant un volume équivalent à 150 $L.j^{-1}$.

IV.3.3 Pollution Azotée

IV.3.3.a Ions ammonium et nitrates

La Figure III- 51 présente les résultats obtenus pour les ions ammonium et les nitrates pour l'ensemble des milieux. Les lignes horizonales noires représentent les concentrations moyennes observées pour l'eau d'alimentation de l'essai E1 (trait plein) et de l'essai E2 (trait pointillé). Le Tableau III- 21 présente les rendements d'élimination moyens en NH_4^+ au cours de l'étude pour l'ensemble des milieux filtrants.

Tableau III- 21. Rendements d'élimination moyens en NH_4^+

Milieux testés*	Rendements d'élimination moyens en NH_4^+ (%)	
CHTGO-1	0	Moins performant
PCP/GO-1	0	
GO	0	
PCP	0	
CHTGO-2	0	
CPT-2	30	
CHT/GO-2	35	
CHT/GO-1	47	
PCP/GO-2	50	
CPT-1 et 3	53	Plus performant

*En rouge sont représentés les milieux filtrants testés selon l'essai E2 (volume équivalent à 75 $L.j^{-1}$)

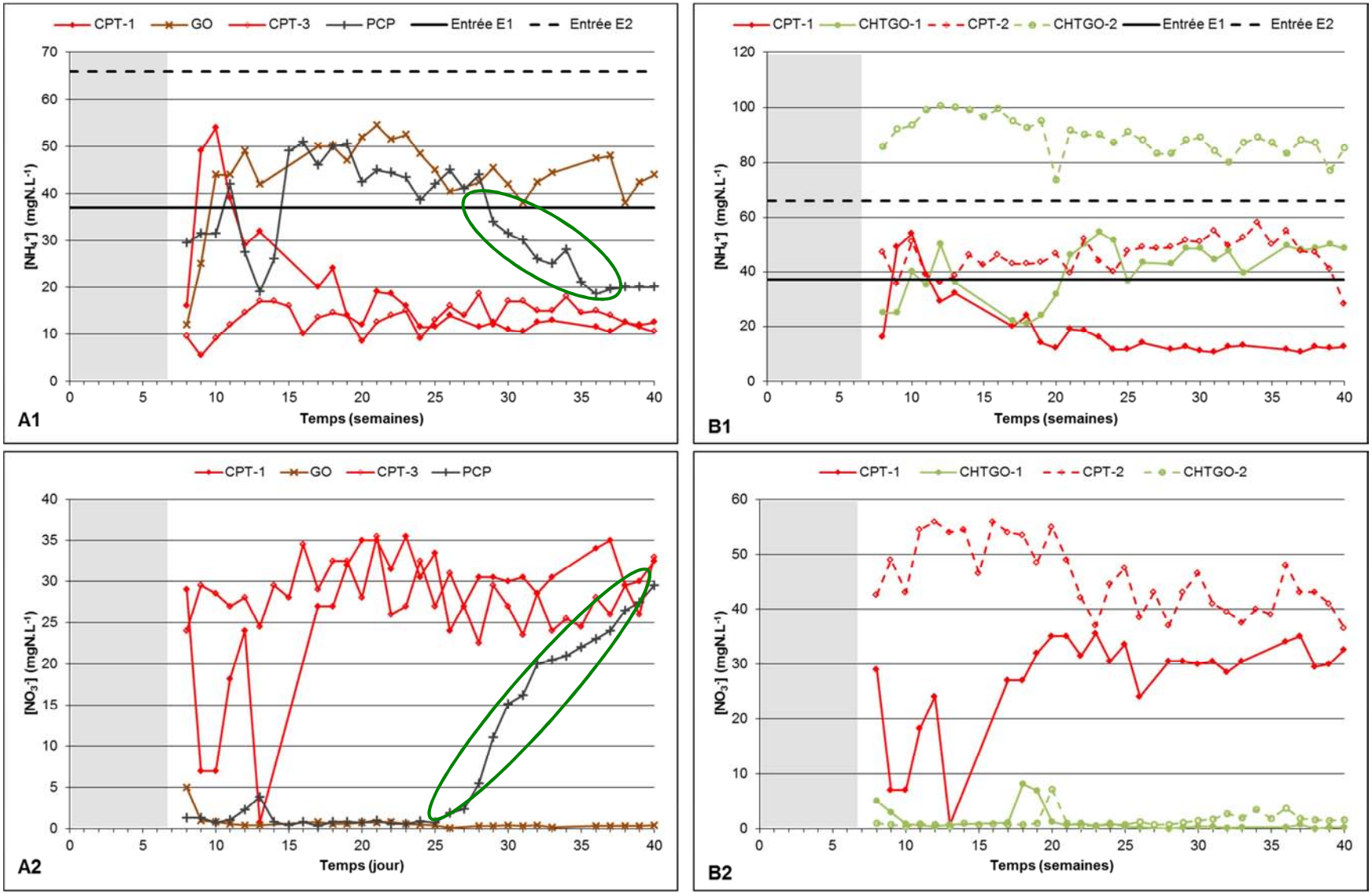


Figure III- 51. Evolution des teneurs en NH_4^+ et NO_3^- :

A1 – NH_4^+ : Milieux GO et PCP ; A2 – NO_3^- : Milieux GO et PCP ; B1 – NH_4^+ : Milieux CHTGO ; B2 – NO_3^- : Milieux CHTGO

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 L.j^{-1}) : traits pleins – NH_4^+ : $[Entrée]_{moy}$=37 mgN.L^{-1}*

Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1}) : traits pointillés - NH_4^+ : $[Entrée]_{moy}$=66 mgN.L^{-1}

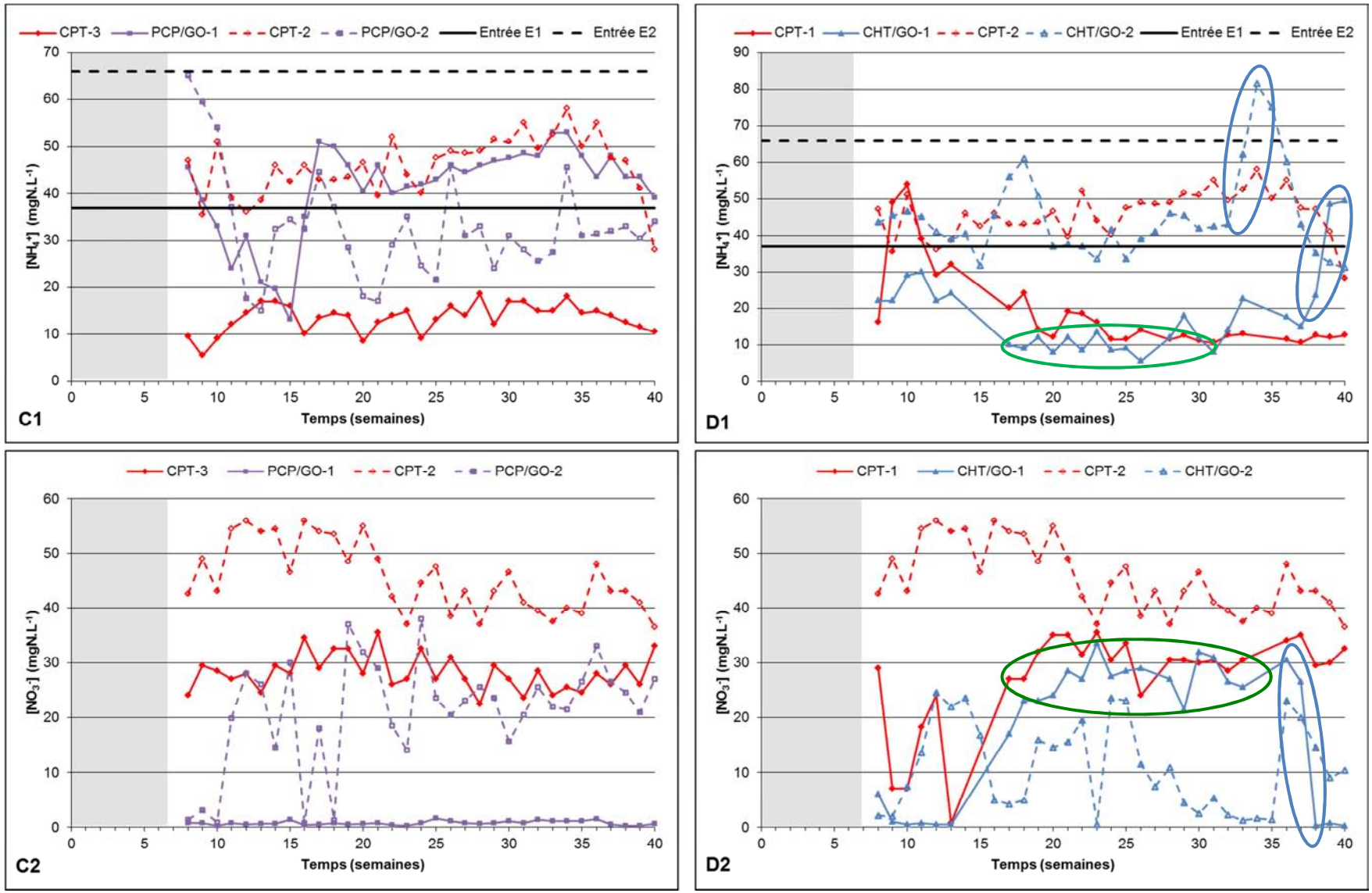


Figure III- 51 (suite). Evolution des teneurs en NH_4^+ et NO_3^- :

C1 – NH_4^+ : Milieux PCP/GO ; C2 – NO_3^- : Milieux PCP/GO ; D1 – NH_4^+ : Milieux CHT/GO ; D2 – NO_3^- : Milieux CHT/GO

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 $L.j^{-1}$) : traits pleins – NH_4^+ : $[Entrée]_{moy}$=37 $mgN.L^{-1}$*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 $L.j^{-1}$) : traits pointillés - NH_4^+ : $[Entrée]_{moy}$=66 $mgN.L^{-1}$*

Plus de 90 % des valeurs observées en NH_4^+ pour les milieux de référence sont inférieures aux teneurs moyennes de l'entrée (E1 et E2). Les teneurs en ions ammonium se sont stabilisées dans les effluents de sortie pour les milieux de référence vers la 20ème semaine de fonctionnement. La stabilisation de la teneur en NH_4^+ s'est accompagnée d'une stabilisation des teneurs en NO_3^-. Les concentrations en nitrates observées pour le milieu CPT-2 sont très supérieures à celles observées pour les autres milieux testés selon l'essai E2, ce qui est cohérent avec la meilleure oxygénation du milieu filtrant par rapport aux autres milieux de l'essai E2 (paragraphe III.4.2). De plus, Les teneurs en nitrates du milieu CPT-2 sont 1,5 fois supérieures à celles observées pour les milieux de référence de l'essai E1.

Les teneurs observées en ions ammonium pour les milieux GO, CHTGO-1, PCP/GO-1 et CHTGO-2 sont pour 75 à 85 % des valeurs supérieures à la teneur moyenne observée en entrée. L'ammonification semble être réalisée au sein du massif filtrant, ce qui implique qu'il n'y a pas une oxygénation suffisante dans ces milieux pour permettre une élimination des ions ammonium. Ce déficit d'oxygène est confirmé par les valeurs en nitrates quasiment nulles tout au long de l'étude pour ces quatre milieux. Ces observations sont cohérentes avec les profils d'oxygène observé pour ces milieux en fin d'étude (paragraphe III.4.2) : le taux de O_2 chute rapidement au sein du milieu filtrant ne permettant pas la transformation des ions ammonium en nitrates.

Les valeurs observées en NH_4^+ pour le milieu PCP sont pour 55 % inférieures à la teneur moyenne obtenue en entrée (E1). Le milieu PCP a présenté une diminution de la teneur en ions ammonium dans ces effluents en fin d'étude (cercle vert sur la Figure III- 51- A1). Cette diminution de la concentration des ions ammonium a été associée à une production de nitrates dans les effluents de sortie (cercle vert sur la Figure III- 51- A2).

Pour les milieux CHT/GO-1, CHT/GO-2 et PCP/GO-2, plus de 95 % des valeurs observées en ions ammonium sont inférieures aux teneurs moyennes observées en entrée. Les teneurs en NH_4^+ se sont stabilisées vers la 17ème semaine pour le milieu CHT/GO-1 et la 23ème semaine pour les milieux PCP/GO-2 et CHT/GO-2. Pour le milieu CHT/GO-1, la stabilisation des teneurs en NH_4^+ s'est accompagnée d'une stabilisation de la production de nitrates (cercles verts sur les Figure III- 51- D1 et D2). L'apparition de la couche d'eau est en surface des milieux CHT/GO-1 et CHT/GO-2 a entrainé une augmentation de la teneur en ions ammonium due au manque d'oxygène, qui correspondent aux dernières teneurs mesurées supérieures à la teneur moyenne en entrée (cercles bleus sur la Figure III- 51- D1). L'augmentation des teneurs en NH_4^+ pour le milieu CHT/GO-1 a entrainé une chute des teneurs en nitrates (cercle bleu sur la Figure III- 51- D2).

Les rendements d'élimination moyens constatés pour les ions ammonium sont nuls pour 5 des milieux testés. Pour les milieux de référence, CHT/GO-1, CHT/GO-2 et PCP/GO-2, les rendements moyens observés sont compris entre 30 et 55 %.
Les milieux CHT/GO-2 et PCP/GO-2 présentent des concentrations en nitrates plutôt faibles par rapport au milieu de référence CPT-2, alors qu'ils présentent une élimination des ions ammonium identique voire supérieure. Il se peut que la nitrification ne soit pas complète et que la transformation des ions ammonium soit arrêtée au niveau de la production de nitrites ou qu'il y ait conversion des nitrates formés en azote gazeux au sein des massifs filtrants CHT/GO-2 et PCP/GO-2. Ces deux hypothèses seront discutées dans le paragraphe suivant avec le bilan sur l'azote.

IV.3.3.b Azote total

La Figure III- 52 présente les résultats obtenus pour l'azote total pour l'ensemble des milieux sous forme de courbes de fréquences cumulées. Les barres noires représentent les concentrations moyennes de l'eau d'alimentation de l'essai E1 (trait plein) et de l'essai E2 (trait pointillé). Les milieux de référence CPT-1 et 3, testés selon l'essai E1, ont présenté une évolution de leur teneur similaire, ils sont donc représentés par la même courbe de fréquence cumulée. Le Tableau III- 22 présente les rendements d'élimination moyens en N_T au cours de l'étude pour l'ensemble des milieux filtrants.

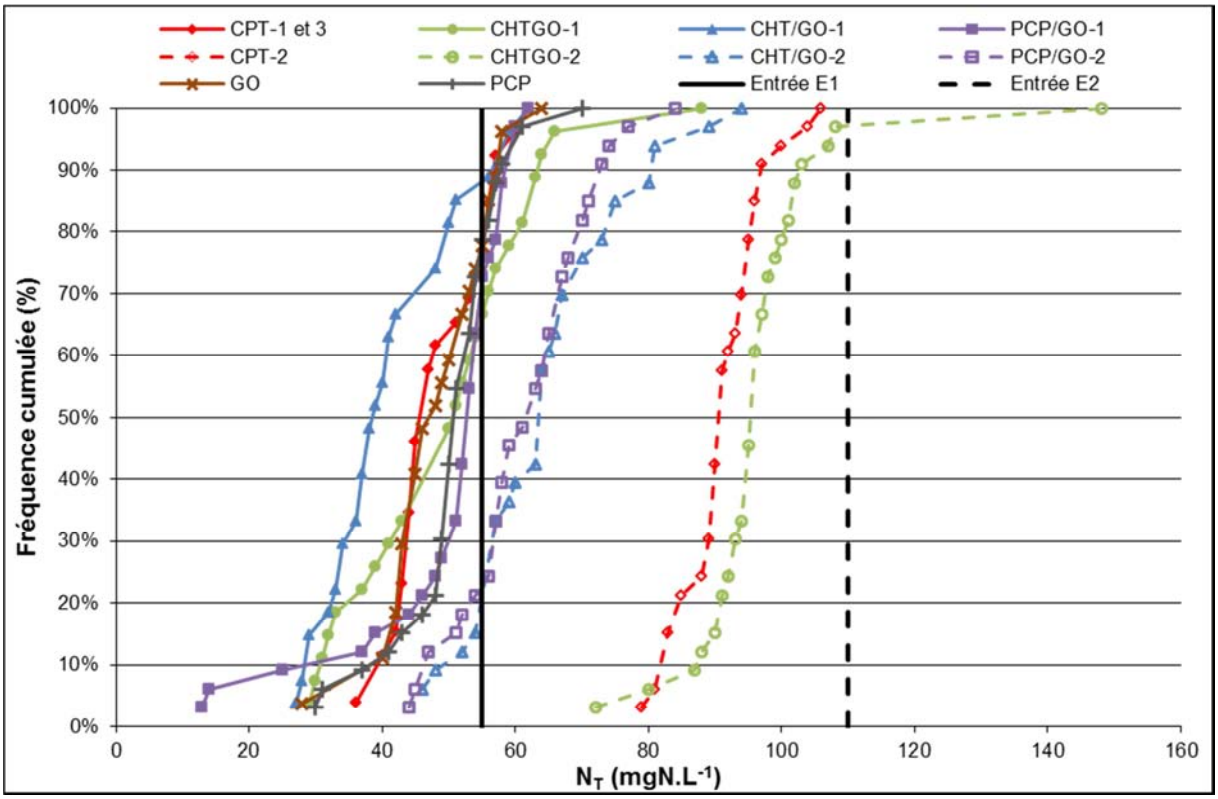


Figure III- 52. Courbes de fréquences cumulées pour les concentrations en N_T

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 L.j^{-1}) : traits pleins - [Entrée]$_{moy}$=57 mgN.L^{-1}*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1}) : traits pointillés - [Entrée]$_{moy}$=111 mgN.L^{-1}*

Tableau III- 22. Rendements d'élimination moyens en N_T

Milieux testés*	Rendements d'élimination moyens en N_T (%)	
PCP	10	Moins performant
PCP/GO-1	13	
CHTGO-2	14	
CPT-1 et 3	15	
GO	17	
CPT-2	17	
CHTGO-1	18	
CHT/GO-1	27	
CHT/GO-2	41	
PCP/GO-2	44	Plus performant

*En rouge sont représentés les milieux filtrants testés selon l'essai E2 (volume équivalent à 75 $L.j^{-1}$)

Pour les milieux de référence, plus de 80 % des teneurs en azote total sont inférieures à la valeur observée en entrée.

Pour le milieu CHTGO-2, 98 % des valeurs observées sont inférieures à la teneur moyenne observée en entrée. Les teneurs observées pour le milieu CHTGO-2 sont proches de celles observées pour le milieu CPT-2.

Pour les milieux GO, CHTGO-1, PCP/GO-1 et PCP, 70 à 80 % des teneurs en N_T sont inférieures à celles de l'entrée (E1).

Pour les milieux CHT/GO-2 et PCP/GO-2, 100 % des teneurs en azote total obtenues durant l'étude sont inférieures à la valeur observée en entrée (E2).

Pour la plupart des milieux, le rendement d'élimination moyen en azote total est inférieur à 20 %. Seuls les milieux CHT/GO-1, CHT/GO-2 et PCP/GO-2 présentent des rendements moyens supérieurs à 20 %.

Les milieux CHT/GO-2 et PCP/GO-2 présentent des rendements moyens autour de 40 %, ce qui est 2,5 fois plus élevés que celui constaté pour le milieu de référence CPT-2. Les mécanismes épuratoires mis en jeu pour les milieux CHT/GO-2 et PCP/GO-2 doivent être différents de ceux pour le milieu de référence (CPT-2) à la vue des résultats obtenus.
Deux hypothèses avaient été avancées dans le précédent paragraphe pour essayer d'expliquer les différences observées dans les résultats pour les paramètres azotés pour ces milieux :

- La présence de nitrites au sein des effluents semble écartée. En effet, lorsque l'on somme la teneur en NO_3^- et la teneur en NH_4^+, la valeur calculée correspond à la teneur obtenue par l'analyse en N_T pour 90 % des prélèvements (Figure III- 53). Les 10 % restant peuvent être expliqués par les différentes méthodes de mesures utilisées pour chaque paramètre et leurs incertitudes. De plus, les nitrites sont une forme instable qui n'est pas souvent retrouvée dans les eaux.

- L'azote doit être soit mieux fixé par les particules de milieux et ainsi assimilé plus facilement par les microorganismes, soit transformé en azote gazeux lors de son passage dans les profondeurs du milieu filtrant. Cette dernière hypothèse impliquerait qu'il y ait la présence d'une zone aérobie et d'une zone anoxie au sein des milieux CHT/GO-2 et PCP/GO-2. L'observation des profils de O_2 (paragraphe III.4.2) montrent qu'il y a une zone moins riche en oxygène pour ces deux milieux (entre 20 et 30 cm de profondeur). Cette zone pourrait permettre la transformation des nitrates en N_2.

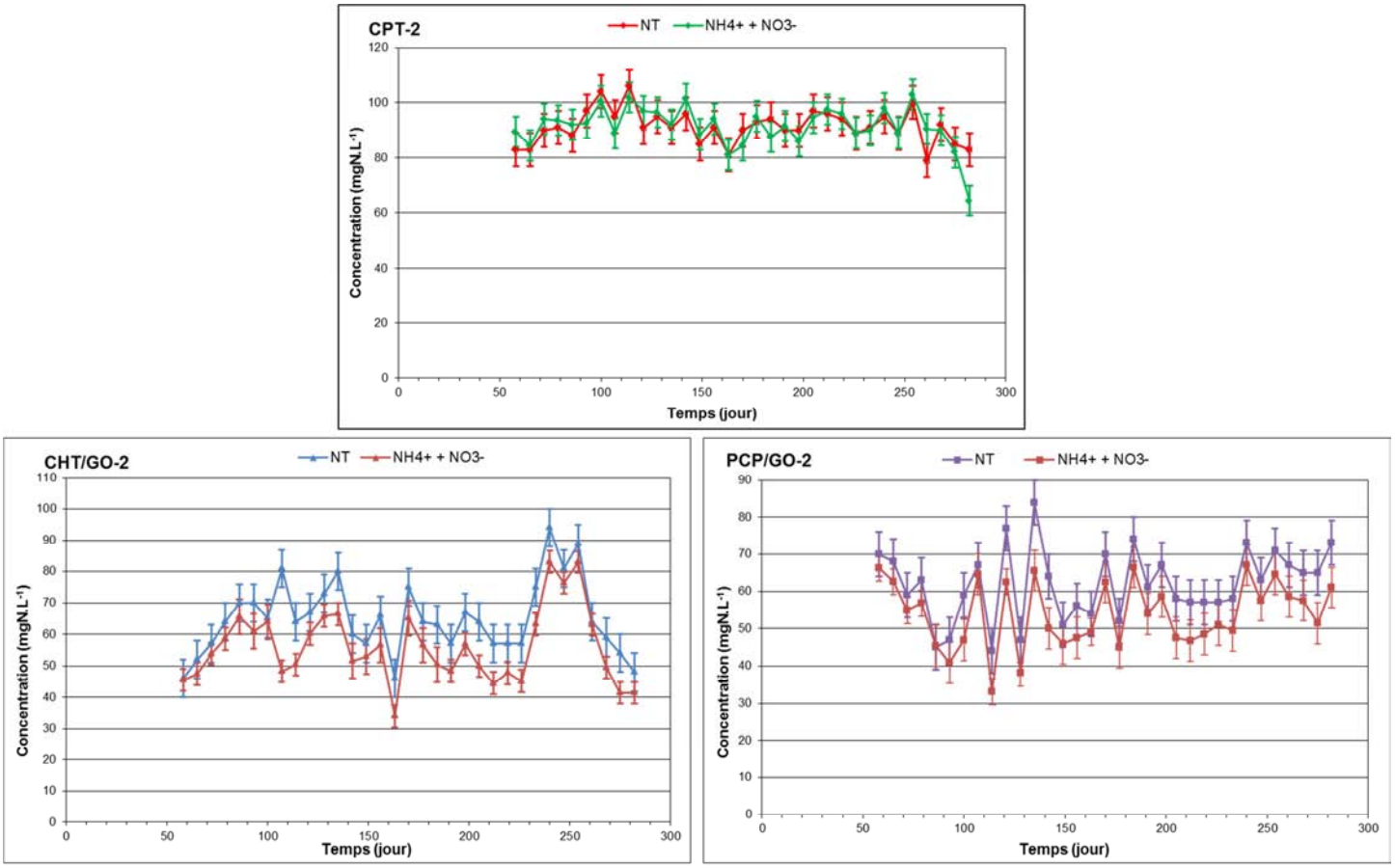


Figure III- 53. Comparaison des teneurs en N_T et de la somme des teneurs en NH_4^+ et NO_3^- : Milieux CPT-2, CHT/GO-2 et PCP/GO-2

La part d'azote éliminée par assimilation représente 5 % de la DBO_5 éliminée (GIS-BIOSTEP and Canler, 2004). Le Tableau III- 23 présente une comparaison des rendements d'élimination en N_T par assimilation (calculés à partir du pourcentage d'élimination de la DBO_5) et les rendements expérimentaux en N_T obtenus sur l'étude.

Tableau III- 23. Comparaison pour l'azote total des rendements d'élimination théoriques par assimilation et des rendements d'élimination expérimentaux

Milieu	Rendements d'élimination expérimentaux en DBO_5 (%)	Quantité de DBO_5 éliminée ($mg.L^{-1}$)	Quantité théorique en N_T assimilé ($mgN.L^{-1}$)	Rendements d'élimination théoriques en N_T par assimilation (%)	Rendements expérimentaux d'élimination en N_T (%)
CPT-1 et 3	99	160	8,0	14	15
CPT-2	99,5	341	17,1	30	17
GO	88	143	7,1	13	17
CHTGO-1	90	146	7,3	13	18
CHTGO-2	87	298	14,9	26	14
PCP	92	149	7,5	13	10
CHT/GO-1	95	154	7,7	14	27
CHT/GO-2	98	336	16,8	29	41
PCP/GO-1	89	144	7,2	13	13
PCP/GO-2	99	340	17,0	30	44

Pour les milieux CPT-1, CPT-3, GO, CHTGO-1, PCP/GO-1 et PCP, le rendement d'élimination lié à l'assimilation de l'azote correspond au rendement d'élimination expérimental observé durant l'étude.

Pour le milieu CPT-2 et CHTGO-2, les rendements calculés pour l'assimilation de l'azote sont supérieurs à ceux observés expérimentalement. Les rendements expérimentaux correspondent à la moitié du rendement théorique dû à l'assimilation de l'azote. Ce point n'a pas pu être clairement expliqué. Cependant, pour le milieu CHTGO-2, il est observé une production de NH_4^+ au cours de l'étude (Figure III- 51), ce qui pourrait expliquer que le rendement d'élimination expérimental soit inférieur au rendement calculé pour la part d'assimilation.

Pour les milieux CHT/GO-1, CHT/GO-2 et PCP/GO-2, le pourcentage d'élimination observé expérimentalement est supérieur à celui calculé pour la part d'azote assimilé. Ce qui confirme les résultats obtenus précédemment.

Les milieux CHT/GO-1, CHT/GO-2 et PCP/GO-2 présentent les meilleures performances épuratoires pour le paramètre N_T (rendements d'élimination entre 20 et 40 %). Les autres milieux présentant des rendements inférieurs à 20 %. De plus, il est probable qu'il y ait une élimination de l'azote par le passage des nitrates en N_2 pour les milieux PCP/GO-2 et CHT/GO-2.

IV.3.4 Pollution phosphorée

La Figure III- 54 présente les résultats obtenus pour le phosphore total pour l'ensemble des milieux sous forme de courbes de fréquences cumulées. Les barres noires représentent les concentrations moyennes observées pour l'eau d'alimentation de l'essai E1 (trait plein) et de l'essai E2 (trait pointillé). Les milieux de référence CPT-1 et 3, testés selon l'essai E1, ont présenté une évolution de leur teneur similaire, ils sont donc représentés par la même courbe de fréquence cumulée.

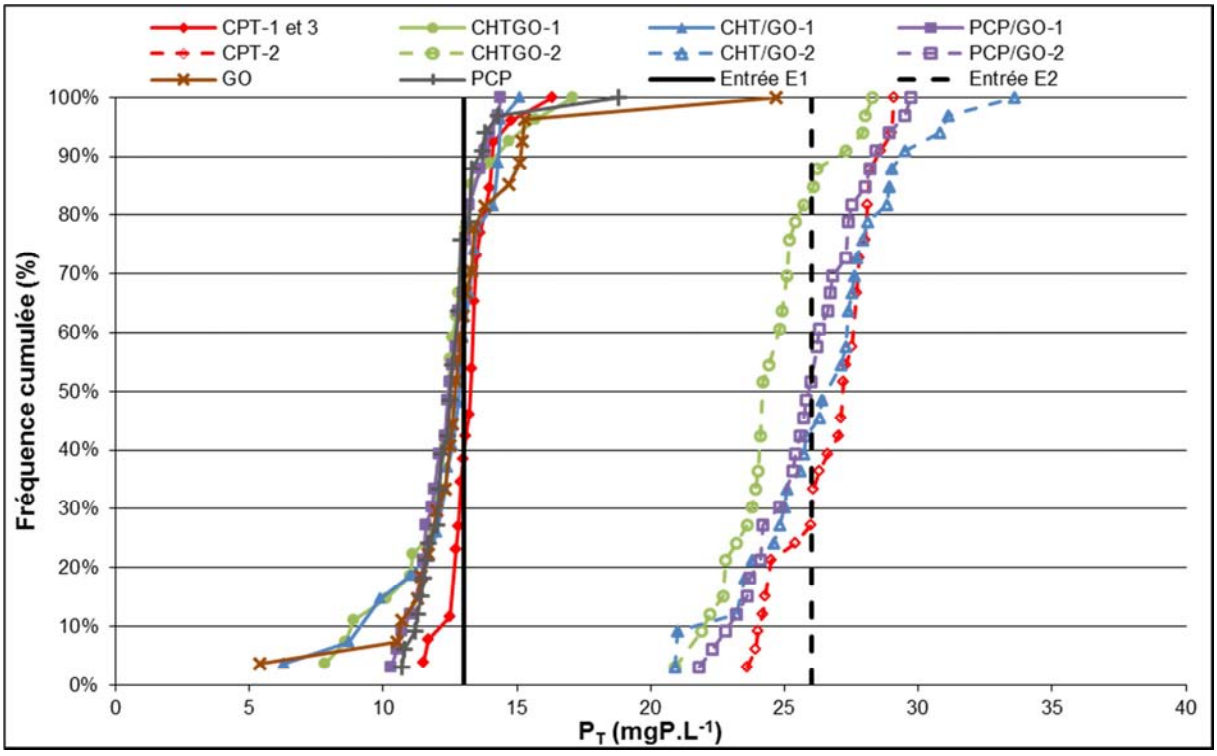


Figure III- 54. Courbes de fréquences cumulées pour les concentrations en P_T :

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 L.j^{-1}) : traits pleins - [Entrée]$_{moy}$=13,6 mgP.L^{-1}*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1}) : traits pointillés - [Entrée]$_{moy}$=26,2 mgP.L^{-1}*

Globalement, les teneurs en phosphore total observées pour les effluents des différents milieux sont similaires à celles observées dans l'eau d'alimentation. Le rendement moyen calculé pour chaque milieu est inférieur à 10 %. Ce pourcentage correspond à peu de choses près au pourcentage éliminé par l'assimilation du phosphore par la biomasse épuratrice (environ 1 % de la DBO_5 éliminée) (Deronzier and Choubert, 2004). Le phosphore présent dans l'eau d'alimentation n'est pas traité par les milieux testés, ni les milieux de référence. La déphosphatation biologique nécessite des phases anaérobies strictes et aérobies au sein de la biomasse (Deronzier and Choubert, 2004). Ces critères ne sont pas remplis au sein des massifs filtrants. En effet, la présence de O_2 même en faible quantité et la présence de nitrates pour certains milieux ne conviennent pas à la création d'une zone anaérobie stricte.

IV.3.5 pH

La Figure III- 55 présente les résultats obtenus pour le paramètre pH pour l'ensemble des systèmes étudiés. La barre orange représente les teneurs seuils minimum (5,5) et maximum (8,5) dans les rejets d'eaux usées traitées (Arrêté, 1998).

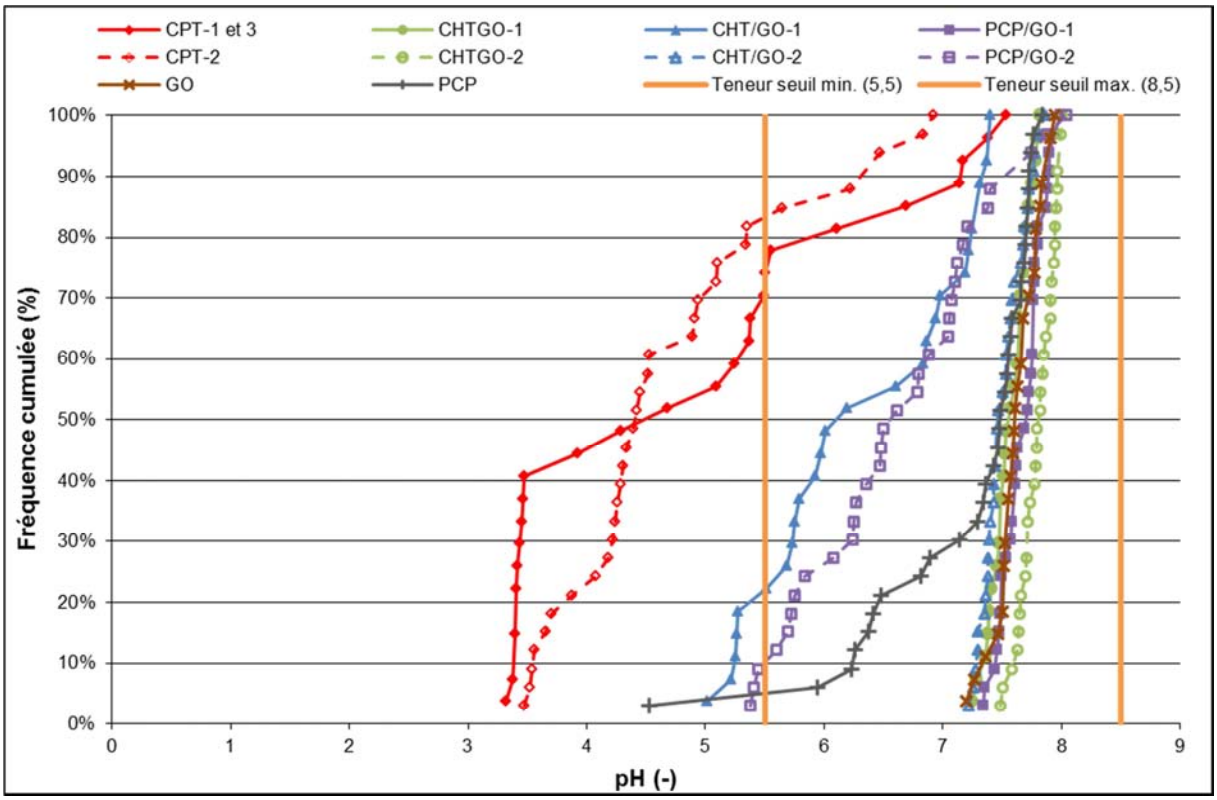


Figure III- 55. Courbes de fréquences cumulées pour les valeurs de pH

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 L.j^{-1}) : traits pleins - pH$_{moy}$ entrée=6,9*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1}) : traits pointillés - pH$_{moy}$ entrée=6,8*

Pour les milieux de référence (CPT-1, 3 et 2), 80 % des valeurs de pH obtenues dans leurs effluents sont inférieures à la teneur seuil minimale. Le pH a diminué régulièrement, puis s'est stabilisée pour les trois milieux vers 3,5 à la 27ème semaine d'expérimentation. La diminution des valeurs de pH sont corrélées avec la stabilisation des teneurs en NO_3^-.

Pour les milieux GO, PCP, CHTGO-1, CHTGO-2 et PCP/GO-1, le pH est resté pratiquement stable tout au long de l'expérimentation autour d'une valeur de 7,5. Pour le milieu PCP, la production de nitrates observée en fin d'étude a entrainé une chute de la valeur du pH.

Pour les milieux CHT/GO-1, CHT/GO-2 et PCP/GO-2, 80 % des valeurs de pH sont comprises entre les teneurs seuils. Pour le milieu CHT/GO-2, le pH est resté quasiment constant autour de 7,5 tout au long de l'étude malgré la production de nitrates. Pour le milieu PCP/GO-2, la valeur du pH a diminué avec la stabilisation des teneurs en nitrates.

Les valeurs de pH observées pour l'ensemble des milieux se trouvent dans les valeurs réglementaires (Arrêté, 1998), sauf pour les trois milieux de référence.

IV.3.6 Etude des corrélations

Des analyses en composantes principales ont été réalisées sur les résultats obtenus pour les paramètres physico-chimiques en entrée et sortie des pilotes de biofiltration.

IV.3.6.a Eau d'alimentation versus Effluents des pilotes de biofiltration

Une ACP comparant les résultats obtenus pour les paramètres DCO, DBO_5, MES, pH, N_T, P_T et NH_4^+ en entrée et en sortie des pilotes de biofiltration pour les deux charges volumiques a été réalisée.
La matrice de données pour l'eau d'alimentation est composée de 616 valeurs et celle pour les effluents des pilotes de 2485 valeurs.

Les deux premières composantes principales représentent 92,2 % de l'inertie initiale pour l'eau d'alimentation et 77,8 % pour les effluents des pilotes de biofiltration. La Figure III- 56 présente le cercle des corrélations pour le plan défini par les axes F1 et F2 pour chaque type d'eau.

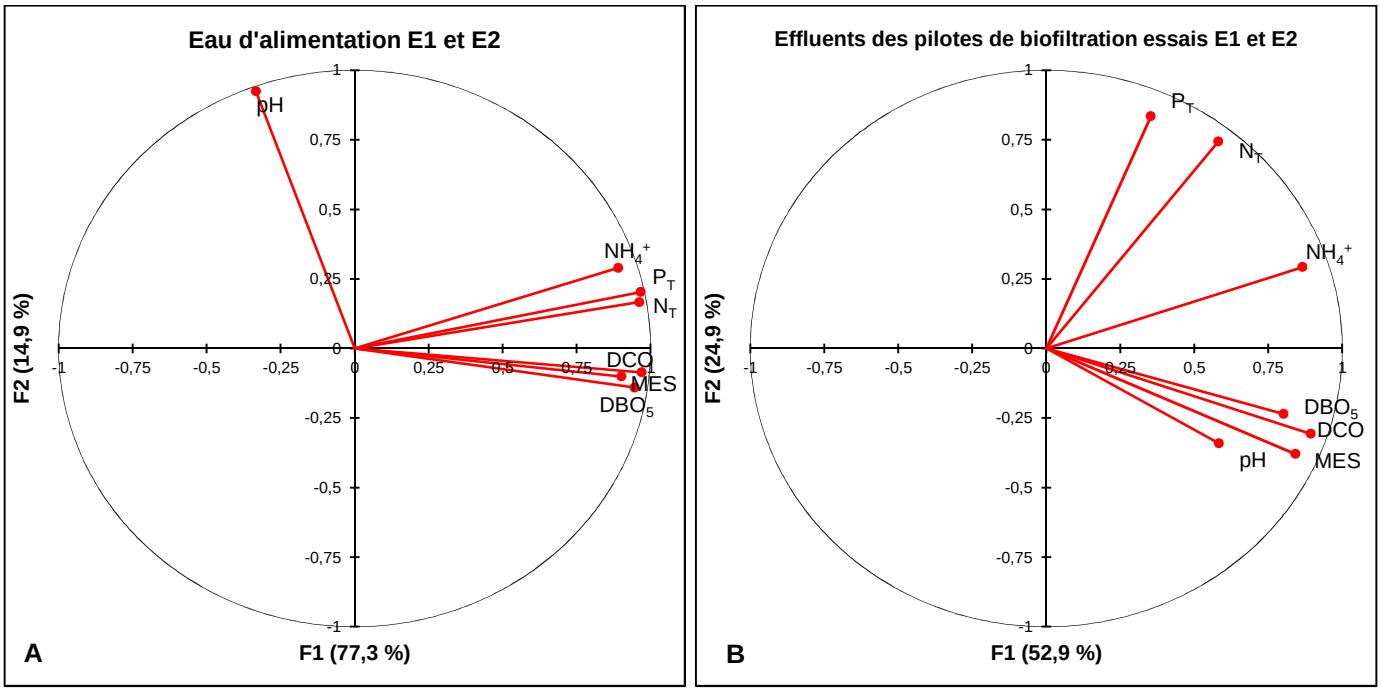


Figure III- 56. Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2 :
A – matrice de données issues de l'eau d'alimentation ; B – matrice de données issues des effluents

Pour l'eau d'alimentation des essais E1 et E2, trois groupes sont observés :

- un groupe formé par la DCO, les MES et la DBO_5 ;
- un groupe formé par le phosphore total, l'azote total et les ions ammonium ;
- un groupe formé par le pH.

Pour les effluents des pilotes de biofiltration, la configuration des paramètres n'est plus la même, ce qui confirme qu'il y a eu un changement dans les paramètres entre l'eau d'alimentation et les effluents. Trois groupes se distinguent : un groupe formé de l'azote et du phosphore total, un deuxième groupe formé par le pH, la DCO, les MES et la DBO_5, et un 3ème groupe formé par les ions ammonium.

Les paramètres DCO, DBO_5 et MES sont moins bien corrélés entre eux pour les effluents des pilotes que pour l'eau d'alimentation ce qui montre que l'efficacité épuratoire n'a pas été équivalente pour ces trois paramètres. Les ions ammonium ne sont plus corrélés avec l'azote total ce qui montre qu'il y a eu un changement pour les formes azotées au cours de l'épuration. Les résultats obtenus avec l'ACP confirment les résultats précédents.

IV.3.6.b Comparaison des effluents selon les charges volumiques

Une ACP a été réalisée sur les effluents des pilotes de biofiltration ayant été testés selon les deux charges volumiques pris séparément (Figure III- 57). Il s'agit des trois milieux de référence et des milieux associant deux matériaux : CHTGO, CHT/GO et PCP/GO. Les paramètres considérés sont : DCO, DBO_5, MES, NH_4^+, N_T, NO_3^- et pH.

La matrice des données pour les pilotes testés selon l'essai E1 est composée de 1590 valeurs et celles des pilotes testés selon l'essai E2 de 1320 valeurs.

Les deux premières composantes principales représentent 78,4 % de l'inertie initiale pour les effluents des pilotes de biofiltration testés selon l'essai E1 et 84,2 % pour les effluents des pilotes testés selon l'essai E2.

Pour les deux types d'essai, la représentation des paramètres est similaire. Quatre groupes de paramètres peuvent être distingués :

- un groupe formé par : DCO, DBO_5, NH_4^+ et MES ;
- un groupe formé par : N_T ;
- un groupe formé par le pH ;
- un groupe formé par les nitrates.

Les groupes forment entre eux des angles proche de 90°, ce qui signifie qu'ils ne sont pas corrélés entre eux, hormis pour le pH et les nitrates.

Le pH et les nitrates sont corrélés négativement, ce qui est cohérent avec le fait que la formation de nitrates engendre la formation de H^+ qui acidifient l'effluent et donc diminuent la valeur du pH.

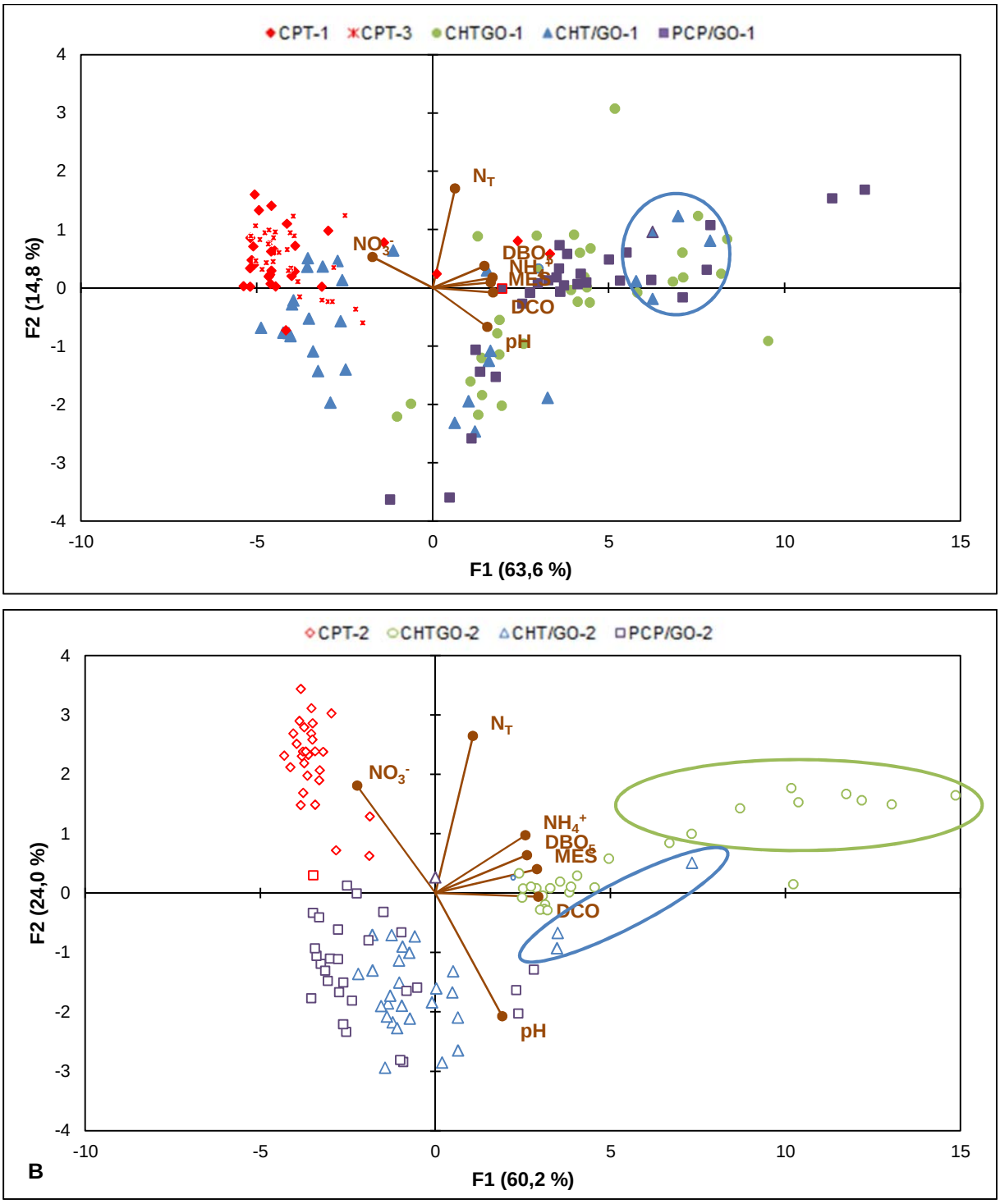


Figure III- 57. Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2 :
A – matrice de données issues des effluents des pilotes de biofiltration Essai E1
B – matrice de données issues des effluents des pilotes de biofiltration Essai E2

Sur ces graphiques, les milieux de référence sont associés à l'axe nitrates, ce qui est cohérent avec la forte production de nitrates observée tout au long de l'étude pour les trois milieux. De plus, les points sont assez regroupés entre eux ce qui signifie que les effluents présentent des teneurs plutôt homogènes sur l'étude pour l'ensemble des paramètres.

Les milieux CHTGO sont plutôt positionnés vers le groupe formé de la DCO, DBO_5, NH_4^+ et des MES. En effet, les effluents de ces deux milieux sont caractérisés par des teneurs en ces quatre paramètres plutôt élevées par rapport aux autres milieux. Les points représentant les milieux CHTGO-1 sont assez dispersés, ce qui indique que les teneurs pour ce milieu n'ont pas été très stables sur l'étude. Cette observation est cohérente avec les nombreuses scarifications qui ont été réalisées sur ce milieu. Pour le milieu CHTGO-2, les points groupés vers le centre du graphique correspondent au moment de la stabilisation des teneurs, les points les plus éloignés représentant les prélèvements réalisés au démarrage de l'étude (cercle vert sur la Figure III- 57- B).

Les représentations des prélèvements réalisés sur les milieux PCP/GO-1 et PCP/GO-2 sont différentes. Les points représentant le milieu PCP/GO-1 sont assez dispersés et surtout liés au pH, à la DCO, DBO_5, NH_4^+ et les MES. Pour le milieu PCP/GO-2, les points sont assez groupés, ce qui montre une certaine stabilité dans les teneurs obtenues et sont caractérisés par des effluents avec de faibles teneurs en azote par rapport aux autres milieux.

Pour le milieu CHT/GO-1, les points représentant les prélèvements réalisés pour ce milieu sont scindés en trois groupes :

- un groupe de points orientés vers le pH, correspondant aux prélèvements lors du démarrage de l'étude ;
- un groupe de prélèvements orienté vers la composante nitrates, correspondant à la période de stabilisation des teneurs pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques ;
- un groupe lié aux paramètres de pollution carbonée et particulaire, correspondant à la période de colmatage du milieu filtrant (cercle bleu sur la Figure III- 57- A).

Pour le milieu CHT/GO-2, deux groupes de points apparaissent :

- un groupe plutôt lié au paramètre pH et de faibles valeurs en azote ;
- un groupe tiré vers les paramètres DCO, DBO_5, NH_4^+ et MES, correspondant à la phase de colmatage du milieu (cercle bleu sur la Figure III- 57- B).

Les points représentant les prélèvements réalisés sur le milieu CHT/GO-2 sont plus regroupés que ceux représentant les prélèvements réalisés sur le milieu CHT/GO-1, hormis la phase de colmatage. La composition de l'effluent pour le milieu CHT/GO-2 a été plus stable au cours de l'étude que celle pour les effluents du milieu CHT/GO-1.

Le type de charge hydraulique appliquée a un effet sur les performances épuratoires des différents milieux testés, sauf pour les milieux de référence. En effet, les représentations des prélèvements pour les effluents des pilotes de biofiltration testés selon les essais E1 et E2 sont différentes. De plus, les milieux ayant été testés selon l'essai E2 montrent des compositions d'effluent plus stables au cours de l'étude que ceux testés selon l'essai E1 (points représentant les prélèvements plus groupés).

IV.4 PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES

L'ensemble des résultats obtenus pour la détermination des paramètres microbiologiques sont donnés sous formes de tableaux en Annexe 3.
Pour chaque paramètre, trois graphiques sont présentés. Une échelle logarithmique a été utilisée en ordonnée. Chaque graphique présente les milieux testés avec le milieu de référence associé (CPT-1, 2 ou 3 selon les milieux considérés). Les valeurs obtenues pour l'eau d'alimentation sont aussi représentées. Les codes couleurs utilisés sont les mêmes que ceux utilisés pour la présentation les paramètres physico-chimiques. Les résultats obtenus pour les milieux testés selon l'essai E1 (volume journalier équivalent de 150 L) sont présentés en traits pleins et ceux testés selon l'essai E2 (volume journalier équivalent 75 L) en traits pointillés.

IV.4.1 Microorganismes revivifiables

La Figure III- 58 et le Tableau III- 24 présentent les résultats obtenus pour le dénombrement des microorganismes revivifiables à 36℃. Les résul tats obtenus pour les microorganismes revivifiables à 22℃ ont la même évolution et sont présentés en Annexe 3.

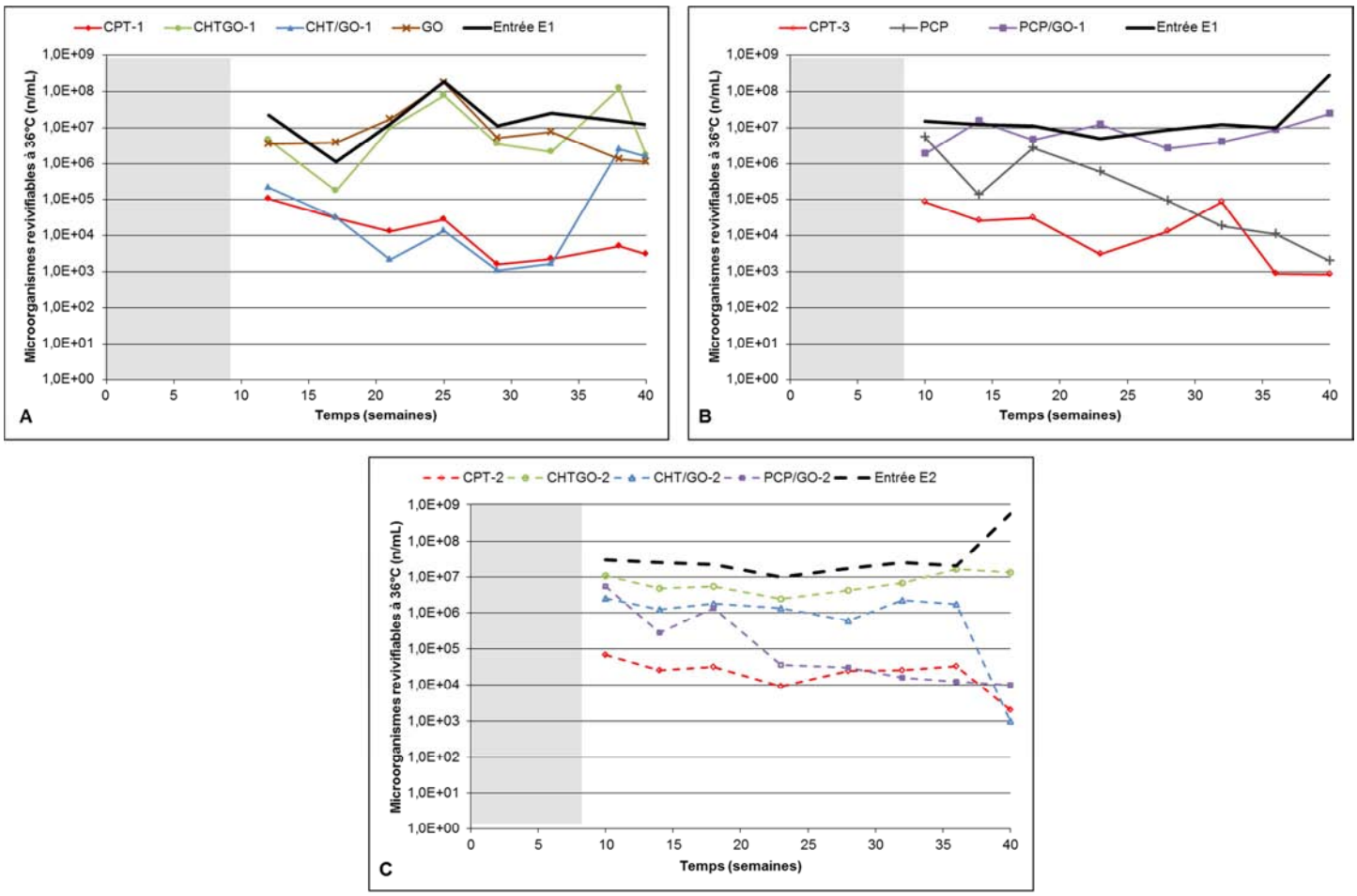


Figure III- 58. Evolution du dénombrement des microorganismes revivifiables à 36℃ :
A – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-1 (Essai E1)
B – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-3 (Essai E1)
C – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-2 (Essai E2)

Tableau III- 24. Abattement moyen pour les microorganismes revivifiables à 36°C

Milieux*	Abattement (unité log_{10})		
	Moyenne	Ecart-type	Classement
PCP/GO-1	0,37	0,49	Moins performant
GO	0,39	0,58	
CHTGO-1	0,44	0,62	
CHTGO-2	0,66	0,44	
CHT/GO-2	1,71	1,64	
PCP	2,11	1,56	
PCP/GO-2	2,54	1,26	
CHT/GO-1	2,67	1,5	
CPT-3	3,16	1,13	
CPT-2	3,21	0,92	
CPT-1	3,21	0,87	Plus performant

*En rouge sont représentés les milieux filtrants testés selon l'essai E2 (volume équivalent à 75 $L.j^{-1}$)

Les milieux de référence présentent des abattements de l'ordre 3 Log quelle que soit la charge volumique appliquée.

Les milieux GO, PCP/GO-1, CHTGO-1 et CHTGO-2 n'éliminent que très peu les micro-organismes revivifiables (abattement <1 Log). Les milieux PCP/GO-1 et CHTGO-2 présentent des concentrations en microorganismes revivifiables quasiment constantes durant toute l'étude. Les milieux CHTGO-1 et GO présentent des évolutions de concentration similaires pour ce paramètre, avec de légers pics de concentrations lors du colmatage des milieux.

Pour les milieux PCP et PCP/GO-2, une meilleure élimination des microorganismes revivifiables est observée à partir du milieu de l'étude. Cette amélioration coïncide avec les meilleures performances épuratoires observées pour le milieu PCP et la stabilisation des teneurs des paramètres physico-chimiques pour le milieu PCP/GO-2.

Le milieu CHT/GO-2 présente un abattement de 1,7 Log pour les microorganismes revivifiables. Cet abattement est inférieur à celui observé pour le milieu CHT/GO-1 (2,67 Log). Pour le milieu CHT/GO-1, la phase de colmatage est visible avec l'augmentation de la concentration en microorganismes revivifiables en fin d'étude.

IV.4.2 Bactéries coliformes

La Figure III- 59 et le Tableau III- 25 présentent les résultats obtenus pour le dénombrement des bactéries coliformes au cours de l'étude. Ce genre comprend des espèces d'origine fécale et des espèces d'origine environnementale, dont certaines peuvent se multiplier dans les eaux.

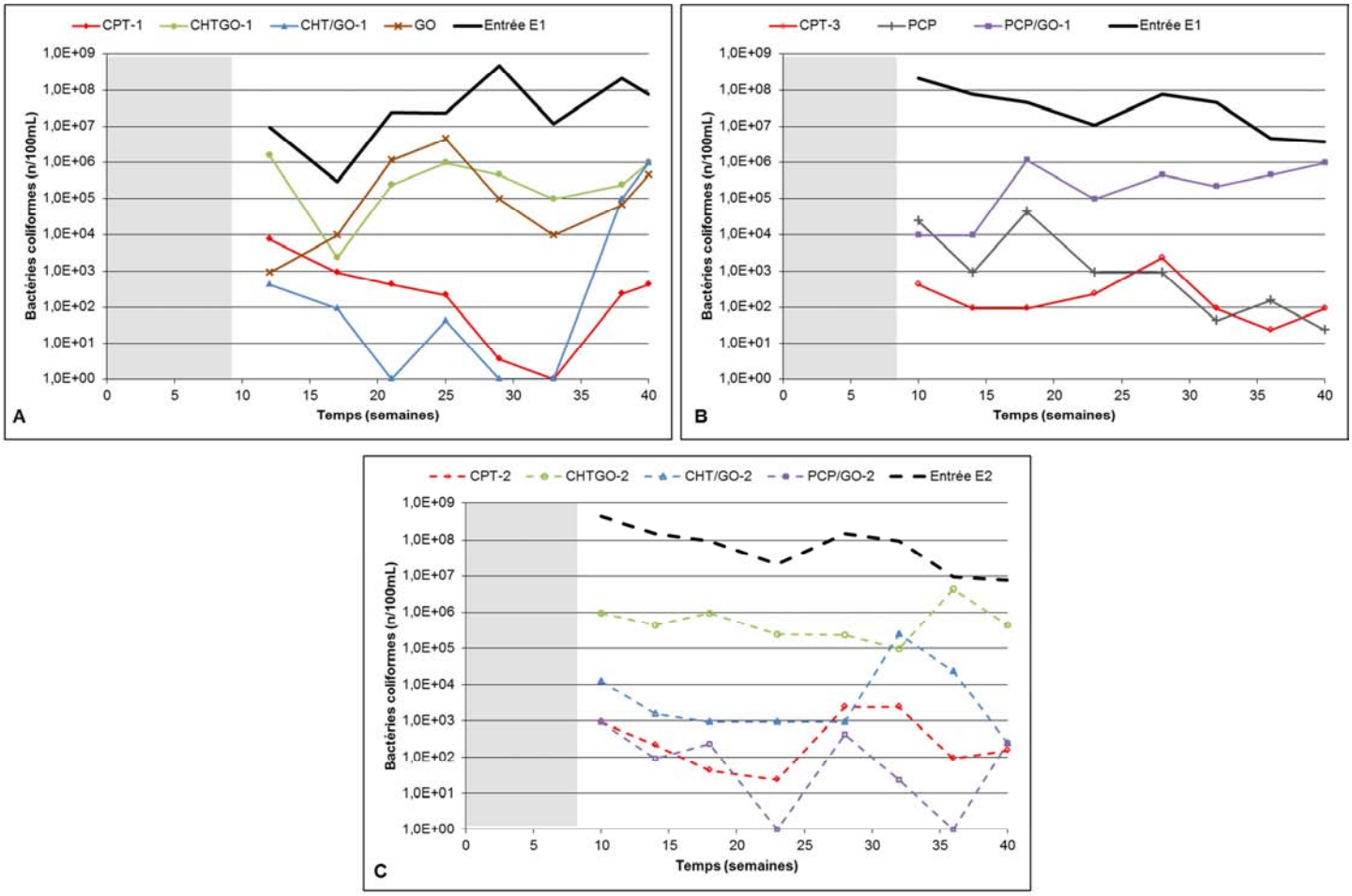


Figure III- 59. Evolution du dénombrement des bactéries coliformes :
A – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-1 (Essai E1)
B – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-3 (Essai E1)
C – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-2 (Essai E2)

Tableau III- 25. Abattement moyen pour les bactéries coliformes

Milieux*	Abattement (unité log_{10})		
	Moyenne	Ecart-type	Classement
CHTGO-1	2,04	0,74	Moins performant
CHTGO-2	2,07	0,90	
PCP/GO-1	2,27	1,3	
GO	2,52	1,23	
CHT/GO-2	4,23	1,05	
PCP	4,58	0,91	
CPT-1	5,22	1,87	
CHT/GO-1	5,24	2,34	
CPT-3	5,26	0,58	
CPT-2	5,37	0,66	
PCP/GO-2	6,05	0,91	Plus performant

*En rouge sont représentés les milieux filtrants testés selon l'essai E2 (volume équivalent à 75 $L.j^{-1}$)

Les concentrations observées pour l'eau d'alimentation sont supérieures à celle relevées dans la littérature pour des eaux prétraitées (10^5 n/100mL (Chabaud, 2007) ; 10^6 n/100mL (Viraraghavan and Rana, 1991)).

Les milieux de référence (CPT-1, 2 et 3) présentent des abattements supérieurs à 5 Log quelle que soit la charge volumique appliquée.

Pour les milieux GO, CHTGO-1, PCP/GO-1 et CHTGO-2, les abattements moyens constatés sont d'environ 2 Log. Les milieux GO et CHTGO-1 présentent des évolutions similaires des concentrations en bactéries coliformes. Comme pour les micro-organismes revivifiables, une augmentation de la concentration est observée pour les prélèvements réalisés à une période de colmatage des milieux.

Pour le milieu PCP, l'évolution de la concentration en bactéries coliformes est similaire à celle observée pour les microorganismes revivifiables. L'abattement moyen constaté est de 4,5 Log pour ce milieu.

Le milieu PCP/GO-2 présente le meilleur abattement pour les bactéries coliformes (6 Log). Pour deux prélèvements, aucune bactérie coliforme n'a été dénombrée. Les autres prélèvements présentaient des concentrations de l'ordre de 10^2 n/100mL.

Le milieu CHT/GO-1 présente un abattement moyen plus important (5,2 Log) que le milieu CHT/GO-2 (4,2 Log). Les deux milieux présentent une augmentation du dénombrement des bactéries coliformes suite au colmatage des milieux. Pour le milieu CHT/GO-2, la scarification de la surface a permis de faire diminuer cette concentration lors des prélèvements suivants.

IV.4.3 Contamination fécale

Le Tableau III- 26 présente les niveaux de qualité requis pour des eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts (Arrêté, 2010).
Les concentrations et abattements obtenus pour les différents milieux testés seront comparés à ces critères. Le but est de déterminer s'il y a une possibilité d'utiliser les eaux issues des pilotes de biofiltration pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts et pour quels types d'usage.

Tableau III- 26. Niveaux requis de qualité microbiologique

Types d'eaux	Entérocoques	*Escherichia Coli*	Qualité	Types d'usage*
Utilisation des eaux usées traitées	Abattement ≥4Log	≤250 n/100mL	Niveau de qualité A	Cultures, Pâturages, Espaces verts et forêts publics, Pépinières, Fourrages, Forêts d'exploitation
	Abattement ≥3Log	≤10 000 n/100mL	Niveau de qualité B	Cultures avec traitement thermique, Pâturages, Pépinières, Fourrages, Forêts d'exploitation
	Abattement ≥2Log	≤100 000 n/100mL	Niveau de qualité C	Pépinières, Forêts d'exploitation
	Abattement ≥2Log	-	Niveau de qualité D	Forêts d'exploitation

*Types d'usage non exhaustifs

IV.4.3.a Escherichia Coli

La Figure III- 60 et le Tableau III- 27 présentent les résultats obtenus pour le dénombrement des *Escherichia Coli* au cours de l'étude.

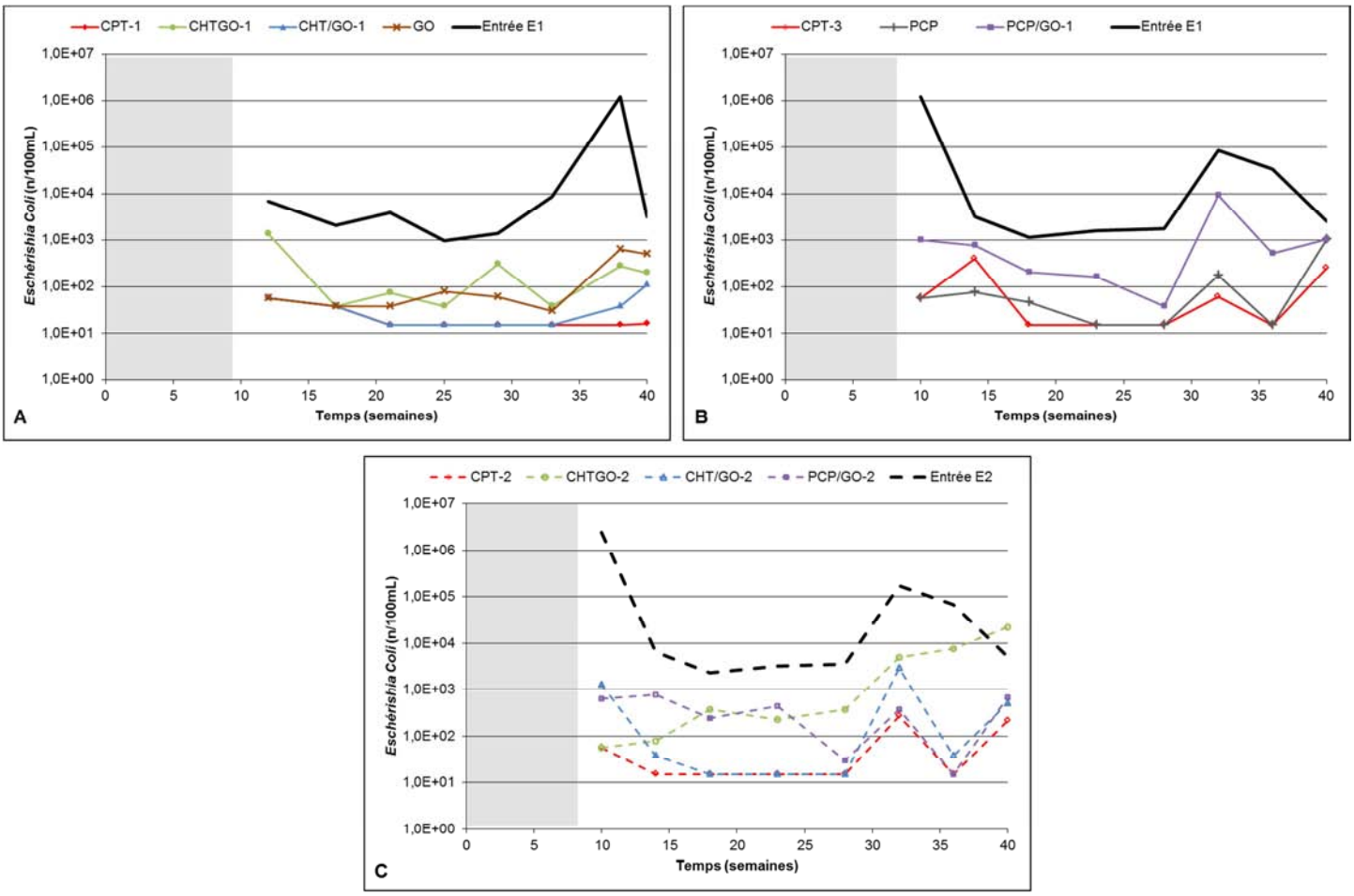


Figure III- 60. Evolution du dénombrement des *Escherichia Coli* :
A – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-1 (Essai E1)
B – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-3 (Essai E1)
C – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-2 (Essai E2)

Tableau III- 27. Abattement moyen pour les *E. Coli*

Milieux*	Abattement (unité log_{10})		
	Moyenne	Ecart-type	Classement
PCP/GO-1	1,29	0,88	Moins performant ↓
CHTGO-2	1,42	1,50	
CHTGO-1	1,68	0,97	
GO	1,86	0,79	
PCP/GO-2	1,96	1,22	
CHT/GO-2	2,31	0,74	
CHT/GO-1	2,35	0,96	
CPT-3	2,35	1,19	
PCP	2,24	1,22	
CPT-1	2,51	1,03	
CPT-2	2,75	0,99	Plus performant

*En rouge sont représentés les milieux filtrants testés selon l'essai E2 (volume équivalent à 75 $L.j^{-1}$)

Les concentrations en *E. Coli* observées pour le milieu CPT-1 sont inférieures à 100 n/100mL tout au long de l'étude. Les milieux CPT-2 et 3 présentent des teneurs inférieures à 250 n/100mL, sauf deux prélèvements. Un niveau de qualité A pourrait être envisagé pour le milieu CPT-1 et un niveau B pour les deux autres milieux de référence.

Pour les milieux GO, CHTGO-1, PCP, PCP/GO-1, CHTGO-2 et PCP/GO-2, les concentrations obtenues pour les *E. Coli* sont à plusieurs reprises supérieures à 250 n/100mL mais restent inférieures à 10 000 n/100mL. Ces cinq milieux présentent des concentrations en *E. Coli* permettant d'envisager un niveau de qualité B dans l'optique d'une utilisation des eaux traitées pour l'irrigation.

Les teneurs observées pour le milieu CHT/GO-2 sont inférieures à 250 n/100mL, hormis pour 3 prélèvements. Le colmatage du milieu a provoqué une augmentation du paramètre *E. Coli*. Un niveau de qualité B peut aussi être envisagé.

Le milieu CHT/GO-1 présente des concentrations inférieures à 250 n/100mL pour les prélèvements réalisés. Une légère augmentation de la concentration est observée lors du colmatage du milieu en fin d'étude. Un niveau de qualité A peut donc être envisagé pour les eaux traitées issues de ce milieu en vue de leur utilisation.

IV.4.3.b Entérocoques

La Figure III- 61 et le Tableau III- 28 présentent les résultats obtenus pour le dénombrement des entérocoques au cours de l'étude.

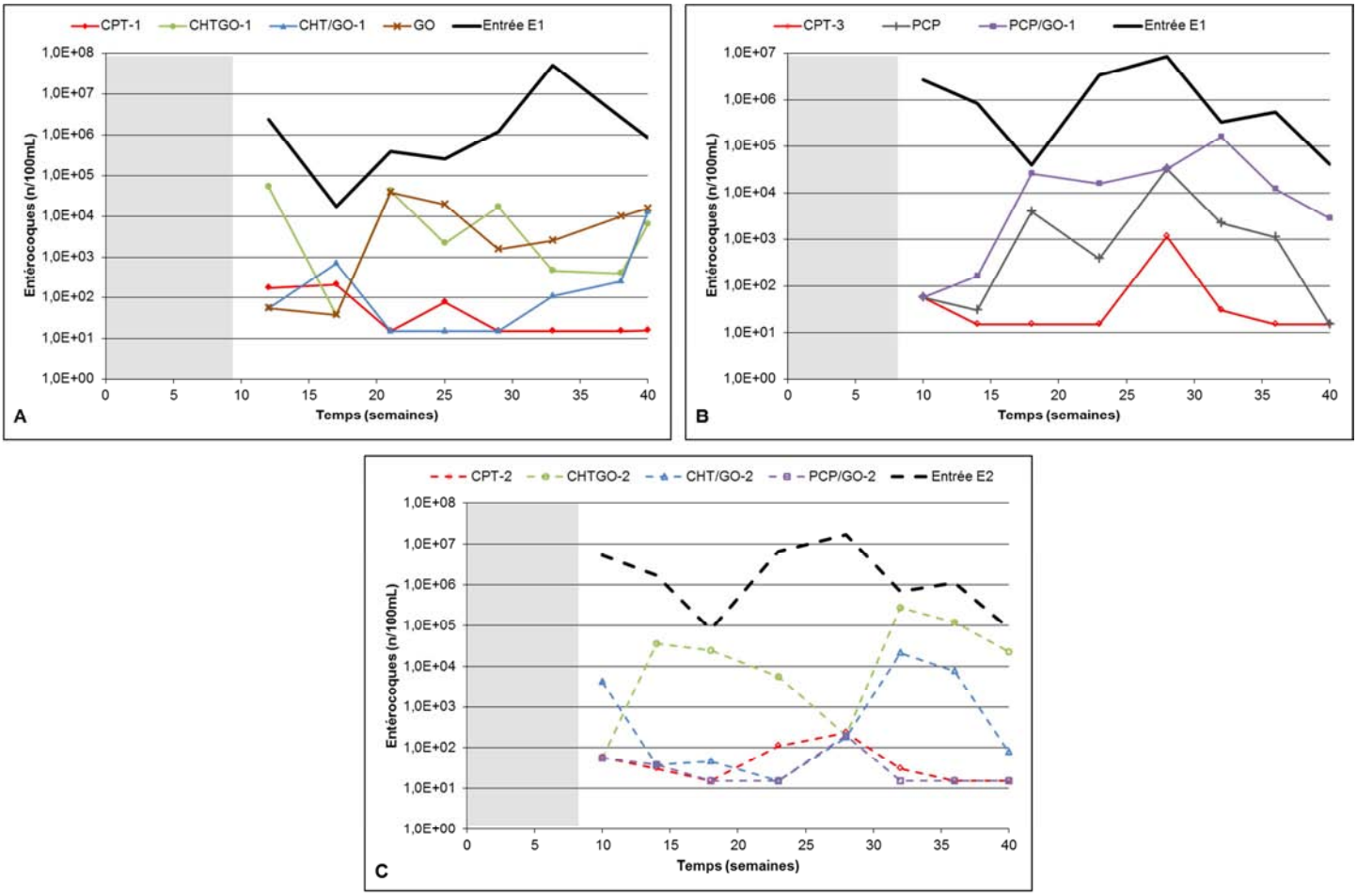


Figure III- 61. Evolution du dénombrement des entérocoques :
A – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-1 (Essai E1)
B – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-3 (Essai E1)
C – Milieux filtrants comparés au milieu de référence CPT-2 (Essai E2)

Tableau III- 28. Abattement moyen pour les entérocoques

Milieux*	Abattement (unité log_{10})		
	Moyenne	Ecart-type	Classement
PCP/GO-1	2,06	1,57	Moins performant
CHTGO-2	2,14	1,95	
CHTGO-1	2,53	1,31	
GO	2,60	1,35	
PCP	3,11	1,25	
CHT/GO-2	3,55	1,43	
CHT/GO-1	3,89	1,49	
CPT-3	4,27	0,68	
CPT-1	4,43	1,34	
CPT-2	4,51	0,51	
PCP/GO-2	4,66	0,64	Plus performant

*En rouge sont représentés les milieux filtrants testés selon l'essai E2 (volume équivalent à 75 $L.j^{-1}$)

Les milieux CPT-1, 2 et 3 présentent des abattements moyens supérieurs à 4 Log au cours de l'étude, ce qui indique un niveau de qualité A pour le paramètre entérocoque.

Pour les milieux GO, CHTGO-1, PCP/GO-1 et CHTGO-2, un abattement des entérocoques compris entre 2 et 3 Log est observé, donc un niveau de qualité C. Comme pour les bactéries coliformes, une augmentation de la concentration en entérocoques est visible pour les milieux GO et CHTGO-1 lors de périodes de colmatage.

Les milieux PCP, CHT/GO-1 et CHT/GO-2 présentent des abattements pour le paramètre entérocoque entre 3 et 4 Log. Un niveau de qualité B peut donc être envisagé. Les concentrations en entérocoques pour les milieux CHT/GO-1 et CHT/GO-2 montrent une augmentation lors du colmatage des milieux en fin d'étude.

Le milieu PCP/GO-2 présente le meilleur abattement pour le paramètre entérocoque (4,7 Log). Un niveau de qualité A pour le paramètre entérocoque peut donc être envisagé pour le milieu PCP/GO-2.

Les milieux PCP/GO-2, CH/GO-1, CHT/GO-2, PCP et les milieux de référence présentent de bonnes performances quant à l'élimination des bactéries coliformes, avec un abattement moyen supérieur à 4 Log pour l'ensemble des milieux.
Les milieux CHT/GO-1, CHT/GO-2, PCP/GO-2 et les milieux de référence CPT-2 et CPT-3 présentent des critères concernant les paramètres *E. Coli* et entérocoque permettant d'atteindre le niveau de qualité B pour l'utilisation des eaux traitées en irrigation. Le milieu de référence CPT-1 présente une eau en sortie de pilote de biofiltration qui atteint les critères requis pour un niveau de qualité A. Les autres milieux présentent un niveau de qualité C pour leurs eaux en sortie de pilote.
De plus, la concentration en microorganismes est généralement concomitante au colmatage des milieux filtrants.

Le Tableau III- 29 présente une synthèse des principales performances épuratoires des différents milieux filtrants obtenues durant l'étude.

Tableau III- 29. Synthèse des principaux résultats de l'étude des performances épuratoires

	Milieux	Rendements d'élimination (%)				pH[3]	Niveau de qualité[1]	Colmatage	Commentaires
		MES	DCO	DBO_5	N_T				
Milieux de référence	CPT-1	96	92	99	15	4,6	A		La valeur de pH des eaux traitées à 3,5 n'est pas compatible avec un rejet au milieu naturel.
	CPT-2	97	97	99,5	17	4,7	B		
	CPT-3	96	92	99	15	4,5	B		
Milieux présentant les résultats les plus intéressants	PCP/GO-2	96	90	99	44	6,6	B		Bon candidat. Comportement différent selon la charge volumique appliquée.
	CHT/GO-1	85	81	95	27	6,3	B	Oui	Bons candidats malgré le colmatage en fin d'étude.
	CHT/GO-2	93	89	98	41	7,5	B	Oui	
Milieux présentant des résultats moins intéressants	GO	71	75	88	17	7,7	C	Oui	Les scarifications trop régulières n'en font pas de bons candidats.
	CHTGO-1	70	73	90	18	7,5	C	Oui	
	CHTGO-2	79	75	87	14	7,8	C		Dépassement des teneurs rédhibitoires en MES et DBO_5 [2].
	PCP	77	71	92	10	7,2	B		Perte de 21 % de sa hauteur et odeur forte de moisi des eaux traitées.
	PCP/GO-1	73	75	89	13	7,7	C	Oui	Odeur forte de moisi des eaux traitées.

[1]Niveau de qualité atteint pour les paramètres *E. Coli* et entérocoque pour l'utilisation de l'eau traitée pour l'irrigation ; [2]Teneurs rédhibitoires : MES = 85 $mg.L^{-1}$; DBO_5 = 50 $mg.L^{-1}$ (Arrêté, 2009) ; [3]pH moyen sur l'étude

IV.5 CAMPAGNE MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

Dans le contexte actuel de préoccupation environnementale, il parait intéressant de voir si les milieux filtrants étaient capables d'éliminer des micropolluants organiques présents dans les eaux de rejet.

Le milieu chènevotte sur grignons d'olives (CHT/GO) a été sélectionné pour réaliser cette étude. En effet, ce milieu a présenté de bons résultats en termes de performances épuratoires pour les paramètres physico-chimiques et microbiologiques. De plus, le milieu a montré un fonctionnement similaire quelle que soit la charge volumique appliquée.

Cette campagne micropolluants a été réalisée à la fin des 40 semaines d'expérimentation, les milieux CHT/GO testés selon les deux charges volumiques ainsi que les milieux de référence associés ont été étudiés :

- CPT-1 et CHT/GO-1 (Essai E1)
- CPT-2 et CHT/GO-2 (Essai E2)

Il est à noter que la campagne micropolluants a débuté à la fin de l'étude des capacités épuratoires réalisée sur tous les milieux filtrants. Les milieux CPT-1 et CHT/GO-1 (Essai E1) ont été démarrés en avril 2011 et les milieux CPT-2 et CHTGO-2 (Essai E2) en novembre 2011. Les milieux de l'essai E1 ont donc épuré de l'eau usée prétraitée six mois de plus que les milieux de l'essai E2.

IV.5.1 Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques conventionnels ont été analysés tout au long de cette expérimentation de façon à contrôler que le milieu filtrant conserve sa fonction épuratrice pour ces paramètres.
Les résultats sont présentés dans le Tableau III- 30. Les valeurs avant injection (colonnes rouges) correspondent à un prélèvement. Les valeurs après injection (colonnes vertes) correspondent à la valeur moyenne de quatre prélèvements sur quatre semaines consécutives. Les prélèvements ont été réalisés une fois par semaine, le même jour. Les résultats détaillés sont présentés en Annexe 3.
De manière générale, de légères différences entre les valeurs avant et après l'injection des micropolluants organiques sont observées. Ces écarts ne sont pas significatifs au regard des précisions des méthodes d'analyses et du mode d'échantillonnage.

Tableau III- 30. Paramètres physico-chimiques durant la campagne micropolluants organiques

Paramètres	CPT-1		CHT/GO-1		CPT-2		CHT/GO-2		Teneurs seuils[2]
	Avant injection	Après injection[1]	Avant injection	Après injection[1]	Avant injection	Après injection[1]	Avant injection	Après injection[1]	
pH (-)	3,5	3,5	7,8	7,8	3,3	3,4	6,6	6 ,3	5,5-8,5
DCO ($mg.L^{-1}$)	<10	<10	25	<10	<10	<10	36	23	125
DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	<3	<3	9	4	<3	<3	10	<3	35
MES ($mg.L^{-1}$)	1,2	1,1	4,2	6,3	2,3	2,5	5,7	6,5	30
N_T ($mgN.L^{-1}$)	43	52	46	58	75	87	59	73	-
NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	11	13	37	46	38	40	20	31	-
NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	25	22	2,6	0,8	30	37	27	27	-
P_T ($mgP.L^{-1}$)	13	12	13	12	28	25	30	25	-

[1] Concentration moyenne sur les 4 semaines ; [2] Arrêté du 2 février 1998 (DCO et pH), Arrêté du 7 septembre 2009 (DBO_5 et MES)

Avant l'injection des micropolluants organiques, les effluents des quatre milieux filtrants présentent des teneurs pour les paramètres physico-chimiques conformes aux valeurs de qualité de rejet réglementaires (Arrêté, 1998, 2009), sauf pour les deux milieux de référence où le pH est en dehors des valeurs seuils.
Après l'injection des micropolluants, les quatre milieux conservent de bonnes performances épuratoires. Les teneurs observées sont conformes aux teneurs seuils et restent en accord avec les résultats obtenus pendant les 40 semaines d'expérimentation.

L'injection des micropolluants n'a pas altéré les capacités épuratoires des milieux filtrants testés.

IV.5.2 Micropolluants organiques

IV.5.2.a Eau d'alimentation

Deux prélèvements de l'eau d'alimentation ont été analysés afin de connaitre les concentrations en micropolluants organiques testés dans cette eau (Tableau III- 31). Ces prélèvements ont été réalisés à une semaine d'intervalle le même jour. En effet, l'apport de boue de STEP dans cette eau était susceptible d'amener des concentrations non négligeables en micropolluants. Nous avons cherché à évaluer la teneur apportée par l'eau d'alimentation des pilotes.

Le pourcentage de micropolluants organiques apporté par l'eau d'alimentation par rapport à la concentration injectée en micropolluants a été évalué (Equation III- 5).

Equation III- 5. Calcul du pourcentage apporté par l'eau d'alimentation en micropolluants

$$\%\ Apporté = \frac{[P1]_i + [P2]_i}{2 \times [injectée]_i} \times 100$$

$[P1]_i$: Concentration pour le prélèvement 1 du micropolluant i

$[P2]_i$: Concentration pour le prélèvement 2 du micropolluant i

$[injectée]_i$: Concentration injectée sur les milieux du micropolluant i

Tableau III- 31. Teneurs en micropolluants dans l'eau d'alimentation

Micropolluants	Prélèvement 1 (concentration en µg.L^{-1})	Prélèvement 2 (concentration en µg.L^{-1})	Concentrations injectées sur chacun des milieux (µg.L^{-1})	% apporté par l'eau d'alimentation
LAS	178	223	60 000	+0,3
AA	<0,01	<0,01	60	-
IBU	0,1	0,1	1,2	+8
DEHP	16,2	3	340	+2,8
DEP	<1	<1	310	-

Concernant l'eau d'alimentation, des LAS, de l'ibuprofène (IBU) et du DEHP ont été quantifiés. Les teneurs observées sont inférieures aux teneurs injectées pour la campagne micropolluants et représentent moins de 8% de la concentration injectée. Le DEP et l'acide acétylsalicylique (AA) n'ont pas été détectés dans l'eau d'alimentation.

IV.5.2.b Eau traitée

Les rendements d'élimination ont été calculés (Equation III- 6) et sont présentés dans le Tableau III- 32. Les résultats détaillés sont présentés en Annexe 3.

Les quatre milieux filtrants ont montré une efficacité épuratoire totale pour l'AA et le DEP sur la période concernée. En effet, ces deux micropolluants n'ont jamais été détectés dans les eaux de sortie.
Par contre, les LAS ont été détectés à la sortie du milieu de référence CPT-1. Les LAS n'ont pas été détectés dans les eaux de sortie pour les autres milieux.

Les concentrations obtenues pour l'ibuprofène (IBU) et le DEHP pour les quatre milieux sont présentées par la Figure III- 62 et la Figure III- 63. Sur ces graphiques, les concentrations inférieures à la LOQ ([IBU]=0,01 µg.L^{-1} ; [DEHP] =1 µg.L^{-1}) ont été représentées par la valeur $\frac{LOQ}{2}$. L'échelle de temps est notée comme suit : T0+X. Le terme T0 représente la date d'injection et la lettre X représente le nombre de jours écoulés depuis l'injection. Sur les graphiques, les résultats obtenus pour les milieux testés selon l'essai E1 (volume journalier équivalent de 150 L) sont présentés par des histogrammes pleins et ceux testés selon l'essai E2 (volume journalier équivalent 75 L) par des histogrammes rayés. La limite de quantification (LOQ) est indiquée par une ligne horizontale orange.

Equation III- 6. Calcul du rendement d'élimination pour les micropolluants

$$Rendement\ (\%) = 100 \times \frac{(C_0 - \sum_{i=1}^{8} C_i)}{C_0}$$

C_0 : Concentration injectée (µg.L^{-1}) ; C_i : Concentration obtenue pour le prélèvement i (µg.L^{-1})

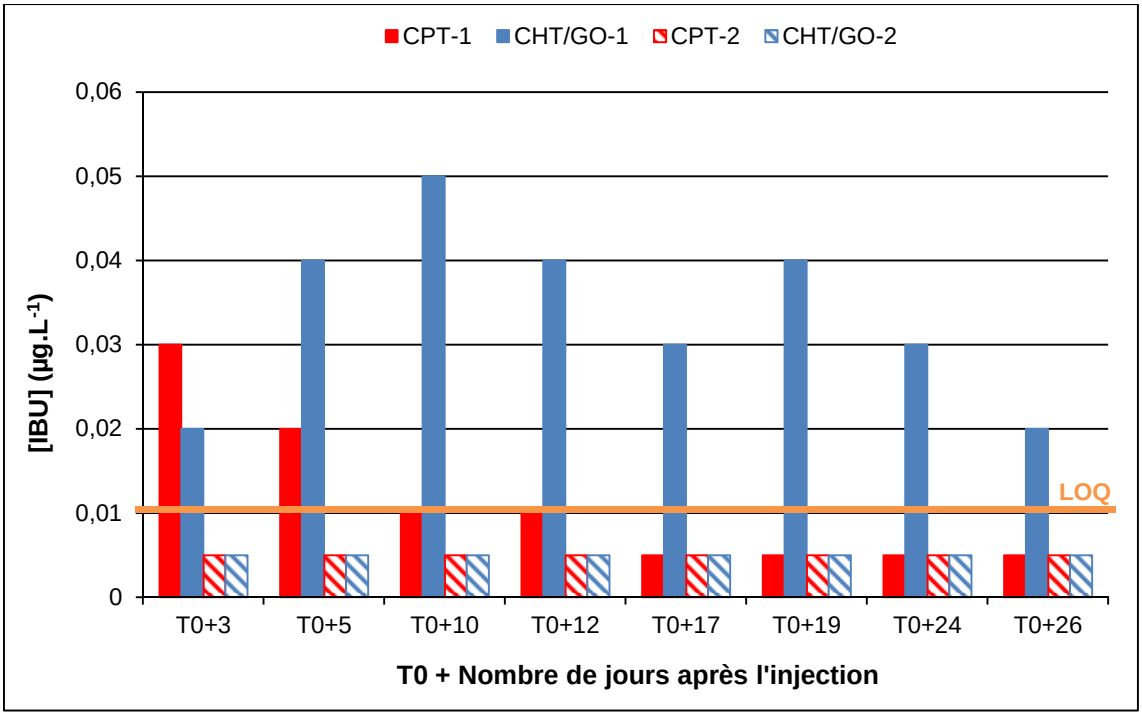


Figure III- 62. Concentration en ibuprofène (IBU) en sortie des pilotes de biofiltration

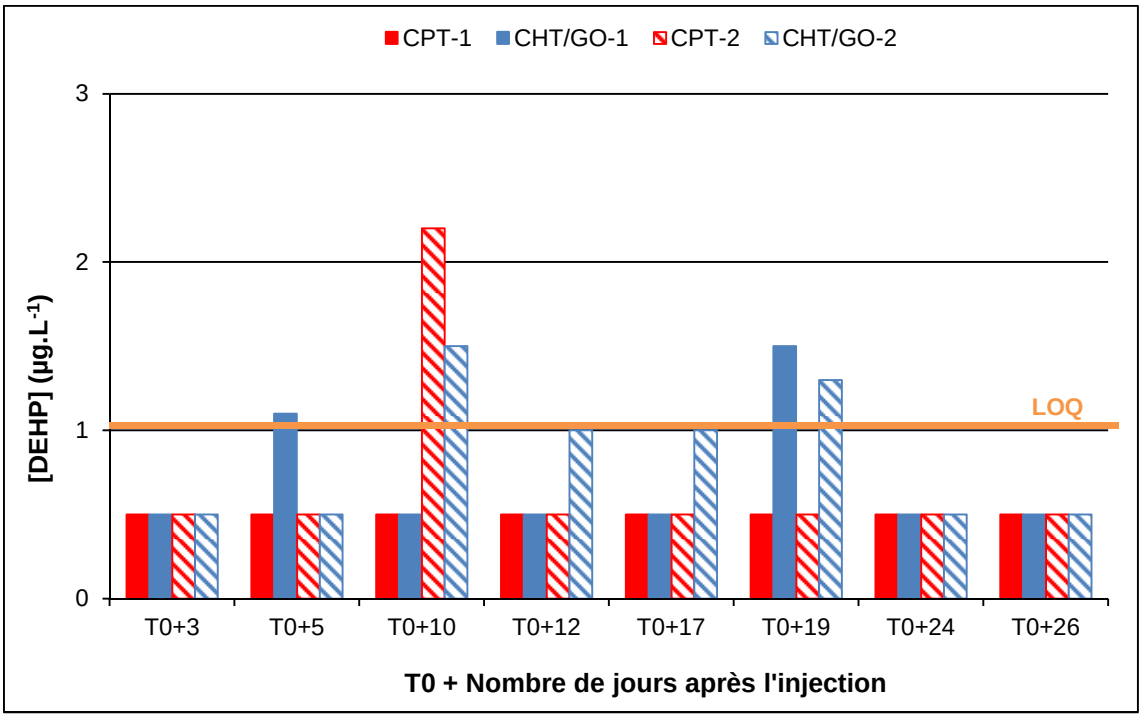


Figure III- 63. Concentration en DEHP en sortie des pilotes de biofiltration

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 L.j^{-1}) : barres pleines*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1}) : barres rayées*

Tableau III- 32. Rendements d'élimination des micropolluants

	Milieux	Rendement d'élimination (%)				
		LAS	AA	IBU	DEHP	DEP
19 mois de fonctionnement	**CPT-1**	99	~100	94	~100	~100
	CHT/GO-1	~100	~100	78	99	~100
13 mois de fonctionnement	**CPT-2**	~100	~100	~100	99	~100
	CHT/GO-2	~100	~100	~100	98	~100

L'ensemble des prélèvements réalisés sur les eaux en sortie du milieu CHT/GO-1 et la moitié de prélèvements réalisés pour le milieu CPT-1 ont conduit à une quantification pour l'ibuprofène. Les concentrations observées varient entre 0,02 et 0,05 µg.L^{-1}. Les rendements d'élimination constatés sont de 94 % pour CPT-1 et de 78 % pour CHT/GO-1 (Tableau III-32). Pour les milieux testés selon l'essai E2, l'ibuprofène n'a pas été détecté dans les prélèvements réalisés.
Du DEHP a été retrouvé dans les eaux en sortie des milieux CHT/GO-1, CPT-2 et CHT/GO-2. Les teneurs en DEHP retrouvées dans les eaux en sortie de ces trois pilotes sont inférieures à 2,3 µg.L^{-1}. Les rendements moyens constatés sont supérieurs à 98 % pour le DEHP.

Dans l'ensemble, les milieux testés selon l'essai E2 ont montré des capacités épuratoires vis à vis des micropolluants meilleures que les milieux testés selon l'essai E1. Le fait que le milieu soit « lessivé » plus régulièrement peut entrainer plus facilement les micropolluants au travers du milieu. Il se peut aussi que l' « âge » du milieu influe sur les résultats. Les milieux CPT-1 et CHT/GO-1 ont travaillé 6 mois de plus que les milieux CPT-2 et CHT/GO-2 au démarrage de la campagne micropolluants. Il est possible que les milieux CPT-2 et CHT/GO-2 se soient comportés de la même manière, notamment pour l'ibuprofène, si la campagne avait été réalisée au même « âge » pour tous les milieux.

Une comparaison des temps de demi-vie des micropolluants organiques testés (> 3 jours ; Tableau III- 6) aux temps de séjour extrapolés pour les pilotes de biofiltration a été réalisée.
L'Equation III- 7 présente le calcul réalisé pour l'extrapolation des temps de séjour entre la mini-colonne et le pilote de biofiltration.

Equation III- 7. Extrapolation des temps de séjour

$$\bar{t}_p = \frac{\bar{t}_c \times V_{app} \times (1-\varepsilon) \times (1-\chi)}{\frac{m_c}{\mu_r}}$$

$\bar{t}_p$: Temps de séjour extrapolé pour le pilote de biofiltration
$\bar{t}_c$: Temps de séjour déterminé dans la mini-colonne (milieu « frais »)
V_{app} : Volume apparent de milieu dans le pilote de biofiltration
ε : Porosité interparticulaire ; χ : Porosité intraparticulaire
m_c : Masse de milieu introduite dans la mini-colonne
μ_r : Masse volumique réelle du milieu

Le Tableau III- 33 présente les temps de séjour déterminés dans la mini-colonne et les temps de séjour extrapolés pour les pilotes de biofilration.

Tableau III- 33. Temps de séjour déterminés dans la mini-colonne et extrapolés

Milieux	Temps de séjour	
	Mini-colonne (min)	Extrapolation (h)
CPT	23,4	27
CHT/GO	15,2	18

Les temps de demi-vie des micropolluants organiques testés sont supérieurs aux temps de séjour extrapolés observés pour les deux types de milieux testés. Ce qui indique que les milieux filtrant jouent bien un rôle dans l'élimination de ces micropolluants organiques des eaux.

La campagne micropolluants organiques, réalisée sur les milieux CPT et CHT/GO pour les deux charges volumiques testées, présente des résultats plutôt encourageants quant à l'efficacité des milieux filtrants pour l'élimination des micropolluants dans les eaux. Pour chaque paramètre, un rendement d'élimination supérieur à 75 % est observé pour l'ensemble des milieux. De plus, les performances épuratoires pour les paramètres de pollution physico-chimique ont été bonnes tout au long de de cette campagne.
Dans la perspective de préoccupation du devenir des micropolluants, ces dispositifs se placent comme de bons candidats pour leur élimination des eaux usées. Il serait pertinent de réaliser une étude afin d'évaluer le mode d'élimination de ces micropolluants (adsorption ou biodégradation) et les éventuelles possibilités de relargage.

V CONCLUSION

Ce chapitre proposait de répondre aux questions :

Quelle est la potentialité de la biomasse végétale issue de l'agriculture pour le traitement des eaux usées domestiques prétraitées ? Quelle méthodologie utiliser pour évaluer les performances épuratoires de média filtrants ? Quel est le niveau de performance épuratoire qui peut être attendu à l'échelle laboratoire ?

La chènevotte et la paille de lavande, présentent des caractéristiques physiques proches de celles du milieu de référence, les copeaux de coco, et supérieures à celles observées pour des matériaux conventionnels utilisés dans le traitement des eaux. Les grignons d'olives présentent des caractéristiques, notamment en termes de granulométrie et de perméabilité, similaires à celles observées pour des sables utilisés en ANC. Les DTS observées sont en accord avec les porosités obtenues pour les différents milieux. La combinaison en couches des milieux chènevotte ou paille de lavande avec les grignons d'olives permet d'augmenter le coefficient de perméabilité et le temps de séjour par rapport au milieu grignons d'olives seuls. Le rapport C/N/P des différents milieux montrent qu'ils sont peu biodégradables à l'état « frais » et qu'ils pourraient éventuellement être considérés comme de **bons candidats pour une utilisation en tant que fertilisant à l'issue de leur utilisation pour l'épuration des eaux usées** (milieux « usés »).

L'observation visuelle des milieux a montré que la surface des milieux a pris une teinte foncée en partie due à l'accumulation de matières et le développement bactérien. Plusieurs milieux ont dû subir des scarifications de leur surface de façon à décolmater le milieu. Les **hauteurs des différents milieux sont stables** sur la durée de l'étude, hormis pour le milieu paille de lavande. Les rejets des milieux présentent une couleur assez prononcée au démarrage de l'étude. Cette couleur disparait peu à peu au cours de l'étude. Les milieux à base de paille de lavande présentent des effluents qui moussent à l'agitation et avec une odeur forte de moisi au démarrage de l'étude laquelle s'estompe peu à peu.

L'observation endoscopique a montré que l'ensemble des **milieux est colonisé sur toute la hauteur de lit filtrant**. De manière générale, la moitié supérieure des massifs filtrants présente une colonisation plus prononcée que le reste du milieu. Les milieux testés sont moins bien oxygénés que les milieux de référence : **ils présentent un taux d'oxygène qui diminue avec l'augmentation de la profondeur.** Les observations de la colonisation et du taux de O_2 au sein du massif sont en accord avec le fait que les milieux testés présentent une porosité inférieure à celle du milieu de référence. Pour les milieux en couches, **la partie grignons d'olives présente un taux d'oxygène plus faible.** De plus, le taux minimum de O_2 au sein du massif est observé à la frontière des deux couches. Le fait que le taux d'oxygène diminue avec la profondeur montre qu'il faut apporter de l'oxygène au sein du massif de filtration pour les milieux testés par rapport au milieu de référence. De plus, l'oxygénation plus faible dans la partie grignons d'olives pour les milieux en couches indique qu'il faut chercher à diminuer la hauteur de grignons d'olives afin que l'oxygénation soit meilleure au sein du lit de filtration, tout en gardant une efficacité épuratoire et une tenue du milieu correctes.

Le suivi des **performances épuratoires** des différents milieux testés permet de mettre en évidence que **les matériaux sélectionnés présentent un potentiel intéressant**. Les milieux GO, CHTGO-1, CHTGO-2, PCP/GO-1 et PCP présentent des résultats inférieurs à ceux observés pour les milieux de référence avec des rendements moyens constatés compris entre 70 et 90 %.

Les milieux CHT/GO-1, CHT/GO-2 et PCP/GO-2 ont montré les performances épuratoires les plus intéressantes au cours de l'étude. Les mécanismes épuratoires ont été légèrement plus longs à se mettre en place dans ces trois milieux que pour les milieux à base de copeaux de coco. Les **rendements épuratoires** observés pour ces trois milieux sont de l'ordre de **90-95 % pour les MES et la DCO et supérieurs à 95 % pour la DBO_5**, comparables à ceux observés pour les milieux de référence. De plus, la valeur de pH observée pour ces trois milieux reste supérieure à 5,5, ce qui n'est pas le cas des milieux de référence (pH à 3,5 dans leurs eaux de sortie).

Les rendements épuratoires observés pour les milieux CPT-2, CHT/GO-2 et PCP/GO-2 (testés selon le volume équivalent 75 $L.(j.hab)^{-1}$) ont été supérieurs à ceux obtenus pour leurs homologues testés selon le volume équivalent 150 $L.(j.hab)^{-1}$. **Les plus fortes concentrations et les bâchées moins fréquentes ont permis à la biomasse épuratrice d'être plus active sur la pollution à traiter, ce qui a augmenté les performances épuratoires pour les pilotes de biofiltration testés selon l'essai E2.**

Les concentrations des paramètres microbiologiques semblent suivre les phénomènes de colmatage/décolmatage pour les milieux GO, CHTGO-1, CHT/GO-1 et CHT/GO-2. De plus, les indicateurs de **contamination fécale ont été réduits de 1 à 5 Log** pour l'ensemble des milieux. Un **niveau de qualité B**, vis-à-vis des paramètres microbiologiques, peut être envisagé pour la plupart des milieux **en vue de l'utilisation des eaux traitées pour l'irrigation**.

Le milieu PCP/GO-2 présente de bonnes performances épuratoires pour l'ensemble des paramètres. Cependant, son évolution est différente de celle du milieu PCP/GO-1 au niveau épuratoire et tenue du milieu. De plus, les effluents ont eu une forte odeur de moisi durant les premières semaines d'expérimentation, ce qui pourrait créer une gêne auprès des riverains dans le cas d'un rejet via un exutoire. **Les milieux CHT/GO-1 et CHT/GO-2 ont présentés des évolutions similaires tout au long de l'étude que ce soit d'un point de vue des performances épuratoires ou de la tenue visuelle du milieu.**

Enfin, les milieux CHT/GO ont montré leur potentiel quant à leur efficacité pour l'élimination des micropolluants organiques dans les eaux. Un rendement d'élimination supérieur à 75 % est observé pour les cinq micropolluants testés. Dans la perspective de préoccupation du devenir des micropolluants, il serait pertinent de réaliser une étude afin d'évaluer le mode d'élimination de ces micropolluants (adsorption ou biodégradation) et les éventuelles possibilités de relargage.

Ainsi, ce chapitre répond aux questions posées. **Un milieu filtrant d'intérêt issu de la biomasse végétale locale a été obtenu. Son potentiel technologique en vue de l'épuration des eaux usées domestiques prétraitées a été montré à l'échelle laboratoire : le milieu en couches chènevotte sur grignons d'olives.**

Partie 4

Evaluation de l'impact environnemental

SOMMAIRE DE LA QUATRIEME PARTIE

I INTRODUCTION 225
II PILOTE A L'ECHELLE DE LA MAISON INDIVIDUELLE 226
II.1 DESCRIPTION DU SYSTEME 226
II.1.1 Description du site 226
II.1.2 Description de la filière 226
II.1.3 Système de traitement 227
II.2 ETUDE DU PILOTE IN SITU 229
II.2.1 Prélèvements 229
II.2.2 Analyses 229
II.2.3 Observation endoscopique et analyse des gaz 230
III EVALUATION ENVIRONNEMENTALE DU PILOTE IN SITU 230
III.1 DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP D'ETUDE 230
III.1.1 Objectif de l'étude 230
III.1.2 Champ de l'étude 231
III.2 INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE 233
III.2.1 Arbre des processus 233
III.2.2 Recueil des données 234
III.3 EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL 237
III.3.1 Méthode ReCiPe 2008 237
III.3.2 Méthode FILNOV 239
III.4 RESULTATS 241
III.4.1 Contribution des processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires 241
III.4.2 Etude de sensibilité 245
IV COMPARAISON AVEC DES SYSTEMES EXISTANTS 258
IV.1 DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP D'ETUDE 258
IV.1.1 Objectif de l'étude 258
IV.1.2 Champ de l'étude 258
IV.2 INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE 260
IV.2.1 Arbre des processus 260
IV.2.2 Recueil des données 261
IV.3 EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL 261
IV.4 RESULTATS 261
IV.4.1 Comparaison des procédés 261
IV.4.2 Incertitudes : analyse de Monte-Carlo 264
IV.4.3 Etude de sensibilité 265
V CONCLUSION 271

I INTRODUCTION

Un pilote in situ a été conçu et installé pour une maison individuelle. Le milieu en couches chènevotte sur grignons d'olives (CHT/GO) a été sélectionné pour réaliser la biofiltration de l'eau usée domestique compte tenu des résultats obtenus lors de l'étude à l'échelle laboratoire.

En vue du développement commercial du procédé in situ, l'évaluation de l'empreinte environnementale de ce procédé doit être intégrée au même plan que des critères techniques ou économiques.

L'analyse de cycle de vie (ACV) est un outil permettant le diagnostic environnemental d'un produit, d'un service ou d'un procédé par la réalisation d'un inventaire des intrants et sortants pour les différents compartiments : air, eau, sol.
L'ACV est un outil qui permet d'identifier les points critiques du procédé et donc les actions d'amélioration à mener pour inscrire le procédé dans une démarche d'éco-conception.

La première partie de ce chapitre s'intéresse à la description du procédé développé à l'échelle de la maison individuelle. Ces données ont permis de réaliser l'inventaire nécessaire à la réalisation de l'ACV du procédé in situ qui fait l'objet de la deuxième partie de ce chapitre. Cette ACV devrait permettre d'identifier les points clés en vue de l'amélioration du procédé dans une démarche d'éco-conception. Enfin, dans une dernière partie, le procédé in situ est comparé à des procédés de traitement bénéficiant d'un agrément. L'objectif est de positionner le procédé développé par rapport à l'existant d'un point de vue environnemental.

II PILOTE A L'ECHELLE DE LA MAISON INDIVIDUELLE

II.1 DESCRIPTION DU SYSTEME

II.1.1 Description du site

Le pilote in situ a été installé sur une maison individuelle située à Saint Etienne de Tulmont (Tarn et Garonne, 82). Le site est occupé par une famille de cinq personnes : 2 adultes et 3 enfants. La maison est composée de cinq pièces principales : 3 chambres, 1 salon et 1 salle à manger.
Le terrain est plat et de type boulbène. C'est une terre argileuse qui ne permet pas l'infiltration des eaux. Les eaux sont donc rejetées au milieu naturel via un fossé. Le terrain plat impose des postes de relevage à la sortie de la fosse toutes eaux et à la sortie du système de traitement.

II.1.2 Description de la filière

L'installation de la filière complète a été réalisée du 5 au 12 avril 2013.
Le système complet installé comprend (Figure IV- 1) :

- une cuve tampon en amont de la fosse toutes eaux ;
- une fosse toutes eaux de 4 000 L (SEBICO, cuve béton) ;
- un poste de relevage des eaux usées prétraitées (MR POMPES, poste : SK4/10, 2 pompes : Vortex F) ;
- le système de traitement ;
- un poste de relevage des eaux usées traitées (MR POMPES, poste : SK4/15, 2 pompes : Vortex F).



Cuve tampon en amont de la fosse toutes eaux

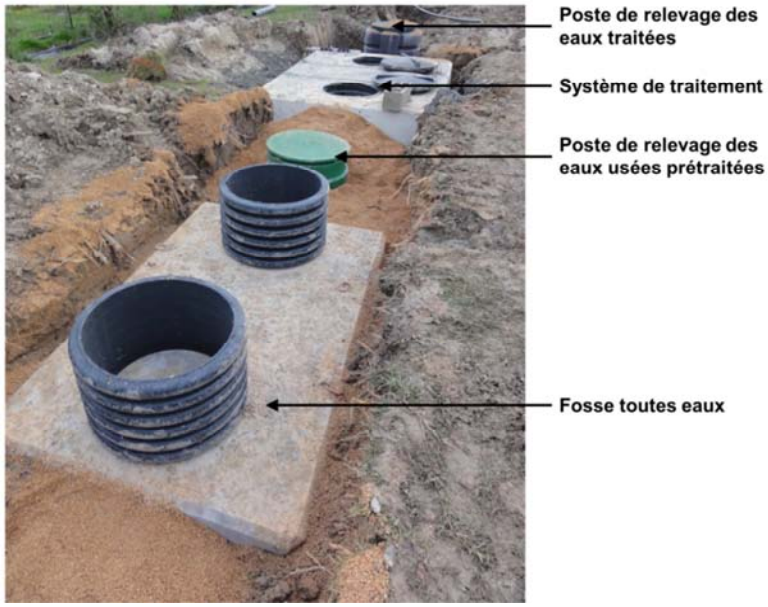


Figure IV- 1. Photo de l'installation du pilote in situ

II.1.3 Système de traitement

II.1.3.a Choix du matériau

Le milieu choisi pour garnir le pilote in situ est le milieu en couches chènevotte sur grignons d'olives (CHT/GO). Ce milieu a présenté des résultats en termes d'efficacité épuratoire satisfaisant à la réglementation et comparables aux copeaux de coco (Partie III de ce manuscrit). De plus, les milieux ont présenté des résultats similaires quelle que soit la charge hydraulique appliquée.

II.1.3.b Dimensionnement

Le dimensionnement du système a été réalisé par la société ITREN. Le système est dimensionné pour traiter 6 EH. Il est composé d'une cuve en béton fibré avec des fibres en polyéthylène (PE) de dimension (Lxlxh) 3,20 x 2,40 x 1,40 m, pour un volume utile de 6 m^3. La Figure IV- 2 présente un schéma en coupe du système. La répartition de l'eau usée prétraitée est effectuée via des sprinklers alimentés sous pression.
La hauteur de milieu est fixée à 0,70 m (0,35 m par couche de milieu filtrant). Cela représente un volume de milieu filtrant de 4,2 m^3. Chaque milieu occupe un volume de 2,1 m^3, ce qui représente une masse d'environ 1,5 tonnes de grignons d'olives et d'environ 300 kg de chènevotte. Le milieu filtrant repose sur un plancher intermédiaire composé d'un caillebotis (Diamond ; polyester renforcé de fibres de verre (PRV)), installé à 0,15 m du fond de cuve. Sur ce plancher est posé une géogrille de maille inférieure à 3 mm qui remonte jusqu'en haut du milieu filtrant de façon à éviter qu'il ne tombe au fond du pilote.
Sous le plancher un système permet d'orienter la totalité des effluents vers la sortie de façon à éviter la présence de volume mort.
La Figure IV- 3 présente des photos du système de traitement conçu.

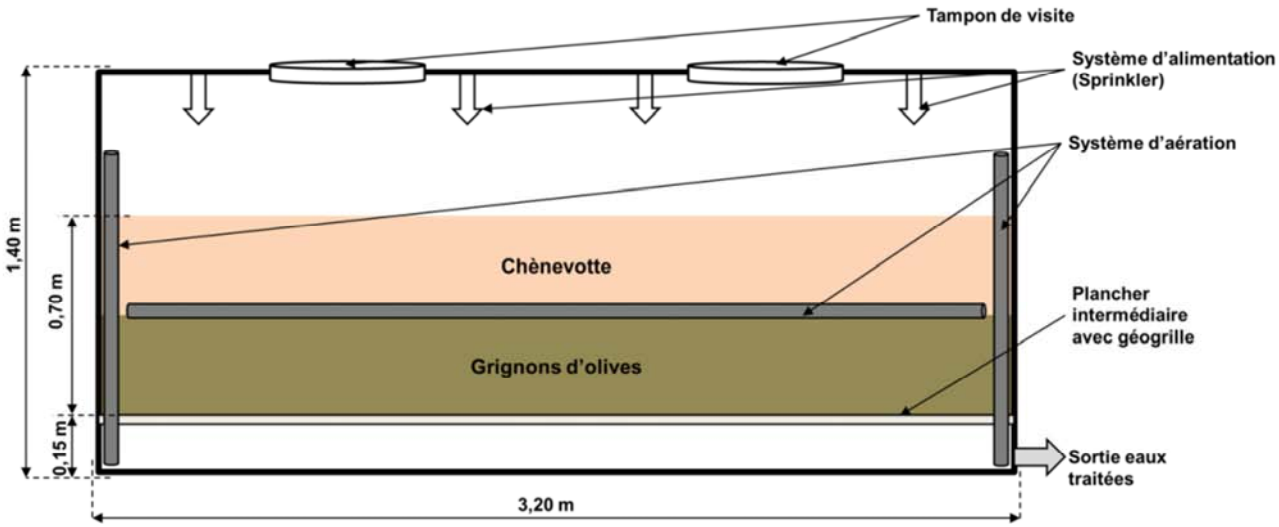


Figure IV- 2. Schéma en coupe du système de traitement

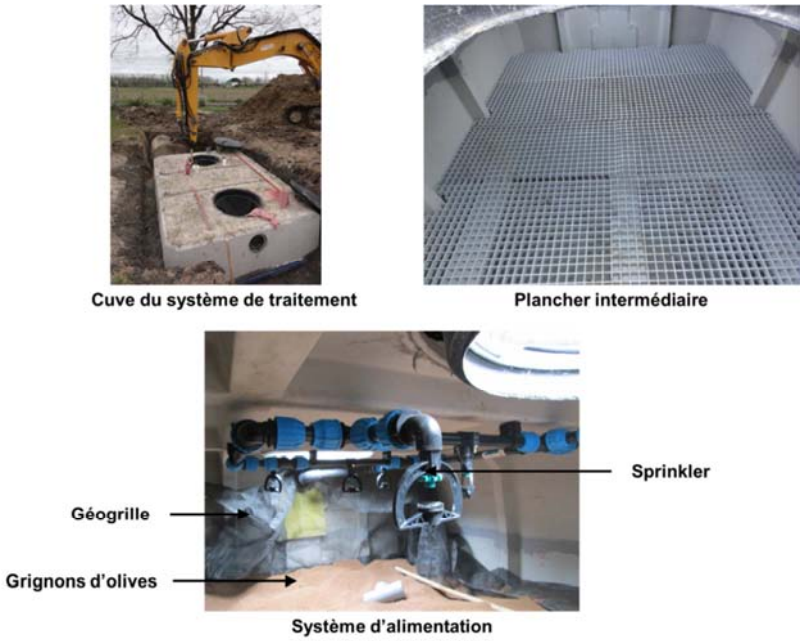


Figure IV- 3. Photos du système de traitement – Pilote in situ

II.1.3.c Système d'aération

L'analyse des gaz a montré que le milieu CHT/GO présentait des taux d'oxygénation faibles en profondeur. Afin de pallier à cela, un système d'aération a été installé dans la cuve. La Figure IV- 4 présente des photos des différents points du système d'aération.
Le système est composé de quatre tuyaux perforés disposés aux quatre coins de la cuve. Les tuyaux font une hauteur de 0,90 m et sont percés sur leur hauteur de douze orifices en quinconce. Afin d'aérer la partie centrale du milieu, quatre drains perforés sont placés entre les deux couches de milieux. Les quatre drains sont disposés sur la couche de grignons d'olives et connectés à des cheminées donnant sur l'extérieur.



Figure IV- 4. Photos du système d'aération – Pilote in situ

II.2 ETUDE DU PILOTE IN SITU

Le pilote in situ fait l'objet d'un suivi régulier durant un an à partir de la date de mise en service. Le but est de confirmer les résultats expérimentaux obtenus en laboratoire dans les conditions d'utilisation réelles. Puis, le suivi sera plus espacé dans le temps de façon à obtenir des informations sur ses performances à long terme.
Pour cela, des campagnes de prélèvements sur les eaux en sortie du système de traitement installé sont effectuées. Un questionnaire est remis aux occupants à chaque démarrage de campagne dans le but de collecter les informations relatives aux usages de l'eau durant les campagnes d'échantillonnages.

II.2.1 Prélèvements

II.2.1.a Eaux usées d'entrée

Une caractérisation des eaux usées entrant sur la filière est réalisée au démarrage de l'étude.
Les eaux usées d'entrée sont échantillonnées selon le protocole mis en place dans la partie II de ce manuscrit. Le prélèvement de la totalité des eaux usées sortant de l'habitation est réalisé toutes les 24 h durant 7 jours consécutifs.

II.2.1.b Eaux usées traitées

Les eaux usées traitées sont échantillonnées à raison d'une campagne de prélèvement par mois. Les prélèvements sont réalisés sur 7 jours consécutifs à raison d'un prélèvement toutes les 24 h.
Le prélèvement des eaux usées traitées est effectué au niveau du poste de relevage en sortie du système de traitement. Le prélèvement des eaux est réalisé à l'aide d'un préleveur automatique réfrigéré HYDREKA (tête de prélèvement HACH SIGMA 900 SD) asservi au temps. Il est programmé de manière à récolter 210 mL toutes les 18 min, ce qui représente un prélèvement de 80 échantillons sur 24 h pour un volume total récolté d'environ 17 L. Les eaux sont ensuite homogénéisées à l'aide d'une tige en plastique avant d'être transvasées dans les flacons de prélèvement. Les flacons de prélèvement sont complétés en trois fois avec un mélange de l'eau contenue dans le bac de prélèvement entre chaque remplissage.

II.2.2 Analyses

Les paramètres physico-chimiques, suivis durant l'étude des pilotes à l'échelle laboratoire, sont analysés sur les prélèvements d'eau réalisés sur le pilote in situ (Partie III).
Une attention particulière devra être apportée vers le 9ème mois de fonctionnement de façon à appréhender l'éventuel colmatage du milieu (observé sur les pilotes au laboratoire).

II.2.3 Observation endoscopique et analyse des gaz

Des observations à l'endoscope devront être réalisées régulièrement de façon à suivre le développement de la biomasse au sein du milieu filtrant.
Une analyse des gaz devra aussi être réalisée régulièrement de façon à connaitre l'oxygénation du milieu et à savoir si le système d'aération remplit correctement son rôle.

Ces analyses peuvent être réalisées plus régulièrement que sur les pilotes au laboratoire car la surface du milieu est plus importante. L'introduction des tiges de sondage aura donc un impact moins important sur l'agencement du milieu et de la biomasse.

L'installation d'un pilote à l'échelle d'une maison individuelle a été réalisée suite aux résultats obtenus sur l'étude à l'échelle laboratoire en avril 2013. Le pilote a été dimensionné pour une capacité de traitement de 6 EH et le milieu sélectionné est le milieu chènevotte sur grignons d'olives. Une attention particulière a été donnée au niveau du système d'aération afin de garantir au mieux une bonne oxygénation en tout point du milieu filtrant. L'évolution du système sera suivie durant un an à l'aide de campagnes de prélèvements mensuelles sur sept jours consécutifs en sortie de la filière.
Cette étude devrait permettre d'appréhender le comportement du système sélectionné en conditions d'utilisation réelles vis-à-vis des performances épuratoires mais aussi vis-à-vis de l'entretien et de la durabilité du système. L'observation du développement de la biomasse et l'analyse des gaz au sein du milieu filtrant tout au long de l'étude devrait compléter les analyses de l'effluent en sortie de filière. Ces résultats permettront de travailler sur les recommandations techniques relatives à l'utilisation du système et de valider le procédé de filtration. L'objectif final étant de réaliser les démarches d'agrément de la filière en vue de sa commercialisation.

III EVALUATION ENVIRONNEMENTALE DU PILOTE IN SITU

III.1 DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP D'ETUDE

III.1.1 Objectif de l'étude

L'analyse de cycle de vie (ACV) a été menée sur l'étape de traitement du pilote in situ, décrit précédemment. L'objectif principal est d'identifier les processus engendrant les impacts environnementaux les plus défavorables et donc, les processus à améliorer dans une démarche d'éco-conception.
Rappelons que cette analyse est réalisée dans la phase de développement du procédé et que la démarche ACV menée à ce stade est d'autant plus intéressante qu'elle permet de prévoir l'impact du procédé pour le minimiser avant sa mise sur le marché.

III.1.2 Champ de l'étude

III.1.2.a Fonction du système et unité fonctionnelle

Le système étudié a pour fonction de traiter les eaux usées prétraitées. L'unité fonctionnelle (UF) qui est utilisée pour la construction de l'ACV est la suivante :

Traiter 6 EH d'eaux usées prétraitées pendant 30 ans pour avoir une qualité conforme aux normes de rejet (35 $mg.L^{-1}$ en DBO_5 et 30 $mg.L^{-1}$ en MES)

III.1.2.b Frontières du système

L'approche « graddle to grave » est utilisée (Figure IV- 5).

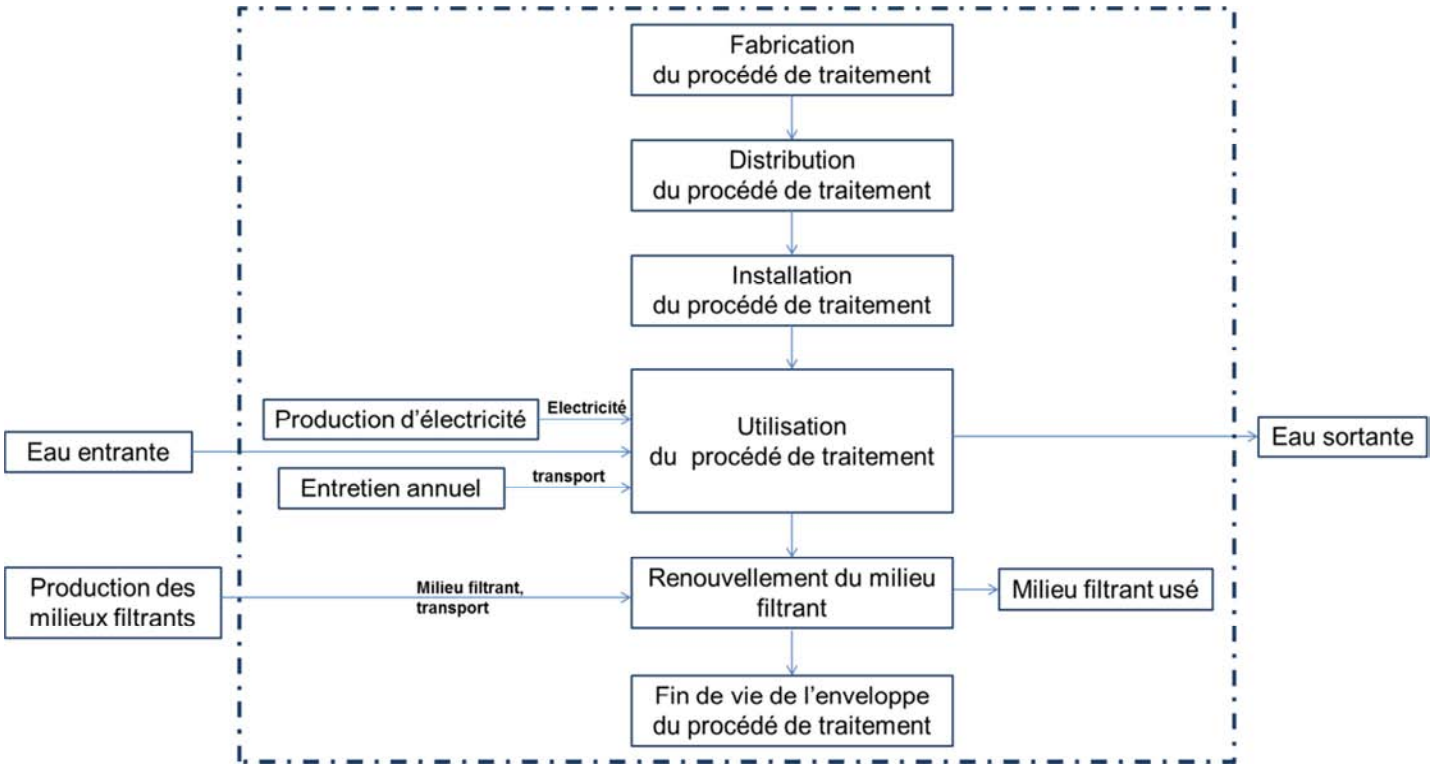


Figure IV- 5. Frontières du système pour l'étude du système de traitement des eaux usées prétraitées

Le système considéré débute avec la fabrication du procédé de traitement où l'ensemble des matières premières, des processus et des transports entrant dans la fabrication du procédé sont considérés. En revanche, la production des milieux filtrants n'est pas prise en compte. La distribution du système, en termes de transports vers le lieu d'utilisation, est incluse dans l'analyse. Pour ce qui est de l'installation sur le site d'utilisation, seules les étapes d'excavation et de remblayage sont décrites.

Dans les phases d'utilisation et de renouvellement du milieu filtrant, l'alimentation électrique du dispositif de répartition de l'eau usée prétraitée (énergie de pompage), le transport d'un agent lors de l'entretien annuel du procédé et le transport du milieu filtrant lors de la phase d'installation et lors des renouvellements sont pris en compte.

L'énergie intervenant dans la vidange du filtre est considérée comme négligeable par rapport à l'énergie de pompage et a donc été exclue des frontières du système. Les qualités de l'eau entrante et sortante ne sont pas prises en compte.
Enfin, la fin de vie du procédé est partiellement étudiée, on ne considère que le transport et le traitement de l'enveloppe dans le centre de recyclage le plus proche.

Les frontières du système étudié ne prennent pas en compte la production des eaux usées, le réseau de collecte, la fosse toutes eaux, les postes de relevage (amont et aval du système de traitement).

III.1.2.c Hypothèses

Les résultats d'une ACV reposent sur des hypothèses qui permettent de s'affranchir de certaines contraintes dans la modélisation du cycle de vie. Ces hypothèses sont importantes à préciser car elles conditionnent les résultats obtenus et doivent donc être prises en compte dans l'interprétation de l'analyse :

- Le pilote in situ est installé à Saint Etienne de Tulmont. Ce site est défini comme le site d'utilisation du procédé étudié. Cette localisation interviendra dans le calcul des distances de plusieurs transports.
- La configuration du site requiert l'utilisation d'une pompe.
- Un entretien annuel du procédé est réalisé.
- D'après les résultats obtenus dans la partie III, le milieu chènevotte sur grignons d'olives semble avoir une durée de vie inférieure à celle des copeaux de coco, du fait du colmatage du milieu et de son encrassement en fin d'expérimentation. La durée de vie des copeaux de coco est estimée à 10 ans (donnée fabricant), celle du milieu testé est fixée à 5 ans pour cette étude.
- En fin de vie, les milieux filtrants usés sont considérés comme étant utilisés directement sur le site pour du compostage sur place.
- La durée de vie de l'installation est estimée à 30 ans. Cette durée de vie est une durée de vie standard pour des procédés compacts.

Concernant les transports, deux types de transports sont pris en compte :

- Les transports entre les fournisseurs (milieux, matériaux…) et la société ITREN, située à Verdun sur Garonne.
- Les transports de la société ITREN au site d'installation situé à Saint Etienne de Tulmont.

Le calcul des distances a été effectué à partir de Google Maps. Pour le transport du matériel et des milieux, on considère que les trajets se font via des semi-remorques. Pour l'entretien annuel du procédé, on considère un transport de personne classique dans une voiture individuelle.

III.2 INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

III.2.1 Arbre des processus

Pour la réalisation de l'inventaire, l'approche processus a été utilisée. Elle consiste à calculer les flux élémentaires correspondant aux différents processus unitaires. Pour chacune des étapes du cycle de vie, l'ensemble des intrants et sortants est répertorié. L'arbre des processus est présenté en Figure IV- 6.

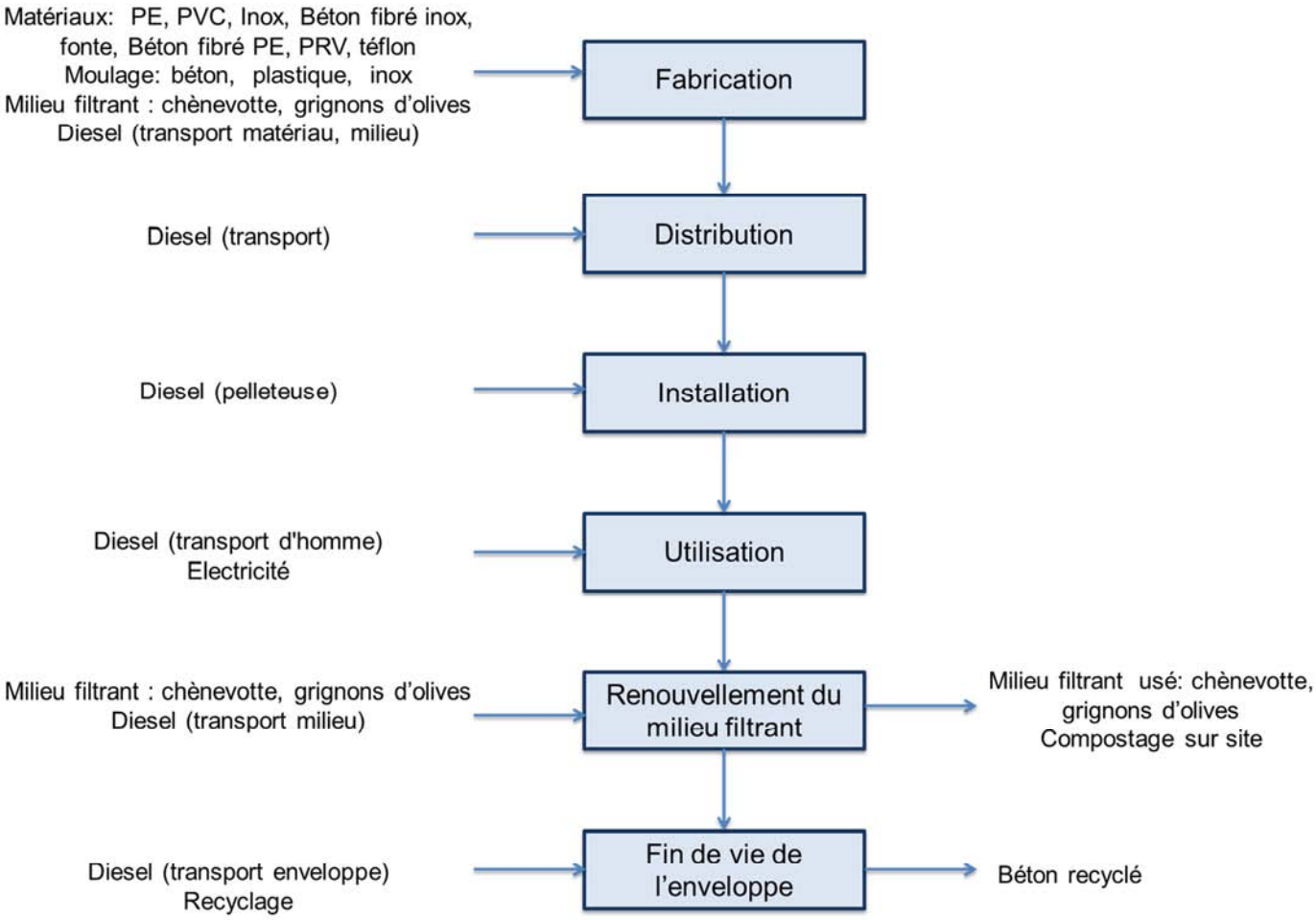


Figure IV- 6. Arbre des processus – Procédé de traitement in situ

PE : polyéthylène ; PVC : polychlorure de vinyle ; PRV : polyester renforcé en fibre de verre

Le milieu filtrant est un élément renouvelé plusieurs fois au cours du cycle de vie. Pour cette raison, un cycle de vie additionnel a été créé pour modéliser le renouvellement du milieu filtrant. Ce dernier est intégré dans le cycle de vie du procédé de traitement.

III.2.2 Recueil des données

III.2.2.a Recueil des données de l'inventaire de production : intrants et sortants

Les données relatives aux caractéristiques du procédé de traitement du pilote in situ ont été obtenues par l'exploitation de données techniques récoltées auprès de la société ITREN. Elles sont donc considérées comme fiables. Les données relatives aux transports utilisés pour le procédé in situ sont présentées dans le Tableau IV- 1. L'inventaire des données d'intrants et sortants du procédé de traitement in situ est détaillé dans le Tableau IV- 2.

Tableau IV- 1. Données relatives aux transports utilisés pour l'ACV – Procédé in situ

	Départ	Arrivée	Nombre de km	Type de transport	Commentaire
Chènevotte	Toulouse	ITREN	38,7	Camion 16t	Fournisseur de la chènevotte
Grignons d'olives	Le Muy	ITREN	523	Camion 16t	Fournisseur des grignons d'olives
Enveloppe béton fibré PE	Verdun sur Garonne	ITREN	2,7	Camion 16t	Distributeur le plus proche pour l'enveloppe du procédé in situ
Plancher intermédiaire	Lisieux	ITREN	731	Camion 16t	Fournisseur du plancher
Poutrelles en béton	Labastide Saint Pierre	ITREN	14,2	Camion 16t	Fournisseur des poutrelles
Tubes en PVC (aération)	Montauban	ITREN	16,5	Camion 16t	Distributeur le plus proche pour les tuyaux nécessaires au système d'aération du procédé in situ
Site pilote	ITREN	Site pilote	30,6	Camion 16t	Distribution des procédés (enveloppe + composants internes + milieux)
				Véhicule de tourisme	Entretien annuel du procédé
Recyclage enveloppe en béton	Site pilote	Merles	65	Camion 16t	Choix du centre de recyclage le plus proche grâce au site www.dechets-chantier.ffbatiment.fr

Tableau IV- 2. Flux élémentaires pour le procédé de traitement du pilote in situ

	Unité[1]	Total	Fabrication	Distribution	Installation	Utilisation	Renouvellement du milieu filtrant	Fin de vie de l'enveloppe
Intrant								
PE	kg/UF	20	20					
PVC	kg/UF	30	30					
Inox	kg/UF	6	6					
Fonte	kg/UF	10	10					
PRV	kg/UF	87	87					
Béton fibré inox	kg/UF	33	33					
Béton fibré PE	kg/UF	3900	3900					
Moulage plastique	kg/UF	137	137					
Moulage inox	kg/UF	6	6					
Moulage fonte	kg/UF	10	10					
Moulage béton	kg/UF	3933	3933					
Chènevotte	kg/UF	1694	282				1411	
Grignons d'olives	kg/UF	8298	1383				6915	
Transport matériel	tkm/UF	8140	812	176			6899	254
Transport d'homme	km/UF	918				918		
Electricité	kWh/UF	4928				4928		
Pelleteuse	m3/UF	19			19			
Sortant								
Grignons d'olives usés[2]	kg/UF	10788					10788	
Chènevotte usée[2]	kg/UF	10161					10161	
Béton fibré PE	kg/UF	3900						3900

[1]UF : Unité Fonctionnelle ; [2]correspond à la masse de milieu nécessaire sur le cycle de vie multiplié par un coefficient d'augmentation de masse due au passage de l'eau sur le milieu.
PE : polyéthylène ; PVC : polychlorure de vinyle ; PRV : polyester renforcé en fibre de verre

III.2.2.b Recueil des données d'émissions et d'extractions

Les données d'émissions et d'extractions ont été obtenues grâce à la base de données EcoInvent v2.2. Dans la mesure du possible les données obtenues à l'échelle française (FR) ont été employées. Sinon, ce sont les données à l'échelle européenne (RER) qui ont été préférées, et lorsque ces données n'étaient disponibles pour ces deux cas, ce sont des données suisses (CH) ou mondiales (GLO) qui ont été utilisées.
Quand un matériau ou un processus n'était pas répertorié dans la base de données, une version s'en rapprochant a été utilisée ou l'élément manquant a été créé à partir de fiches existantes (Annexe 4).

III.2.2.a Résultats de l'inventaire

Les résultats de l'inventaire sont obtenus en multipliant les flux élémentaires obtenus par les données d'émissions ou d'extractions issues de la base de données EcoInvent. Ensuite, les flux élémentaires de même nature peuvent êtres sommés. Le logiciel SIMAPRO® version 7 a été utilisé pour réaliser l'inventaire complet.

III.2.2.a Paramétrage

L'analyse a été entièrement paramétrée ; aucune donnée n'a été directement entrée dans les processus unitaires. Cela permet de modifier les données pour mener une étude de sensibilité plus complète. Les paramètres créés pour l'étape de traitement du pilote in situ sont présentés en Annexe 4.

III.2.2.b Analyse de la qualité des données

L'analyse de la qualité des données consiste à quantifier les erreurs générées par la phase d'inventaire. Pour cela, la fiabilité de chaque donnée a été évaluée indépendamment, en se basant sur les critères fournis par Weidema et Wesnaes (1996).
Pour les corrélations temporelle et géographique, la date de notre étude réalisée en France a été comparée à l'année et la zone géographique de la fiche EcoInvent utilisée. La corrélation technologique a été jugée en fonction de la correspondance entre le procédé réel et celui d'EcoInvent. Les indicateurs d'exhaustivité et de taille de l'échantillon n'ont pas été traités : leur score par défaut est donc de 1.
Un facteur d'incertitude a été attribué à chaque score et une incertitude de base a été ajoutée. Celle-ci est égale à 1,05 dans tous les cas rencontrés, excepté pour les transports où elle est égale à 2. L'analyse de la qualité des données est présentée en Annexe 4.

Le calcul de la variance avec un intervalle de confiance de 95 % au niveau des intrants et sortants rend possible l'analyse de Monte Carlo lorsque cela est nécessaire.

III.3 EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL

III.3.1 Méthode ReCiPe 2008

La méthode ReCiPe 2008 est issue d'une part de la méthode CML 2002 (Guinee et al., 2002), comme approche d'impact intermédiaire et d'autre part de la méthode Ecoindicateur 99 (Goedkoop and Spriensma, 2001), qui faisait référence parmi les méthodes pleinement orientées dommages. Les informations relatives aux modèles employés pour construire la méthode sont détaillées par (Goedkoop et al., 2009).

Cette méthode comprend dix-huit catégories intermédiaires. La plupart de ces catégories est convertie et agrégée en trois catégories de dommages : dommage sur la santé humaine, dommage sur la diversité des écosystèmes et dommage sur la disponibilité de la ressource (Figure IV- 7).
La méthode ReCiPe présente les résultats sous trois formes, qui diffèrent notamment sur les horizons temporels envisagés et la manière de gérer les incertitudes :

- « Individualist » : perspective temporelle courte, vision optimiste, basée sur l'idée que la technologie permettra d'éviter nombres de problèmes futurs ;
- « Hierarchist » : modèle consensuel, employé à moyen terme, souvent employé dans les modèles scientifiques et considéré comme étant le modèle par défaut ;
- « Egalitarian » : modèle avec une vision à long terme, basé sur l'application du principe de précaution.

La méthode Hierarchist (H) version 1.06 a été retenue dans le cadre de ce projet.

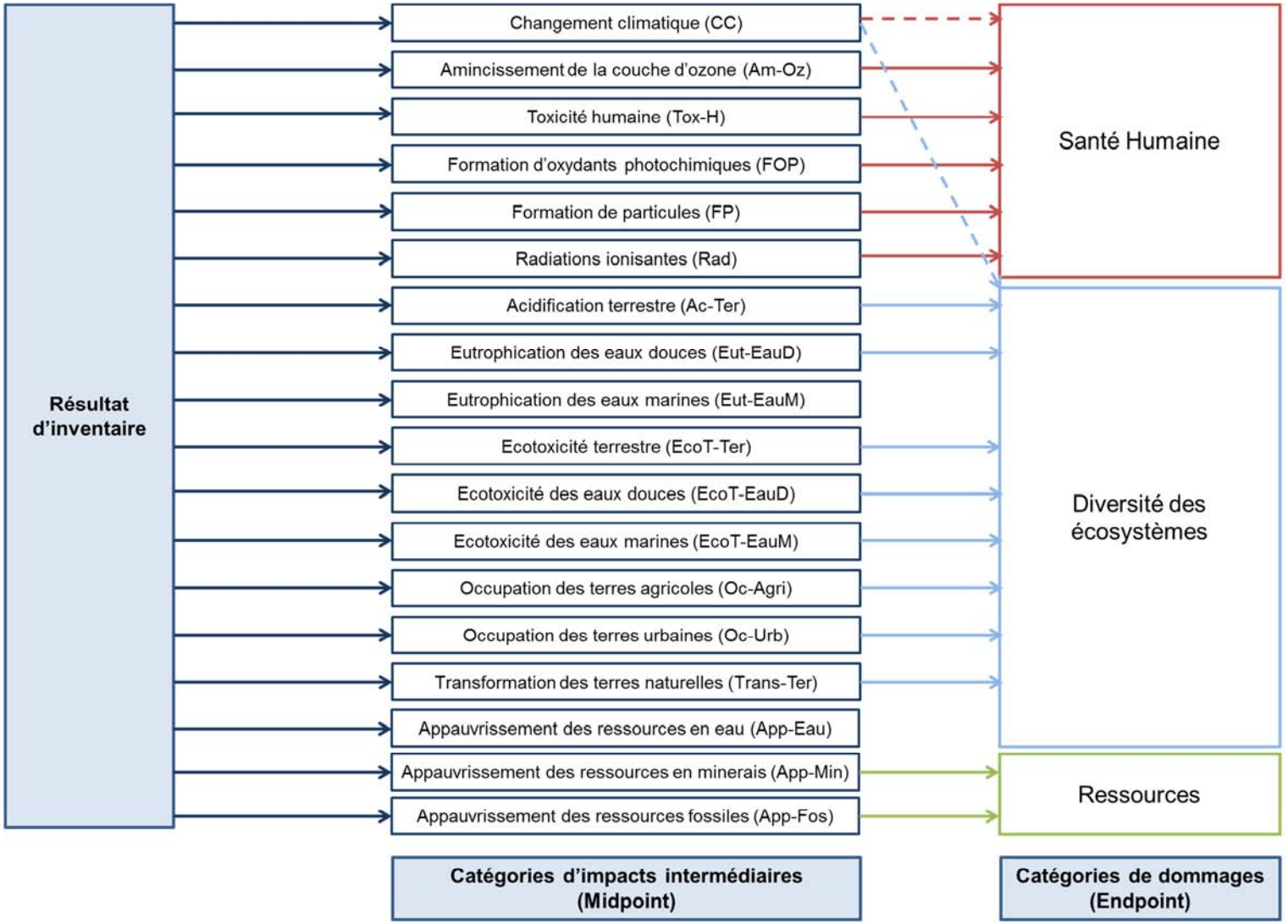


Figure IV- 7. Représentation de la méthode ReCiPe 2008

– – – > Participation à deux catégories de dommages

III.3.2 Méthode FILNOV

Il existe de nombreuses méthodes d'analyse d'impacts qui se différencient par les catégories qu'elles contiennent et les facteurs de caractérisation d'impacts et de dommages qu'elles utilisent. Le plus souvent, ces méthodes sont recommandées pour une partie seulement de leurs catégories, les résultats étant plus discutables pour les autres.
Cette difficulté a récemment fait l'objet d'une publication (Hauschild et al., 2012), résultat d'un travail dans lequel des experts de l'ACV se sont attachés à déterminer pour chaque catégorie (quand cela était possible), la meilleure méthode existante.

Une nouvelle méthode d'analyse d'évaluation de l'impact environnemental, appelée méthode FILNOV, développée au cours de l'étude, a été créée en s'appuyant sur ces travaux. Elle a été construite à partir de méthodes d'analyse existantes et de travaux scientifiques (Figure IV- 8). Elle analyse les effets sur l'environnement à la fois au niveau des impacts intermédiaires (Midpoint) et de dommages (Endpoint).

Les travaux de Hauschild et al. (2012) fournissent les meilleures méthodes au niveau des impacts intermédiaires, puis les meilleures méthodes au niveau des dommages. Il a donc été parfois nécessaire, pour pouvoir appliquer la meilleure méthode en dommage, de construire une catégorie d'impacts différente de la meilleure existante. De plus, certaines catégories d'impacts ne sont pas représentées au niveau dommages car les auteurs n'ont pas identifié de chemin suffisamment pertinent. La méthode FILNOV a donc été créée pour deux niveaux :

- la méthode FILNOV Impacts, qui prend en compte les meilleures méthodes au niveau des impacts intermédiaires ;
- la méthode FILNOV Dommages, qui prend en compte les meilleures méthodes au niveau dommages.

Cette séparation des méthodes a permis de s'affranchir de problèmes techniques de mise en œuvre :

- Pour certaines catégories d'impacts, aucune méthode n'était conseillée pour le passage de midpoint à endpoint (Radiations ionisantes pour les écosystèmes, Eutrophisation terrestre, Ecotoxicité, Appauvrissement de la ressource en eau). Ces catégories ont donc été retirées de la méthode FILNOV Dommages afin de ne pas allonger inutilement la durée des calculs.
- La catégorie d'impact « changement climatique » contribue à deux catégories de dommages. Il n'est pas possible d'affecter une catégorie d'impact à deux catégories de dommages différentes. Pour contourner cette difficulté, il faut créer une copie de la catégorie d'impact et affecter chacune des versions à une catégorie de dommages.
- Pour la catégorie « déplétion des ressources minérales et fossiles », la réalisation de la partie dommage nécessite une reconstruction de la partie impact.

La construction détaillée de la méthode est présentée en Annexe 4.

Cette méthode a été utilisée dans le cadre de l'étude de la sensibilité des résultats à la méthode d'évaluation de l'impact utilisée.

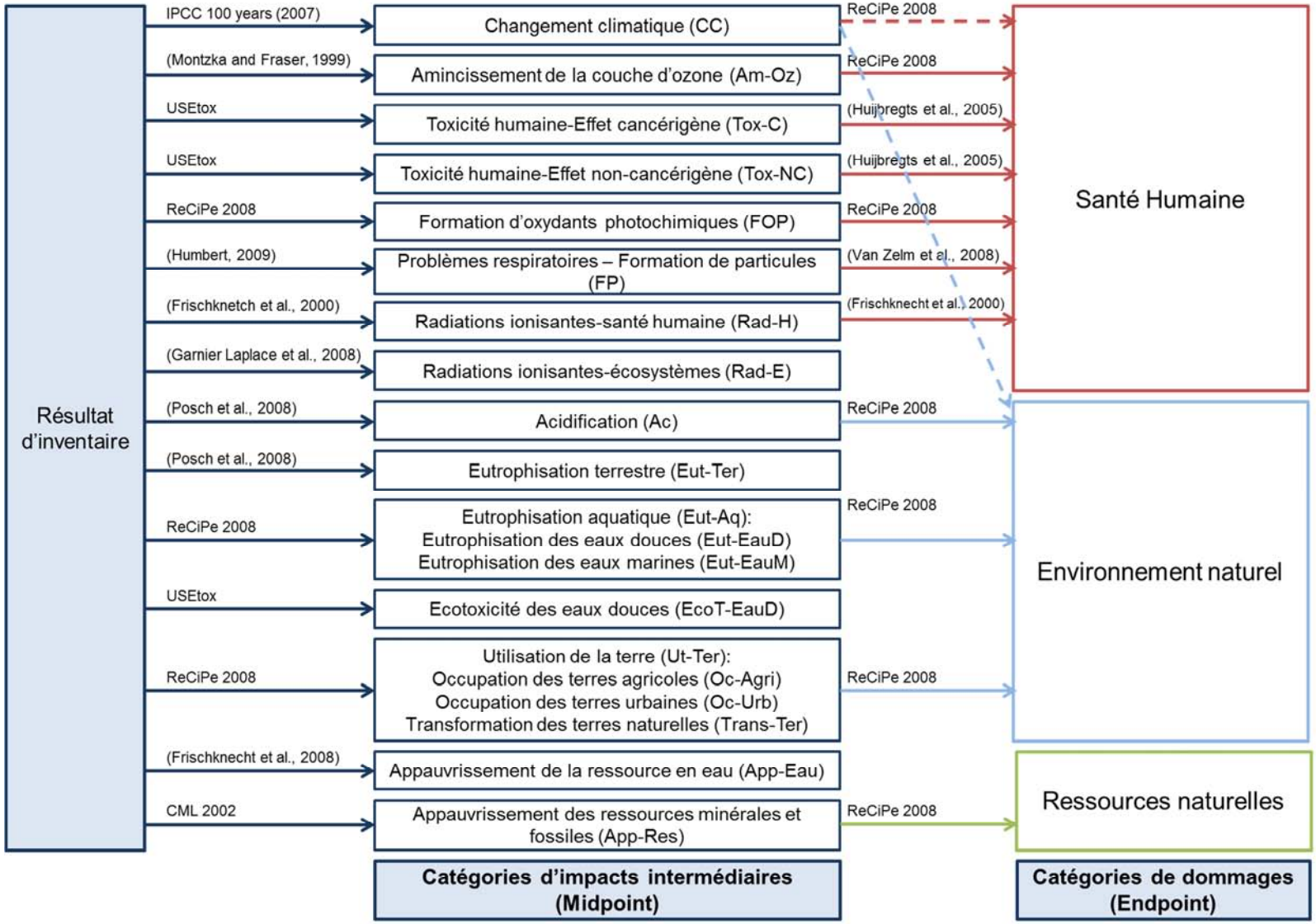


Figure IV- 8. Représentation de la méthode FILNOV (Hauschild et al., 2012)

– – – ➔ Participation à deux catégories de dommages

III.4 RESULTATS

III.4.1 Contribution des processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires

La contribution des processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires est présentée en Figure IV- 9.

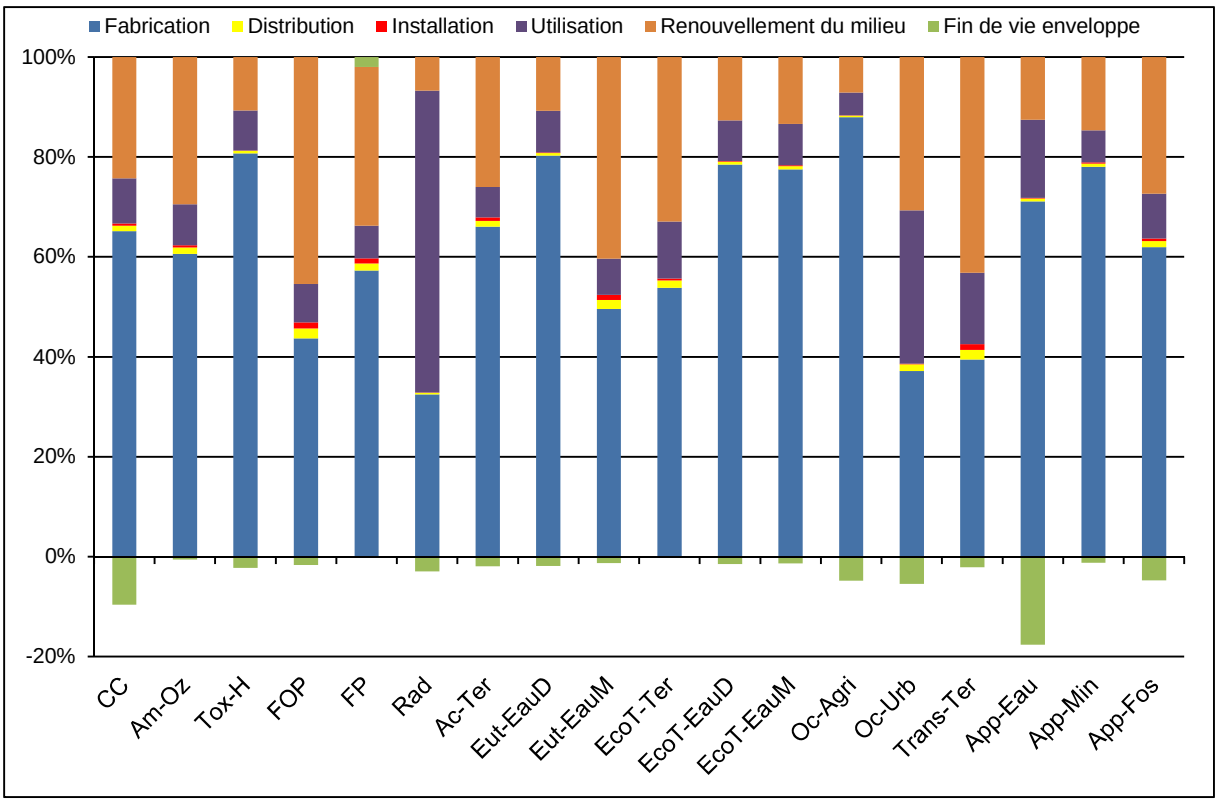


Figure IV- 9. Contribution des différents processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires – ReCiPe Midpoint (H)

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-H** : Toxicité humaine ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad** : Radiations ionisantes ; **Ac-Ter** : Acidification terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-Ter** : Ecotoxicité terrestre ; **EcoT-EauD** : Ecotoxicité eaux douces ; **EcoT-EauM** : Ecotoxicité eaux marines ; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Min** : Appauvrissement des ressources en minerais ; **App-Fos** : Appauvrissement des ressources fossiles.*

Il ressort que pour la majorité des catégories d'impacts intermédiaires la phase de fabrication du procédé de traitement est prépondérante puisqu'elle est à l'origine de plus de 50 % des impacts pour 14 des 18 catégories intermédiaires de la méthode ReCiPe. L'analyse de la contribution des processus unitaires à l'étape de fabrication du procédé indique que ceci est majoritairement dû au plancher intermédiaire (Figure IV- 10).

L'impact négatif, pour 15 des 18 catégories d'impacts, s'explique par le recyclage du béton de l'enveloppe en fin de vie. Il s'agit d'un impact évité.

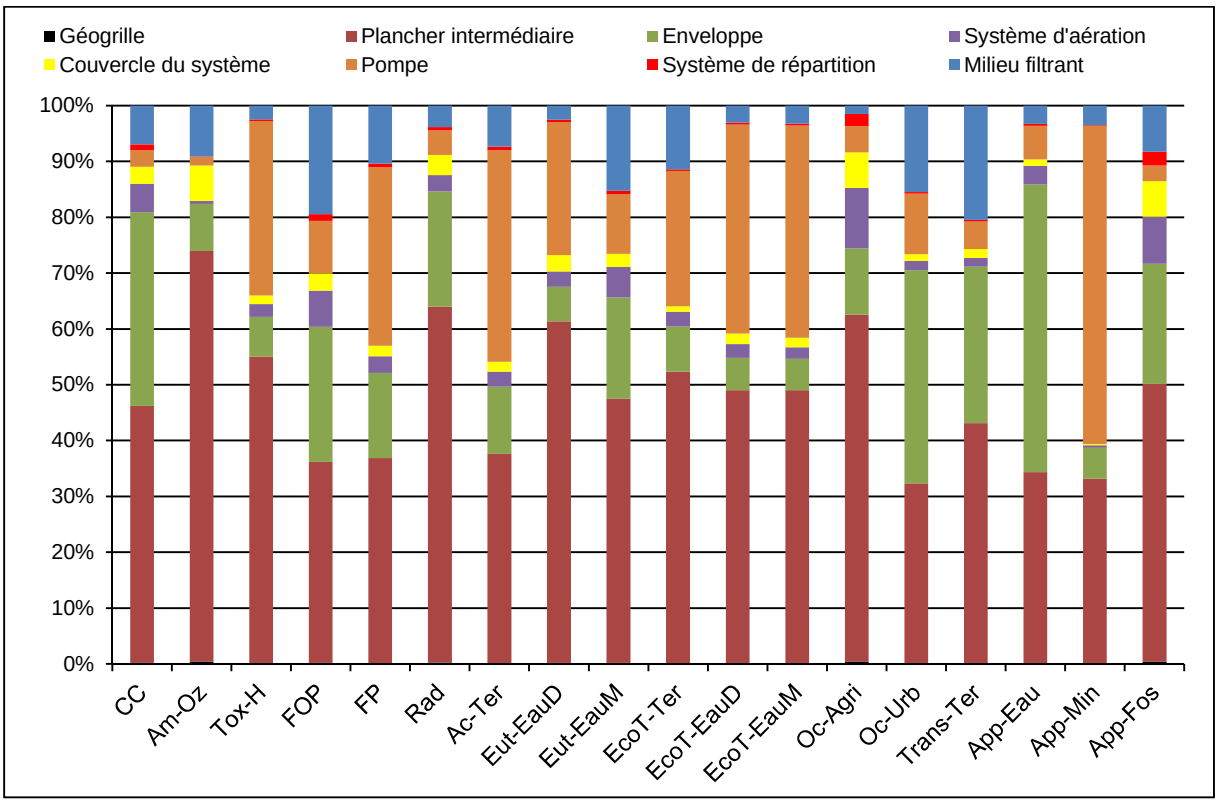


Figure IV- 10. Fabrication du procédé – Contribution des différents processus unitaires aux catégories d'impact intermédiaires – ReCiPe Midpoint (H)

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-H** : Toxicité humaine ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad** : Radiations ionisantes ; **Ac-Ter** : Acidification terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-Ter** : Ecotoxicité terrestre ; **EcoT-EauD** : Ecotoxicité eaux douces ; **EcoT-EauM** : Ecotoxicité eaux marines ; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Min** : Appauvrissement des ressources en minerais ; **App-Fos** : Appauvrissement des ressources fossiles.*

Le choix du PRV (Polyester (65%) Renforcé de fibres de Verre (35%)) comme matériau pour la composition du plancher intermédiaire contribue à plus de 50 % des impacts générés par le processus unitaire « plancher intermédiaire » pour plus de la moitié des catégories d'impacts intermédiaires de ReCiPe. L'analyse des contributions des processus élémentaires montre que ceci est majoritairement dû à l'utilisation de xylène et d'acide adipique pour la fabrication de la résine polyester (Figure IV- 11). La fabrication de la pompe et de l'enveloppe présentent des effets assez forts. Pour la pompe, l'utilisation de nickel dans la formulation de l'acier inoxydable explique la majorité des effets. Pour l'enveloppe, les deux composants entrant dans sa fabrication, le PE (PolyEthylène) et le béton, ont un impact important.

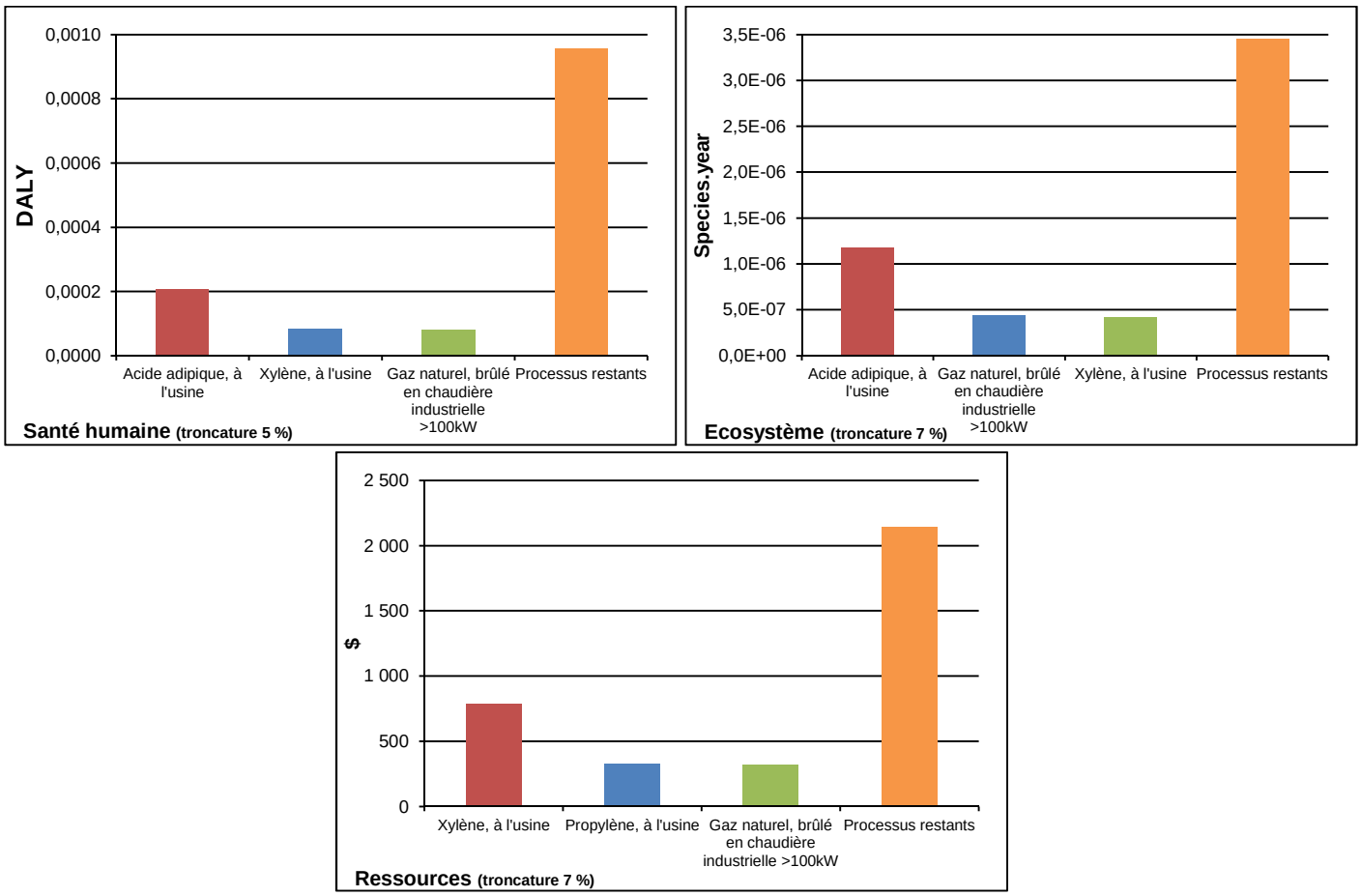


Figure IV- 11. Contribution des processus élémentaires aux catégories de dommages pour le processus unitaire « plancher intermédiaire » - ReCiPe Endpoint (H)

La phase d'utilisation du procédé de traitement présente les impacts les plus importants pour les catégories « radiations ionisantes » et « occupation des terres urbaines » (Figure IV- 9). Cela vient de l'utilisation d'électricité lors du pompage des eaux usées prétraitées, le mix électrique français comprend en effet une part importante de nucléaire, et des opérations de maintenance des routes lors de l'utilisation d'un véhicule pour l'entretien du procédé une fois par an (Figure IV- 12).

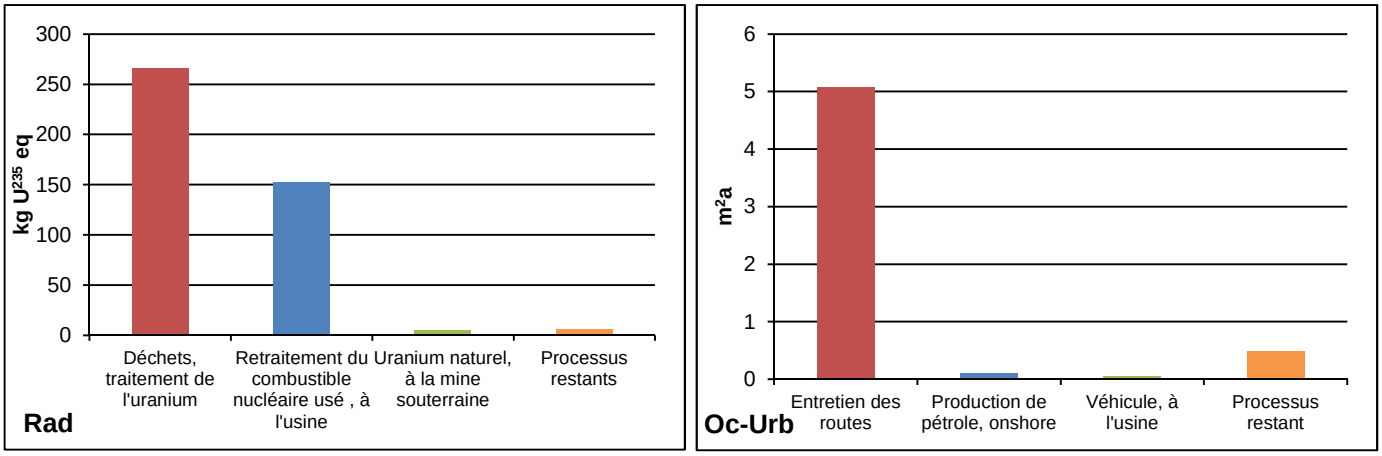


Figure IV- 12. Contribution des processus élémentaires à l'impact « radiations ionisantes » et « occupation des terres urbaines » pour la phase d'utilisation du procédé in situ - ReCiPe Midpoint (H), troncature 0,63 %

Pour la phase d'utilisation, il faudrait envisager de rendre le procédé autonome en électricité pour le fonctionnement de la pompe. Ceci pourrait se faire à l'aide de panneaux photovoltaïques. La mise en place de ce type de système ne sera pas discutée dans cette étude car le dimensionnement nécessaire pour rendre la pompe de relevage autonome n'a pas été réalisé. Mais cette proposition est à évaluer dans un travail futur.

Le renouvellement du milieu filtrant contribue fortement aux catégories d'impacts « transformation des terres naturelles » et « formation d'oxydants photochimiques » (Figure IV- 9), qui sont dus à la production de carburant (extraction du pétrole et forage des puits) et à la combustion du carburant lors du transport (Figure IV- 13).

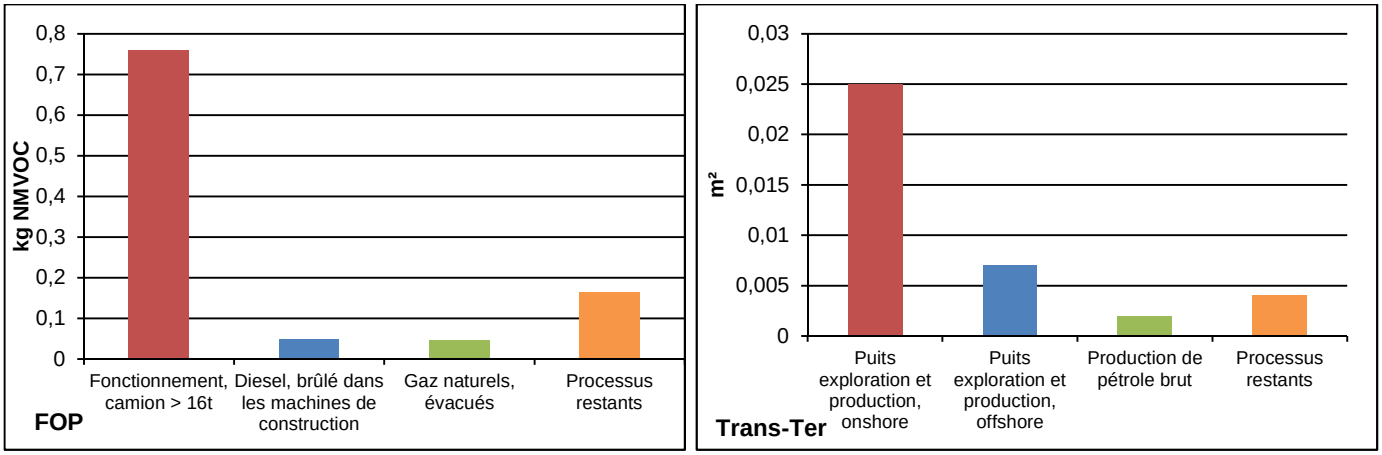


Figure IV- 13. Contribution des processus élémentaires à l'impact « formation d'oxydants photochimiques » et « transformation des terres naturelles » pour la phase de renouvellement du milieu filtrant du procédé in situ - ReCiPe Midpoint (H)

Le renouvellement du milieu filtrant est réalisé tous les 5 ans comme cela a été précisé dans les hypothèses. Cette durée sera peut-être amenée à être modifiée selon les résultats obtenus au niveau du pilote in situ sur le long terme. La sensibilité de l'analyse à la durée de vie du milieu filtrant, et donc de son renouvellement, sera discutée dans la partie suivante.

L'ACV à cette étape de la conception du procédé montre qu'un effort doit être fait dans le choix des matériaux entrant dans la fabrication des constituants du procédé de traitement, notamment pour le plancher intermédiaire. De plus, le renouvellement du milieu filtrant est aussi un processus relativement contributif aux impacts environnementaux du procédé.

III.4.2 Etude de sensibilité

III.4.2.a Sensibilité à la méthode d'évaluation

Dans un premier temps, les impacts du procédé de traitement in situ ont été modélisés en utilisant la méthode ReCiPe 2008 (H). Cependant, il convient de s'assurer que les conclusions observées avec cette méthode ne sont pas bouleversées par l'emploi d'une méthode d'évaluation différente. La méthode utilisée est la méthode FILNOV créée sous SIMAPRO® comme expliqué précédemment. Les résultats obtenus sont présentés en Figure IV- 14 et sont comparés à la Figure IV- 9.

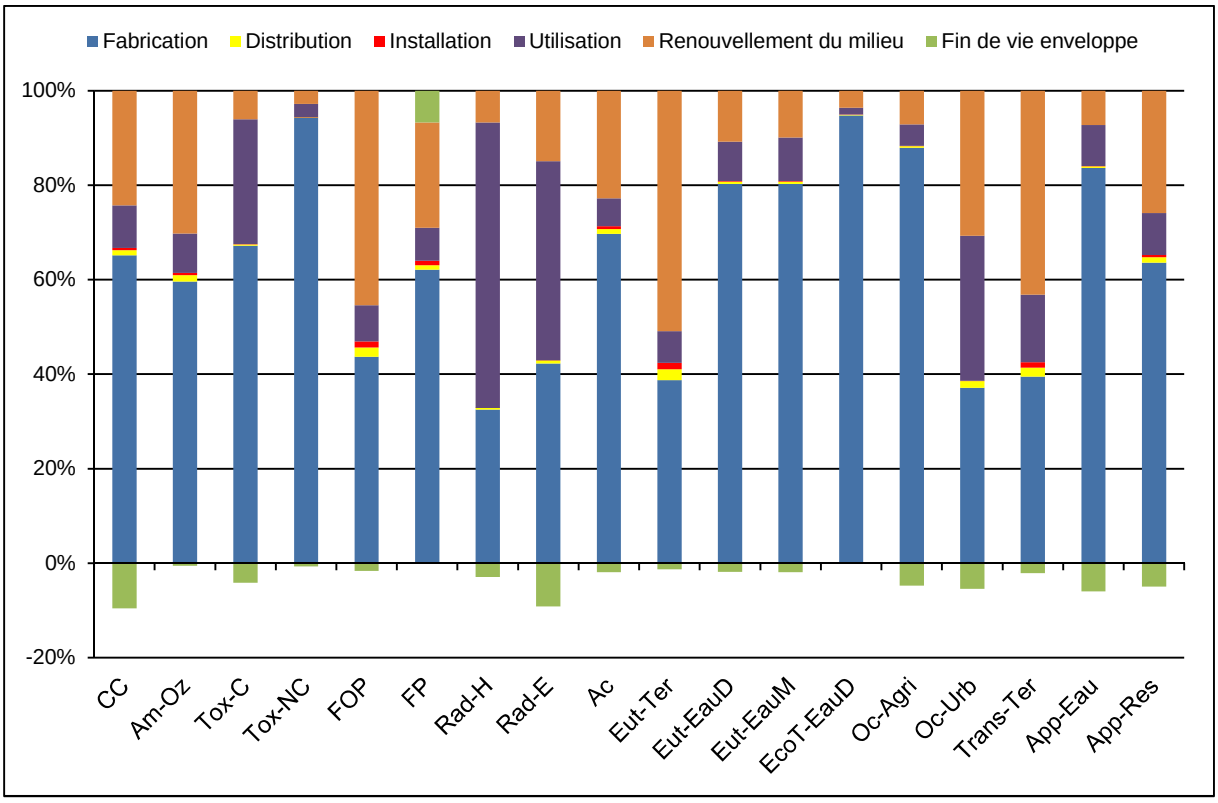


Figure IV- 14. Contribution des différents processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires – FILNOV Impacts

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-C** : Toxicité humaine-Effet cancérigène ; **Tox-NC** : Toxicité humaine-Effet non-cancérigène ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad-H** : Radiations ionisantes-santé humaine ; **Rad-E**: Radiations ionisantes-écosystèmes ; **Ac** : Acidification ; **Eut-Ter** : Eutrophisation terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-EauD** : Ecotoxicité des eaux douces; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Res** : Appauvrissement des ressources minérales et fossiles.*

Certaines catégories d'impacts ne peuvent pas être comparées parce qu'elles n'apparaissent que dans la méthode ReCiPe (écotoxicité terrestre et écotoxicité des eaux marines) ou dans la méthode FILNOV (radiations ionisantes-écosystème et eutrophisation terrestre).

Les résultats obtenus avec la méthode FILNOV Impacts présentent des tendances similaires aux résultats de la méthode ReCiPe Midpoint (H). La phase de fabrication du procédé engendre le plus d'impact, viennent ensuite la phase d'utilisation et de renouvellement du milieu filtrant.

Pour la fabrication du procédé, là encore, le plancher intermédiaire engendre le plus d'effet avec l'utilisation du PRV dans sa composition. Comme avec la méthode ReCiPe, les processus engendrant le plus d'impact, après le plancher intermédiaire, sont l'enveloppe en béton fibré PE et la fabrication de la pompe, avec l'utilisation de l'acier inoxydable.

Les catégories FOP, Eut-EauD, Oc-Agri, Oc-Urb et Trans-Ter de la méthode FILNOV Impacts présentent des résultats identiques à ceux obtenus avec la méthode ReCiPe.
Pour la catégorie Eut-EauM, extraite de ReCiPe mais avec quelques modifications sur le compartiment air, les résultats sont légèrement différents mais la contribution des processus unitaires reste classée dans le même ordre. La part imputée à l'étape de fabrication est beaucoup plus importante avec la méthode FILNOV (80 %) qu'avec la méthode ReCiPe (49 %) et l'impact du renouvellement du milieu filtrant est moins important (FILNOV Impacts: 10 % ; ReCiPe Midpoint (H) : 40 %). Ceci est notamment dû à l'élimination des facteurs relatifs aux oxydes d'azote, qui sont produits lors de la combustion du diesel lors des transports, dans la méthode FILNOV Impacts par rapport à la méthode ReCiPe.
Les résultats observés pour la catégorie d'impacts « changement climatique » sont identiques pour les deux méthodes utilisées, cela s'explique par le fait que les facteurs considérés dans ReCiPe proviennent aussi de la méthode IPCC 2007. De même pour la catégorie « radiations ionisantes-santé humaine », la méthode ReCiPe s'inspire aussi des travaux de Frischknetch et al. (2000), les résultats obtenus pour les deux méthodes sont donc équivalents.
Pour les catégories d'impacts Am-Oz, FP et Ac, les pourcentages imputés à chaque processus unitaire sont similaires d'une méthode à l'autre (variation inférieure à 10 % en pourcentage relatif). Concernant la toxicité humaine, la moyenne des deux catégories (Tox-C et Tox-NC) pour la méthode FILNOV Impacts donne des résultats équivalents à celle (Tox-H) de la méthode ReCiPe. De même, pour l'appauvrissement des ressources, la moyenne des deux catégories de la méthode ReCiPe (App-Min et App-Fos) présente des résultats équivalents à la méthode FILNOV Impacts (App-Res). Les catégories d'impacts « appauvrissement des ressources en eau » et « écotoxicité des eaux douces » présentent des écarts supérieurs à 10 % en pourcentage relatif (et inférieurs à 20 %), mais le classement des processus unitaires en fonction de leur impact reste le même.

La Figure IV- 20 présente les résultats obtenus pour les catégories de dommages pour les méthodes ReCiPe Endpoint (barres pleines) et FILNOV Dommages (barres rayées).

Les résultats obtenus pour les catégories de dommages sont similaires d'une méthode à l'autre.

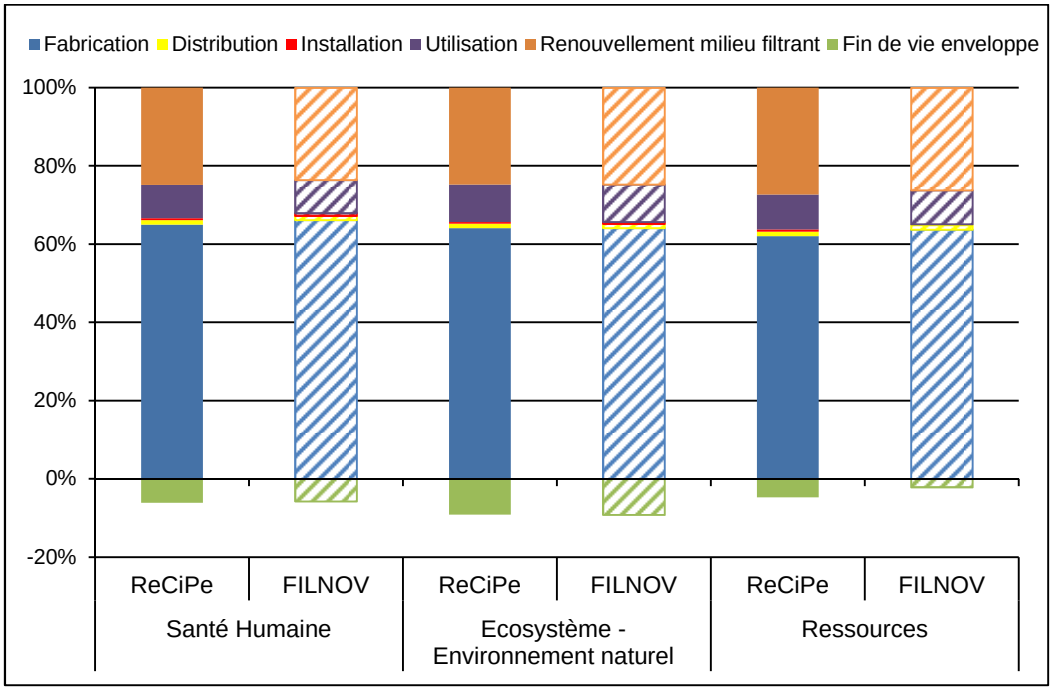


Figure IV- 15. Contribution des différents processus unitaires aux catégories de dommages – ReCiPe Endpoint (H) et FILNOV Dommages

III.4.2.b Sensibilité aux limites du système et aux hypothèses initiales

- Matériau du plancher intermédiaire

La première analyse de cycle de vie a montré l'effet important de l'utilisation du PRV dans la composition du plancher intermédiaire. Une analyse de cycle de vie avec une modification du matériau composant ce plancher a été réalisée et comparée au scénario initial (Figure IV-16). Il a été choisi d'utilisé du PE (Scénario B) à la place du PRV (Scénario A) pour le matériau du plancher intermédiaire.

L'utilisation de PE en remplacement du PRV pour le matériau du plancher intermédiaire semble diminuer l'ensemble des impacts considérés dans la méthode ReCiPe Midpoint (H). Le flux de pollution n'a donc pas été déplacé d'une catégorie à une autre et a permis d'améliorer l'effet environnemental du procédé.
L'écart entre les deux scénarios est cependant compris entre 10 et 20 % pour plusieurs catégories d'impacts. Une analyse de Monte-Carlo avec 1000 itérations a donc été réalisée afin de compléter cette comparaison (Figure IV- 17). Cette analyse permet d'évaluer la probabilité qu'un scénario soit plus défavorable que l'autre par catégories d'impacts. L'analyse d'incertitudes confirme que le scénario A (plancher intermédiaire en PRV) présente une probabilité plus importante d'être défavorable comparé au scénario B (plancher intermédiaire en PE). Pour deux catégories d'impacts « appauvrissement des ressources fossiles » et « formation d'oxydants photochimiques », la probabilité que le scénario A soit plus favorable que le scénario B dépasse 40 %, ce qui indique que la différence pour ces deux catégories est peu fiable.

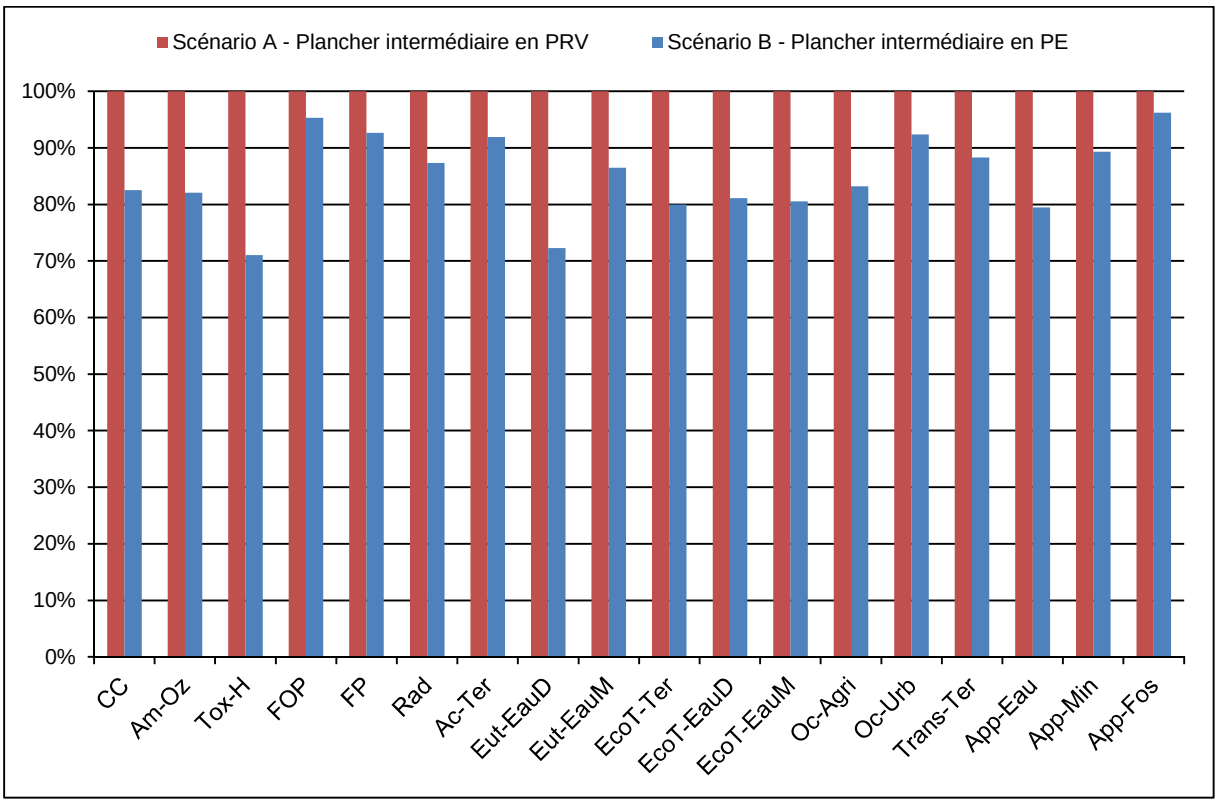


Figure IV- 16. Comparaison des scénarios pour le matériau du plancher intermédiaire du procédé in situ – ReCiPe Midpoint (H)

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-H** : Toxicité humaine ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad** : Radiations ionisantes ; **Ac-Ter** : Acidification terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-Ter** : Ecotoxicité terrestre ; **EcoT-EauD** : Ecotoxicité eaux douces ; **EcoT-EauM** : Ecotoxicité eaux marines ; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Min** : Appauvrissement des ressources en minerais ; **App-Fos** : Appauvrissement des ressources fossiles.*

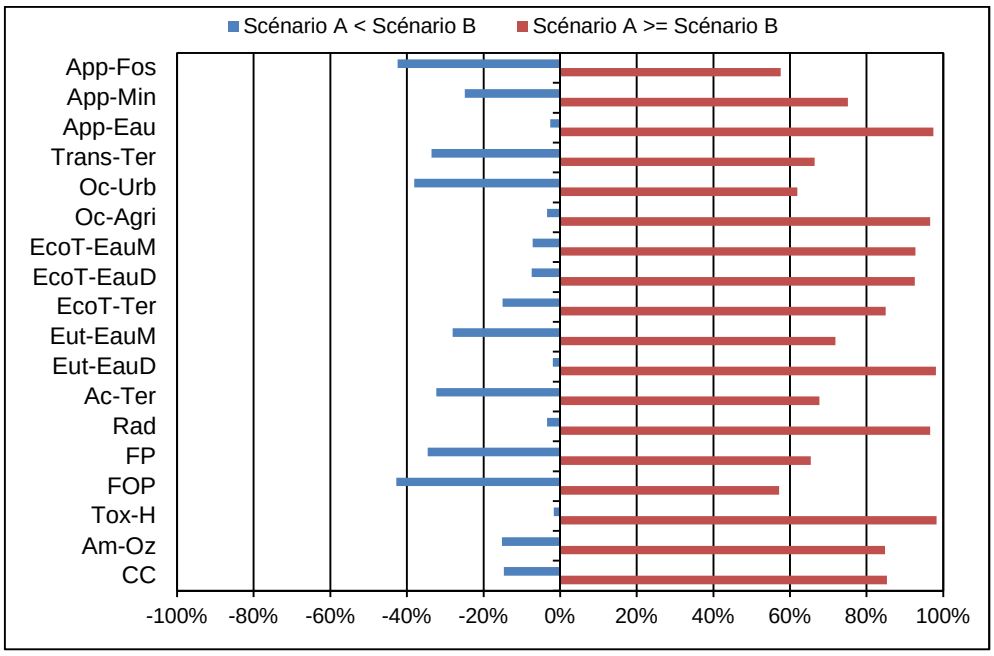


Figure IV- 17. Analyse d'incertitudes matériau du plancher intermédiaire – Monte-Carlo avec ReCiPe Midpoint (H)

Scénario A : Plancher intermédiaire en PRV ; Scénario B : Plancher intermédiaire en PE

La réalisation de l'ACV à cette étape du développement du procédé a permis de mettre en évidence la forte contribution du plancher intermédiaire sélectionné à l'effet environnemental global du procédé. Le remplacement du PRV par du PE pour le matériau constitutif du plancher intermédiaire montre que l'impact environnemental du procédé peut être diminué pour l'ensemble des catégories d'impacts considérées dans la méthode ReCiPe. Le passage à une production plus importante du procédé de traitement devra donc prendre en compte cette substitution.
De plus, pour aucun des deux scénarios, le recyclage du matériau n'a été considéré. La prise en compte de son éventuel réutilisation permettrait peut-être d'améliorer encore les résultats observés sur les catégories d'impacts intermédiaires de la méthode ReCiPe 2008.

- Durée de vie du milieu filtrant

Dans un premier temps, le cycle de vie du procédé de traitement in situ a été réalisé avec une durée de vie du milieu filtrant de 5 ans. Cette hypothèse a été faite en adéquation avec les résultats observés durant l'étude à l'échelle laboratoire. Il convient de tester cette hypothèse en considérant que le milieu chènevotte sur grignons d'olives a une durée de vie plus longue ou plus courte. Il a donc été choisi de diviser et de multiplier la durée de vie initiale par deux (Tableau IV- 3). La comparaison des résultats obtenus pour les catégories d'impacts intermédiaires avec la méthode ReCiPe 2008 (H) sont présentés en Figure IV- 18.

Tableau IV- 3. Scénarios de durée de vie du milieu filtrant – Pilote in situ

Scénario	Durée de vie du milieu filtrant
A (scénario initial)	5 ans
B	10 ans
C	2,5 ans

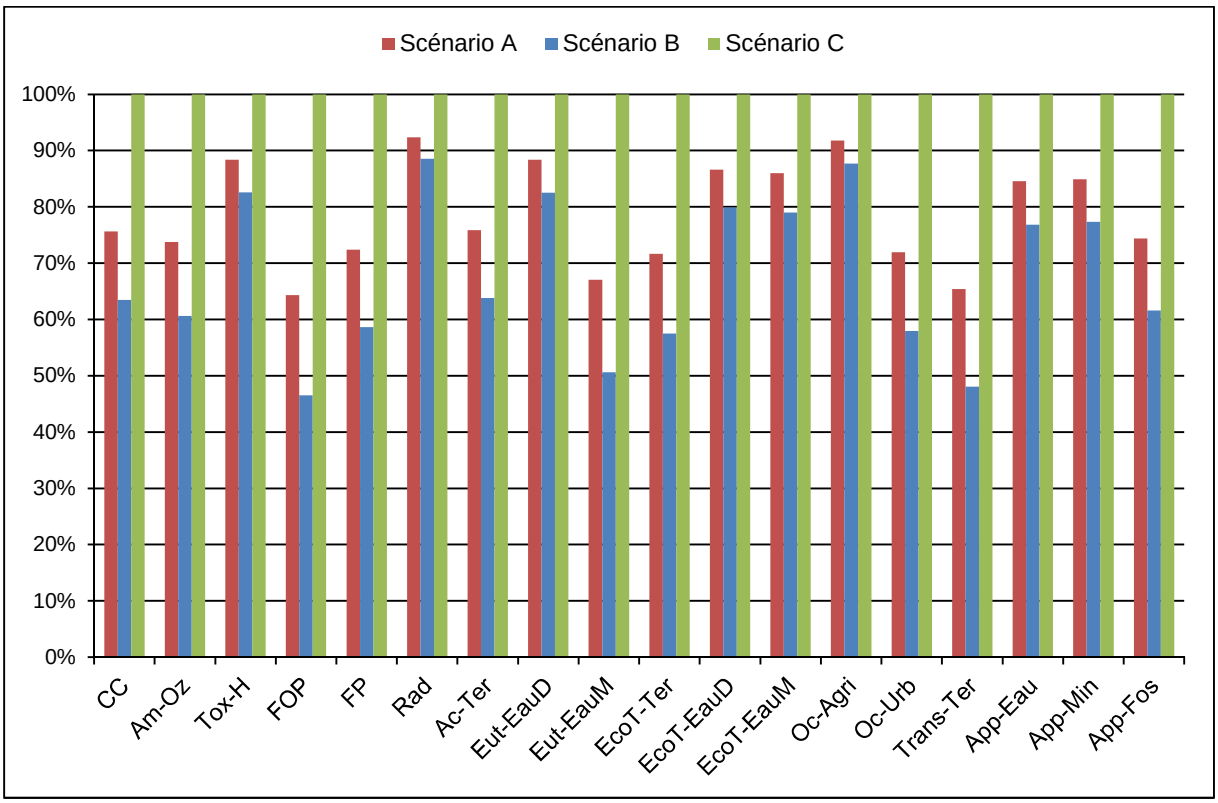


Figure IV- 18. Comparaison des scénarios pour la durée de vie des milieux filtrants du procédé in situ – ReCiPe Midpoint (H)

Scénario A : durée de vie du milieu filtrant 5 ans ; Scénario B : durée de vie du milieu filtrant 10 ans ; Scénario C : durée de vie du milieu filtrant 2,5 ans

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-H** : Toxicité humaine ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad** : Radiations ionisantes ; **Ac-Ter** : Acidification terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-Ter** : Ecotoxicité terrestre ; **EcoT-EauD** : Ecotoxicité eaux douces ; **EcoT-EauM** : Ecotoxicité eaux marines ; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Min** : Appauvrissement des ressources en minerais ; **App-Fos** : Appauvrissement des ressources fossiles.*

L'impact de l'augmentation de la durée de vie du milieu filtrant (scénario B) semble moins important que l'impact de la diminution de cette durée de vie (scénario C). L'écart constaté entre le scénario A et le scénario B est inférieur à 20 % pour l'ensemble des catégories d'impacts de la méthode ReCiPe 2008 (H). Celui observé entre le scénario A et le scénario C est supérieur à 20 % pour 10 des 18 catégories considérées, dont 3 supérieures à 30 % de variation. Les catégories « formation d'oxydants photochimiques » et « transformation des terres naturelles » présentent les variations les plus importantes lors du changement de la durée de vie du milieu filtrant. Cette évolution est cohérente avec l'identification de ces catégories comme les plus impactées par le renouvellement du milieu filtrant.

Les scénarios A et B ne diffèrent que de 10 à 20 % pour chaque catégorie d'impacts. Afin d'affiner les résultats observés entre les scénarios A et B, une analyse de Monte-Carlo a été réalisée avec 1000 itérations (Figure IV- 19). Elle montre que le scénario A (durée de vie 5 ans) a une probabilité plus importante d'être défavorable que le scénario B (durée de vie 10 ans) et confirme donc les résultats observés pour la comparaison des impacts.

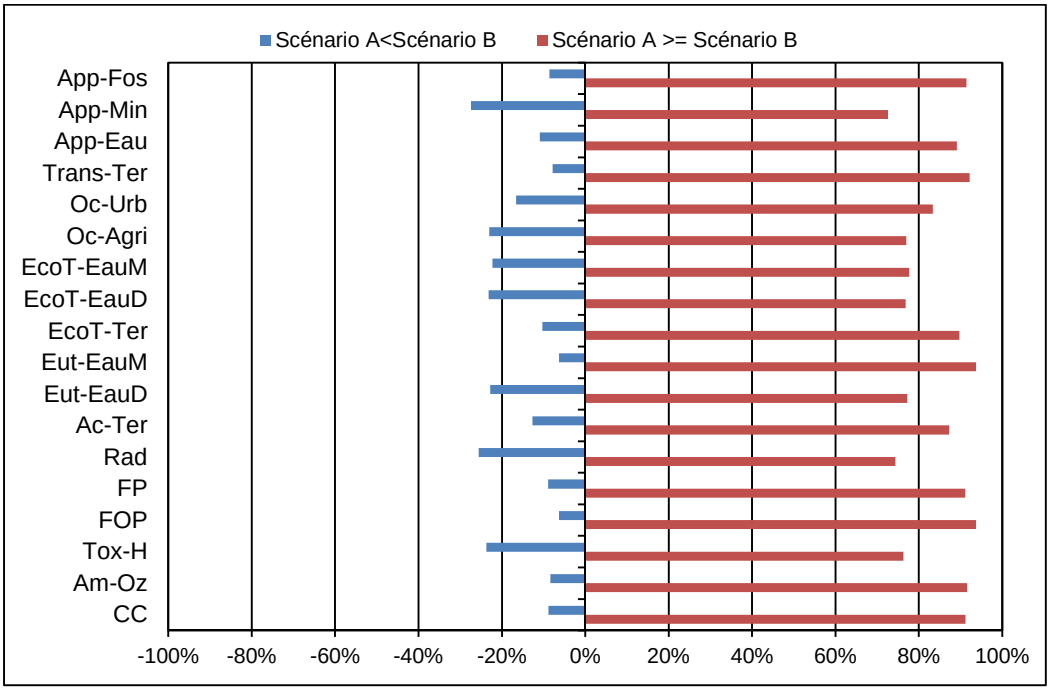


Figure IV- 19. Analyse d'incertitudes durée de vie du milieu filtrant (Scénarios A et B) – Monte-Carlo avec ReCiPe Midpoint (H)

Scénario A : durée de vie du milieu filtrant 5 ans ; Scénario B : durée de vie du milieu filtrant 10 ans

Une analyse d'incertitudes avec la méthode de Monte-Carlo avec les scénarios A et C a été réalisée (Annexe 4) et confirme les résultats observés à la Figure IV- 18 : le scénario C (durée de vie 2,5 ans) est plus défavorable que le scénario A (durée de vie 5 ans).

La durée de vie du milieu filtrant est un point important dans le cycle de vie du procédé de traitement. En effet, elle contribue à des processus unitaires qui ont des effets pour plusieurs catégories d'impacts. Un doublement de la durée de fonctionnement du milieu filtrant permet de réduire de façon significative les impacts environnementaux. L'étude du pilote in situ va permettre d'affiner cette durée de vie et ainsi permettre de modéliser au plus juste son impact environnemental.

- <u>Fin de vie du milieu filtrant</u>

Dans les hypothèses initiales, les milieux filtrants usés ont été considérés comme utilisés sur place pour du compostage sur site. La fiche scénario de déchets « compostage » de la base de données EcoInvent est une fiche vide, sans émission ou produit évité. Les données relatives aux compostages des milieux ne sont pas connues, la fiche n'a donc pas pu être complétée. Dans le cas où le compostage sur site ne pourrait pas avoir lieu, un transfert des milieux vers un centre de compostage pour la chènevotte et un centre d'incinération ou de compostage pour les grignons d'olives a été envisagé. Deux scénarios ont été comparés au scénario initial (Tableau IV- 4).

Dans les scénarios, les produits issus des traitements (engrais ou récupération d'énergie) ne sont pas considérés dans les fiches processus de la base de données EcoInvent. Les données relatives en produits évités ne sont pas connues et n'ont donc pas pu être ajoutées dans la fiche EcoInvent utilisée. Les produits issus des traitements en centre de compostage ou d'incinération sont alors considérés comme des déchets.
Les résultats obtenus pour la comparaison des trois scénarios au niveau des catégories d'impacts intermédiaires sont présentés en Figure IV- 20.

Tableau IV- 4. Scénarios de fin de vie du milieu filtrant – Pilote in situ

Scénario	Fin de vie du milieu filtrant		
	Compostage in situ	**Centre de compostage**	**Incinération**
A (scénario initial)	Chènevotte Grignons d'olives		
B		Chènevotte	Grignons d'olives
C		Chènevotte Grignons d'olives	
Fiche EcoInvent utilisée (scénario de déchets)	Composting organic waste/RER U	Compost, at plant/CH U	Disposal, biowaste, 60% H2O, to municipal incineration, allocation price/CH U

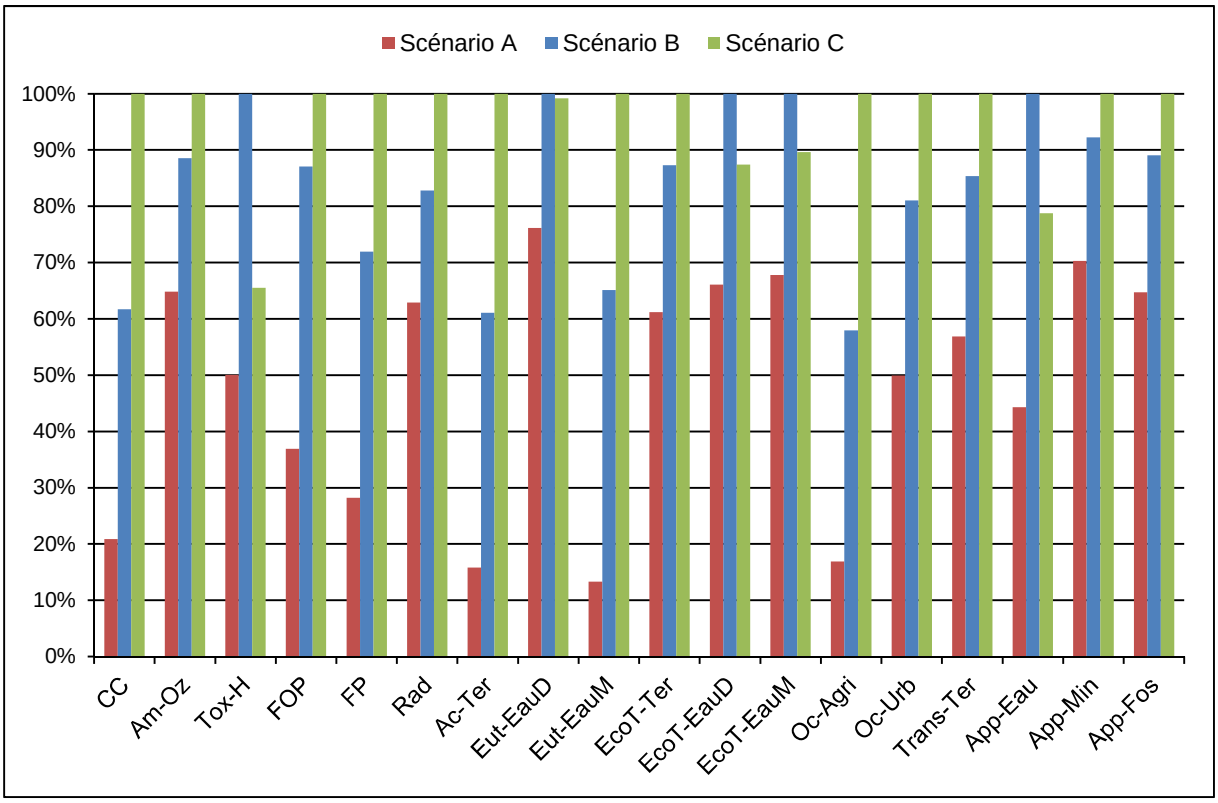


Figure IV- 20. Comparaison des scénarios de fin de vie du milieu filtrant du procédé de traitement in situ – ReCiPe Midpoint (H)

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-H** : Toxicité humaine ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad** : Radiations ionisantes ; **Ac-Ter** : Acidification terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-Ter** : Ecotoxicité terrestre ; **EcoT-EauD** : Ecotoxicité eaux douces ; **EcoT-EauM** : Ecotoxicité eaux marines ; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Min** : Appauvrissement des ressources en minerais ; **App-Fos** : Appauvrissement des ressources fossiles.*

Le scénario C, compostage en centre de l'ensemble du milieu filtrant, présente les effets les plus importants des trois scénarios comparés. Lorsque les processus unitaires « incinération » et « compostage » utilisés sont comparés, le processus « compostage » est plus défavorable que le processus « incinération » pour 12 catégories d'impacts intermédiaires sur 18 de la méthode ReCiPe. La production en quantité importante de méthane lors du processus de compostage, considéré comme un gaz à effet de serre non réutilisé, est la principale substance expliquant ce fait.
Lorsque les scénarios sont comparés au niveau endpoint, les mêmes conclusions peuvent être avancées (Figure IV- 21). Le processus unitaire le plus impactant pour les scénarios B et C est le compostage pour les catégories « santé humaine » et « écosystème » (Annexe 4).

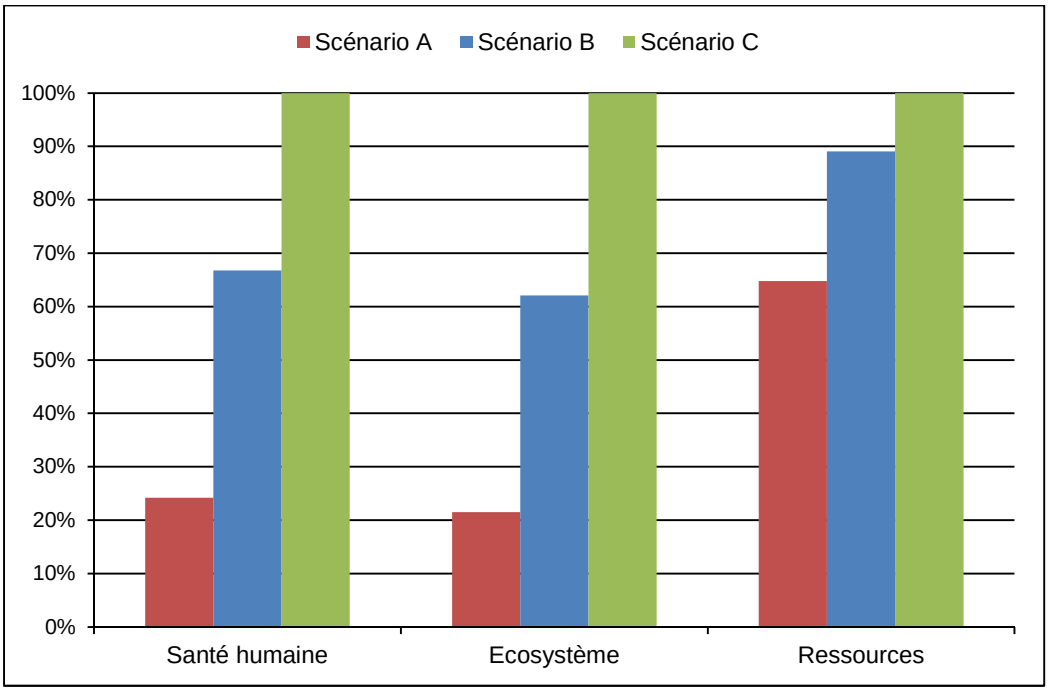


Figure IV- 21. Comparaison des scénarios de fin de vie du milieu filtrant du procédé de traitement in situ – ReCiPe Endpoint (H)
Scénario A : compostage in situ ; Scénario B : centre de compostage et d'incinération ; Scénario C : centre de compostage

La masse de milieu à traiter est importante en fin de vie car il faut prendre en compte l'augmentation de masse de milieu générée par la filtration de l'eau. La masse de milieu à transporter et à traiter est donc très importante et engendre donc les impacts les plus importants. Il faut se rappeler que les traitements de fin de vie des milieux considèrent les matières comme des déchets et ne prennent pas en compte les produits générés permettant d'éviter d'autres produits. Par exemple, le compostage des milieux permet de produire un compost qui peut remplacer une partie des engrais utilisés en agriculture ou l'incinération des grignons d'olives peut générer de l'énergie qui peut être réutilisée. Il faudrait donc évaluer la quantité de produit « évité » par les traitements de fin de vie pour voir l'impact global de ces processus. Cette étude n'a pas pu être réalisée durant ces travaux.

Cette analyse montre que la prise en compte de la fin de vie du milieu filtrant est délicate. L'impact environnemental généré par le traitement des milieux via un centre de traitement est important, car les matières résultantes sont considérées comme des déchets. Si le scénario de traitement de déchet en centre de compostage ou d'incinération est privilégié, il faut pouvoir quantifier les produits évités par les filières de traitement. Il faut aussi se poser la question de la pertinence d'emmener ces matières usées dans un centre de traitement alors qu'elles pourraient être utiles localement en utilisation directe. En effet, le but est de développer un procédé utilisant des ressources locales, il faudrait donc envisager un traitement de fin de vie local pour ces matières avec une réutilisation sur site ou à proximité permettant d'éviter l'utilisation d'autres produits tels que les engrais.

- Qualité de l'eau

Le procédé de traitement permet de réduire la pollution de l'eau usée rejetée par les habitations avant son rejet au milieu naturel. Lors de l'analyse initiale, cette action n'a pas été modélisée. Cette partie s'attache à essayer de prendre en compte la qualité de l'eau rejetée puisqu'elle permet d'éviter un rejet d'eau polluée et donc d'éviter un impact sur l'environnement.

Pour cela, les paramètres de l'eau sortant du procédé de traitement ainsi que les paramètres de l'eau entrant dans le procédé doivent être pris en compte. En effet, si l'on ne considère que la qualité de l'eau sortant du procédé, le processus est alors considéré comme un simple rejet à l'environnement alors qu'il permet d'éliminer un part de l'impact du rejet direct de l'eau usée prétraitée au milieu naturel. Deux processus unitaires ont alors été créés :

- un processus « eau entrante », comprenant les données relatives aux paramètres de la qualité de l'eau entrant sur le procédé de traitement dans la catégorie « émissions vers l'eau »,
- un processus « eau sortante », comprenant les données relatives aux paramètres de la qualité de l'eau sortant du procédé dans la catégorie « émissions vers l'eau ».

Ces deux processus sont intégrés dans un processus « filtration » lui-même intégré au niveau du processus « utilisation ». Pour prendre en compte que le processus implique une diminution de la quantité de polluants avant le rejet, le processus « eau entrante » est appelé en -1 et le processus « eau sortante » en +1. Cette opération engendre des valeurs négatives en « émissions vers l'eau » et permet ainsi de prendre en compte le fait que l'on a une diminution de la pollution.

Les données prisent en compte pour la qualité des eaux sont celles obtenues lors des essais à l'échelle laboratoire (les données à l'échelle du pilote in situ n'étant pas encore disponibles). Les qualités des eaux entrantes et sortantes à l'échelle in situ sont donc considérées similaires à celles obtenues à l'échelle laboratoire. Les valeurs utilisées sont les valeurs moyennes de l'ensemble des prélèvements réalisés sur les pilotes équivalents 150 $L.j^{-1}$ (Tableau IV- 5).

Tableau IV- 5. Données relatives à la qualité de l'eau utilisées pour l'ACV – Pilote in situ

	DCO	DBO_5	MES	N_T	NH_4^+	NO_3^-	P_T	Acidité (pH)
	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$
Eau entrante	369	164	91	59	38	0,4	14	0,0022
Eau sortante	70	10	13	42	22	16	12	0,0061

Les résultats obtenus pour la comparaison des scénarios pour les catégories d'impacts intermédiaires sont présentés en Figure IV- 22.

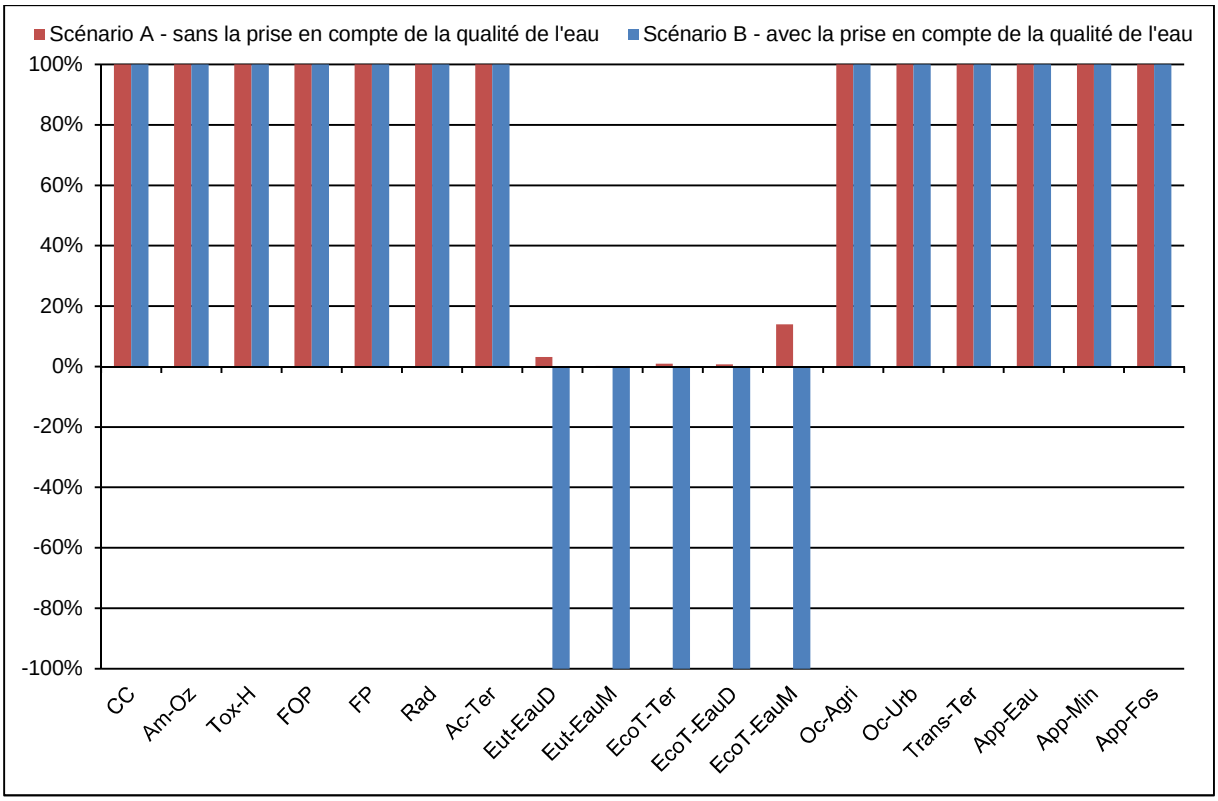


Figure IV- 22. Comparaison des scénarios sans et avec la prise en compte de la qualité de l'eau du procédé in situ – ReCiPe Midpoint (H)

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-H** : Toxicité humaine ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad** : Radiations ionisantes ; **Ac-Ter** : Acidification terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-Ter** : Ecotoxicité terrestre ; **EcoT-EauD** : Ecotoxicité eaux douces ; **EcoT-EauM** : Ecotoxicité eaux marines ; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Min** : Appauvrissement des ressources en minerais ; **App-Fos** : Appauvrissement des ressources fossiles.*

La prise en compte de la qualité de l'eau entrante et sortante a un effet direct sur les impacts d'eutrophisation des eaux (2) et d'écotoxicité (3) pour la méthode ReCiPe (H). Ce sont principalement les éliminations des composés azotés et du phosphore qui engendrent ces résultats. Les catégories d'impacts modifiées par la prise en compte de la qualité de l'eau influe sur les dommages aux écosystèmes (Figure IV- 23). La prise en compte de la qualité de l'eau engendre une diminution de la catégorie de dommages « écosystème » d'environ 30 % avec le scénario initial (scénario A).

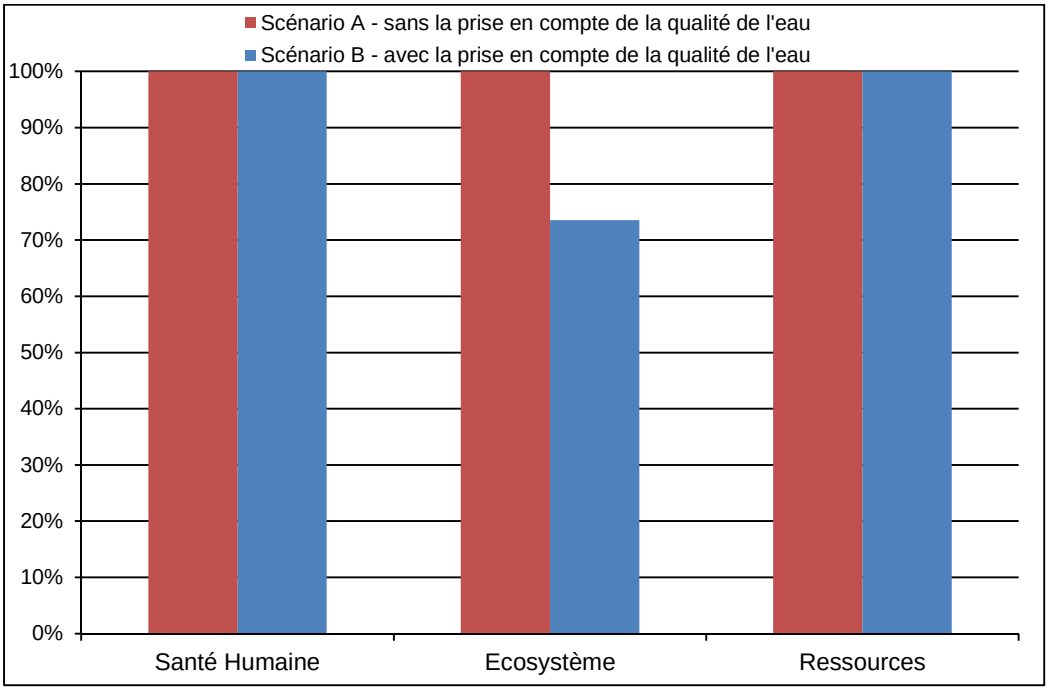


Figure IV- 23. Comparaison des scénarios sans et avec la prise en compte de la qualité de l'eau du procédé in situ – ReCiPe Endpoint (H)

Cette analyse montre l'importance de prendre en compte l'action de dépollution des eaux usées prétraitées réalisée par le procédé de traitement étudié. En effet, cette action permet de prendre en compte un impact évité. La prise en compte de la qualité de l'eau génère une contribution négative aux catégories d'impacts intermédiaires d'écotoxicité et d'eutrophisation. L'effet du procédé sur la catégorie de dommages « écosystème » s'en trouve donc diminué. La fonction du procédé étant de dépolluer l'eau usée domestique, il semble important d'inclure cette fonction dans les limites du système.

III.4.2.c Qualité des données

Une analyse de sensibilité a été effectuée sur les distances fournisseurs-société ITREN et société ITREN-site d'installation. Les distances ont été augmentées et/ou diminuées (Annexe 4). Cette étude n'a pas présenté de variation importante par rapport au scénario initial hormis pour la distance du fournisseur de grignons d'olives à la société ITREN et de la société ITREN au site d'installation.

Un écart de 15 à 20 % est constaté entre le scénario initial et les scénarios modifiant la distance fournisseur de grignons d'olives-société ITREN (multiplication et division de la distance par deux) pour les trois catégories de dommages de la méthode ReCiPe. Cet écart est dû au fait que les grignons représentent une masse très importante à transporter et ont donc plus d'effets que les autres transports considérés. La distance société ITREN-site d'installation a été fixée à 150 km, contre 31 km pour l'étude initiale. L'effet sur l'environnement a été augmenté de 30 % pour les trois catégories de dommages considérées dans ReCiPe 2008. Les sites d'installation ne seront pas tous situés à proximité de la société ITREN. Ce paramètre de distance doit donc être correctement fixé au début de l'analyse surtout lors d'une ACV comparant plusieurs systèmes.

Une analyse de sensibilité a aussi été réalisée au niveau des différentes masses mises en jeu dans le procédé de traitement. Les variations de masses ont porté sur :

- une augmentation de la masse (x2) des tuyaux du système de répartition en PE ;
- une augmentation de la masse (x2) des tuyaux et drains du système d'aération en PVC ;
- une diminution de la masse (÷2) de grignons d'olives. En effet, comme précisé dans la partie III, l'aération dans la partie grignons d'olives du milieu filtrant est moins bonne. Une diminution de celle-ci permettrait éventuellement d'avoir une aération meilleure. Il a donc été décidé de tester l'impact environnemental de la diminution (÷2) de la hauteur de la couche de grignons d'olives sur le procédé. Les grignons d'olives occupent donc 25 % du volume de milieu filtrant et la chènevotte 75 %.

Les résultats sont présentés en Annexe 4. Les deux premières modifications de masse n'influent pas sur le résultat de l'analyse de cycle de vie (écart relatif entre les scénarios inférieur à 5 % pour l'ensemble des catégories de dommages).
Des variations d'environ 15 % sur les catégories de dommages de la méthode ReCiPe par rapport au scénario initial sont observées lorsque la masse de GO est divisée par deux. La diminution de la masse de grignons d'olives entraine une diminution de l'impact du procédé de traitement. Ce résultat a été confirmé par une analyse d'incertitudes de Monte-Carlo.

Une analyse de sensibilité a été réalisée sur le mix électrique utilisé dans l'ensemble des processus. Chaque processus élémentaire de la base de données EcoInvent qui avait en entrée de l'électricité a donc été copié et le type d'électricité utilisée par la fiche a été remplacé par le mix électrique français (Electricity, medium voltage, at grid/FR U). Une ACV avec ces nouveaux processus élémentaires a été réalisée, dont les résultats sont présentés en Annexe 4.
Les résultats observés pour les catégories d'impacts sont pratiquement inchangés. La fabrication du procédé présente toujours l'impact prépondérant pour 14 des 18 catégories d'impacts considérées par la méthode ReCiPe 2008. Les variations observées entre les contributions aux catégories d'impacts pour les deux analyses sont inférieures à 10 % pour l'ensemble des processus unitaires. Seul le processus unitaire « fin de vie enveloppe » présente un écart de 16 % pour la catégorie « transformation des terres naturelles ». La modification du type d'électricité utilisée dans les fiches EcoInvent par le mix électrique français ne modifie pas fondamentalement les résultats observés pour l'analyse du cycle de vie du procédé.

Les analyses de sensibilité sur les distances et les masses de matériaux utilisées ont présenté peu d'effet sur les catégories d'impacts et de dommages de la méthode ReCiPe. Cependant, les modifications relatives aux transports ou à la masse utilisée de grignons d'olives présentent des effets plus importants que les autres changements. Il faut donc envisager de tester le procédé de traitement avec une masse de grignons d'olives moins importante pour observer si les performances épuratoires restent équivalentes. Si ce test est positif, cela permettrait de diminuer les impacts du procédé.

IV COMPARAISON AVEC DES SYSTEMES EXISTANTS

IV.1 DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP D'ETUDE

IV.1.1 Objectif de l'étude

L'analyse de cycle de vie a été menée dans le but de comparer le pilote in situ à trois systèmes mis en place pour l'assainissement non collectif agréés et commercialisés.

IV.1.1.a Le pilote in situ

Le pilote in situ a été décrit dans la première partie de ce chapitre. Les améliorations possibles discutées dans le paragraphe précédent ne sont pas intégrées au procédé.

IV.1.1.b Les procédés agréés

Les trois procédés fonctionnent sur le même principe : la filtration des eaux usées prétraitées sur un média filtrant, les copeaux de coco.

Les matériaux utilisés pour l'enveloppe des procédés diffèrent :
- Procédé A : béton armé de fibres en acier inoxydable
- Procédé B : PE
- Procédé C : PRV

La seule différence est l'enveloppe, pour le reste du système tout est identique pour les trois procédés :
- l'eau est distribuée et répartie sur le milieu au moyen d'un auget et de plaques perforées en PE ;
- des tubes pour l'aération, un plancher intermédiaire et une géogrille en PE ;
- la hauteur de milieu, copeaux de coco, au sein de ces procédés est de 0,8 m.

Les trois procédés utilisés sont des procédés commercialisés et donc théoriquement plus aboutis au niveau du choix des matériaux, des masses de milieu mises en jeu…

IV.1.2 Champ de l'étude

IV.1.2.a Fonction du système et unité fonctionnelle

Les systèmes étudiés ont pour fonction de traiter les eaux usées prétraitées. L'unité fonctionnelle qui sera utilisée pour la construction de l'ACV est la même que précédemment :

Traiter 6 EH d'eaux usées prétraitées pendant 30 ans pour avoir une qualité conforme aux normes de rejet (35 mg.L^{-1} en DBO_5 et 30 mg.L^{-1} en MES)

IV.1.2.b Frontières du système

Pour chaque système, le cycle de vie comprend cinq étapes principales (Figure IV- 5) : la fabrication du système, sa distribution, son installation, une phase d'utilisation et la fin de vie de l'enveloppe du procédé.

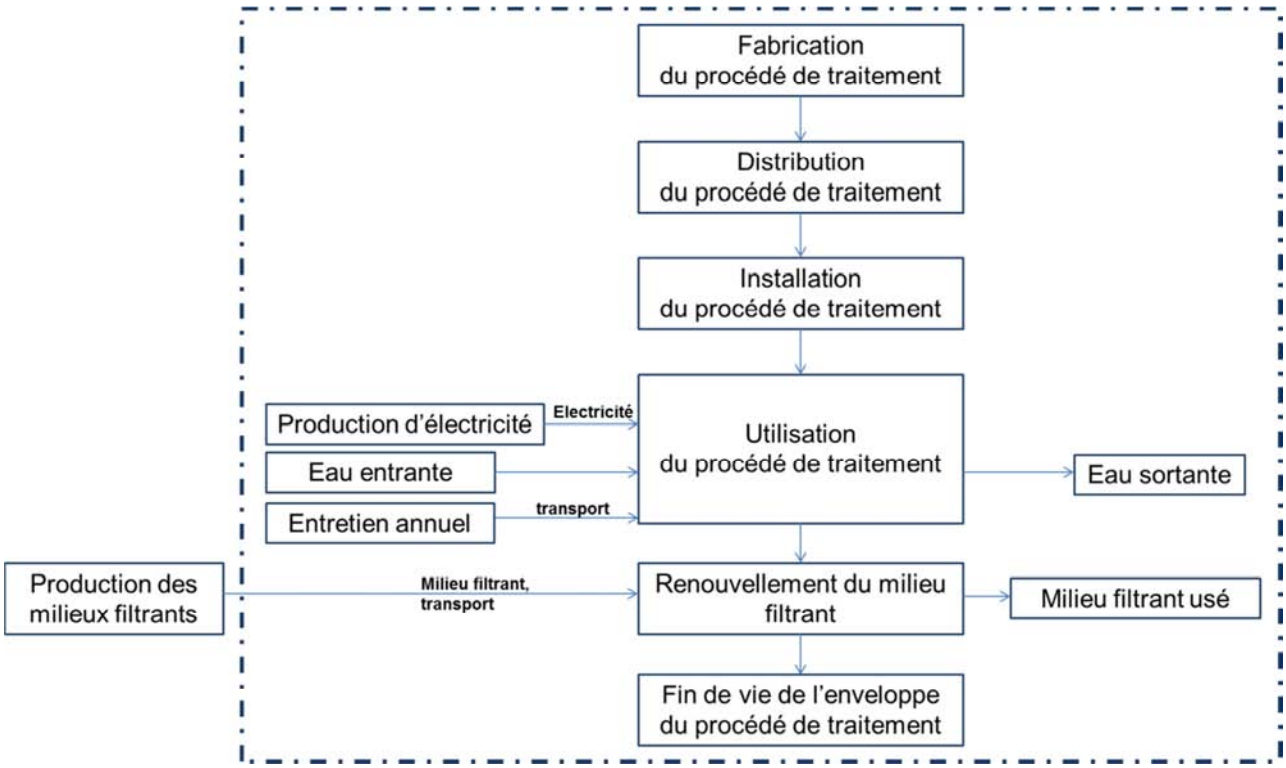


Figure IV- 24. Frontières du système pour la comparaison des systèmes de traitement des eaux usées prétraitées

Les frontières du système sont les mêmes que celles décrites pour le procédé in situ dans le paragraphe précédent. A la différence que les qualités de l'eau entrante et sortante des procédés de traitement sont prises en compte.

IV.1.2.c Hypothèses

Les hypothèses prises en compte sont :

- Le site d'installation des procédés de traitement est le site de Saint Etienne de Tulmont.
- La configuration du site requiert l'utilisation d'une pompe, qui est la même pour les quatre procédés étudiés.
- Un entretien annuel du procédé est réalisé.
- La durée de vie des copeaux de coco est estimée à 10 ans (donnée fabricant), celle du milieu du procédé in situ est fixée à 5 ans.
- En fin de vie, les milieux filtrants usés sont considérés comme étant utilisés directement sur le site pour du compostage sur place.
- La durée de vie de l'installation est estimée à 30 ans. Cette durée de vie est une durée de vie standard pour des procédés dits compacts.

- Les qualités d'eau entrante et d'eau sortante du procédé sont prises en compte. Les valeurs moyennes obtenues durant l'étude à l'échelle laboratoire sont utilisées. La qualité de l'eau est une donnée importante de ce type de procédé, c'est pourquoi elle est considérée dès le départ pour cette ACV comparative.

Concernant les transports, deux types de transports sont pris en compte :

- les transports entre les fournisseurs (milieux, matériaux…) et la société ITREN, située à Verdun sur Garonne,
- les transports de la société ITREN au site d'installation situé à Saint Etienne de Tulmont.

Les distances des transports sur route ont été calculées via Google Maps.

IV.2 INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

IV.2.1 Arbre des processus

L'arbre des processus est présenté en Figure IV- 25.

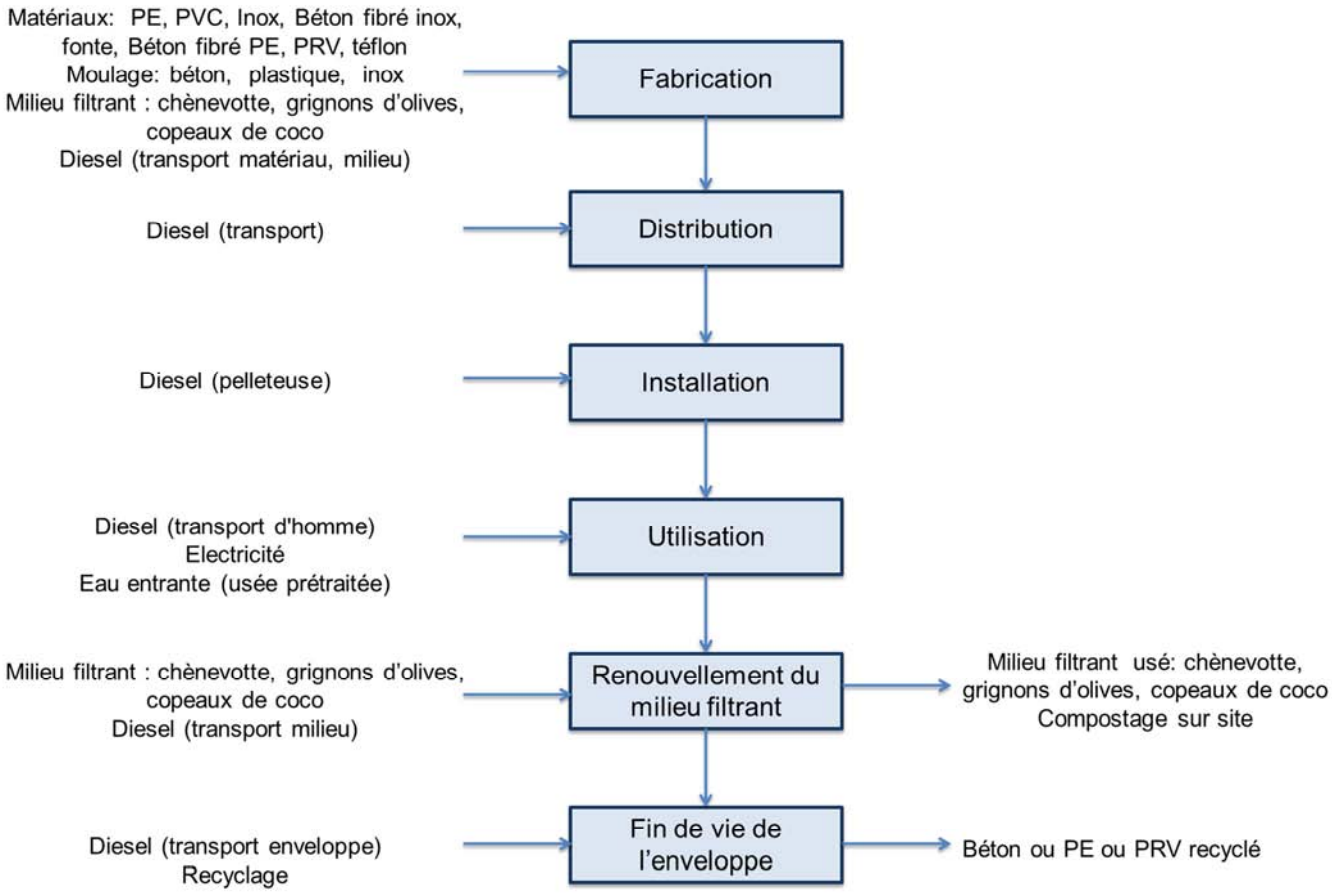


Figure IV- 25. Arbre des processus – Comparaison des procédés

PE : polyéthylène ; PVC : polychlorure de vinyle ; PRV : polyester renforcé en fibre de verre

Comme dans l'ACV précédente, un cycle de vie additionnel a été créé pour le renouvellement du milieu filtrant et intégré au cycle de vie du procédé.

IV.2.2 Recueil des données

IV.2.2.a Recueil des données de l'inventaire de production : intrants et sortants

Les données relatives au procédé de traitement in situ ont été détaillées dans le paragraphe précédent. Les données relatives aux caractéristiques des procédés de traitement A, B et C ont été obtenues par l'exploitation de données techniques récoltées dans des documents commerciaux, les avis d'agréments et les avis techniques. L'inventaire des données d'intrants et sortants des procédés de traitement est détaillé en Annexe 4.

IV.2.2.b Recueil des données d'émissions et d'extractions

Les données d'émissions et d'extractions ont été obtenues grâce à la base de données EcoInvent v2.2. La démarche adoptée pour le choix des données de l'ACV précédente a été utilisée pour cette partie et l'inventaire complet a été réalisé.

IV.2.2.c Paramétrage

Comme pour l'analyse précédente, le projet a été entièrement paramétré. Les paramètres utilisés pour le procédé de traitement in situ sont les mêmes que précédemment. Les paramètres créés pour les procédés de traitement A, B et C sont présentés en Annexe 4.

IV.2.2.d Analyse de la qualité des données

La méthode décrite précédemment est utilisée pour évaluer la qualité des données pour cette analyse de cycle de vie. L'analyse de la qualité des données pour les procédés A, B et C est présentée en Annexe 4. Celle des données du procédé in situ a été présentée dans l'analyse précédente.

IV.3 EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL

Comme pour l'évaluation des impacts lors de l'ACV précédente, la méthode ReCiPe 2008 (H) a été utilisée.
Puis, les résultats obtenus ont été comparés avec ceux obtenus par la méthode FILNOV lors d'une analyse de sensibilité.

IV.4 RESULTATS

IV.4.1 Comparaison des procédés

La Figure IV- 26 et Figure IV- 27 présentent les résultats obtenus pour la comparaison des quatre procédés par la méthode ReCiPe 2008 (H).

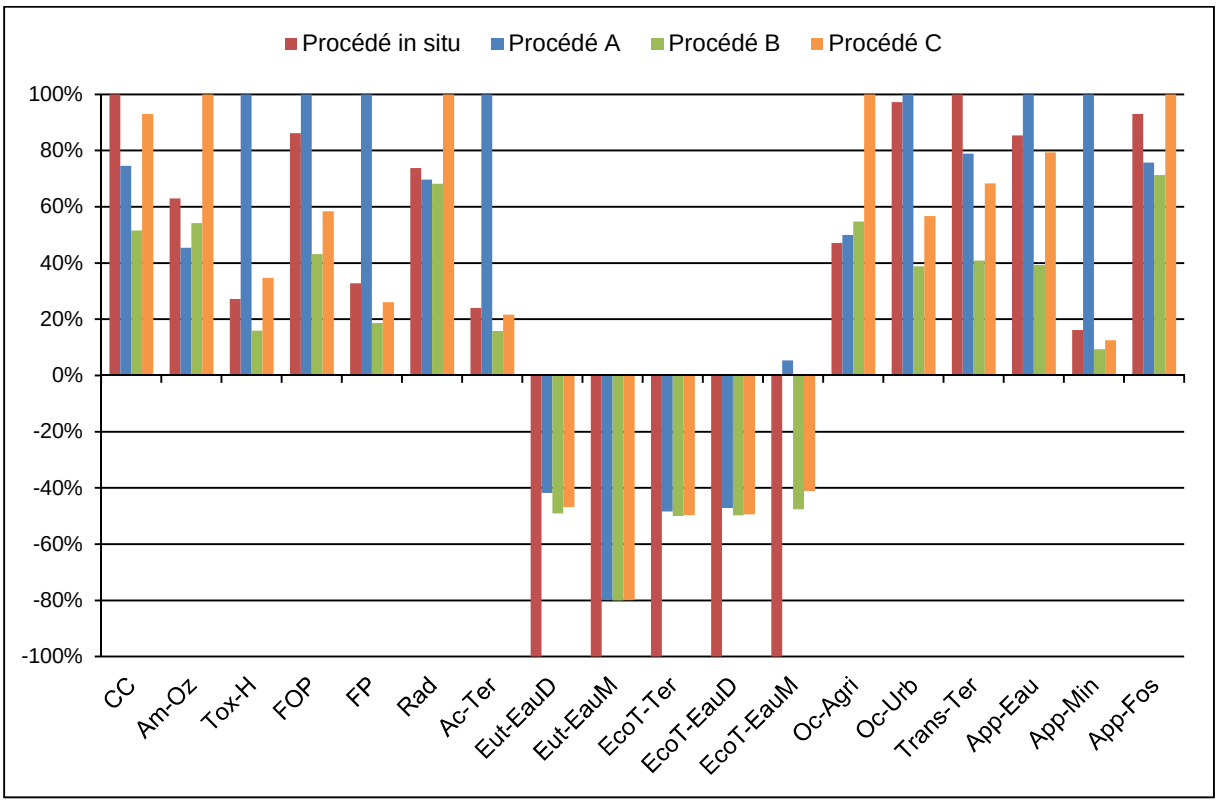


Figure IV- 26. Comparaison des procédés – Caractérisation des impacts intermédiaires – ReCiPe Midpoint (H)

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-H** : Toxicité humaine ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad** : Radiations ionisantes ; **Ac-Ter** : Acidification terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-Ter** : Ecotoxicité terrestre ; **EcoT-EauD** : Ecotoxicité eaux douces ; **EcoT-EauM** : Ecotoxicité eaux marines ; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Min** : Appauvrissement des ressources en minerais ; **App-Fos** : Appauvrissement des ressources fossiles.*

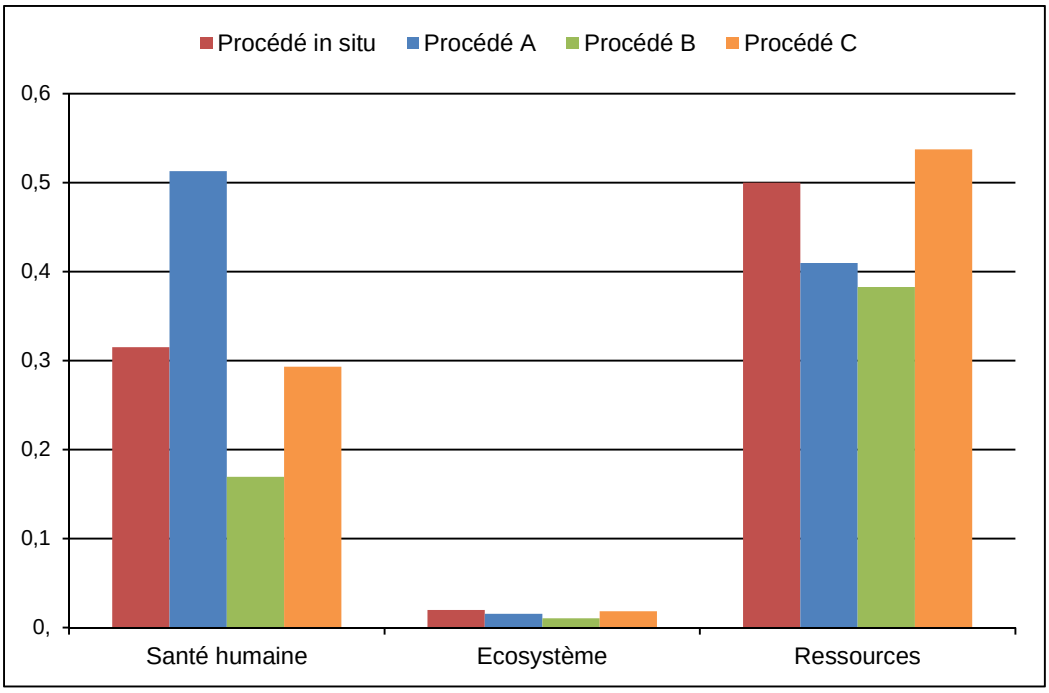


Figure IV- 27. Comparaison des procédés – Caractérisation des dommages - Normalisation – ReCiPe Endpoint (H)

Pour les quatre procédés comparés, le procédé générant le plus d'impacts est le procédé A (enveloppe en béton armé inox) avec une contribution prépondérante à 12 catégories d'impacts sur 18 de la méthode ReCiPe 2008. La forte contribution du procédé A est notamment due à la production de nickel entrant dans la composition des fibres en acier inoxydable utilisées dans le béton armé de l'enveloppe de ce procédé.

La prise en compte de la qualité de l'eau implique une contribution négative aux catégories d'écotoxicité et d'eutrophisation pour l'ensemble des procédés, hormis la catégorie « écotoxicité des eaux marines » pour le procédé A. Le procédé in situ présente des performances épuratoires plus intéressantes pour les paramètres azote et phosphore et implique donc de meilleurs résultats sur les catégories d'eutrophisation et d'écotoxicité.

Le procédé in situ présente les impacts les plus élevés pour deux catégories intermédiaires : « changement climatique » et « transformation des terres naturelles ». Ces impacts sont principalement dus à la production et combustion de carburant lors des transports. La masse de milieu à transporter, notamment dans les phases de renouvellement, est plus importante et le renouvellement est plus fréquent pour le procédé in situ que pour les autres procédés.
Le procédé B (enveloppe en PE) représente entre 10 et 70 % des impacts pour l'ensemble des catégories, hormis les catégories d'eutrophisation et d'écotoxicité pour lesquelles l'impact est négatif. Il présente les impacts les plus faibles pour 11 catégories. L'utilisation de PE pour la fabrication de l'enveloppe et des composants internes est le processus élémentaire prépondérant pour le procédé B.

Le procédé C présente l'impact le plus élevé pour quatre catégories d'impacts intermédiaires. Ces effets sont liés au PRV utilisé comme matériau pour l'enveloppe du procédé.

Il faut cependant noter que le niveau de détails observé dans les données du procédé in situ est plus élevé que celui observé pour les procédés A, B et C. La comparaison peut donc être faite mais les conclusions doivent être assorties d'une analyse de sensibilité et d'incertitudes.

La représentation normalisée des contributions des procédés aux catégories de dommages (Figure IV- 27) montre que les émissions et extractions des différents procédés contribuent le plus aux impacts pour la santé humaine et les ressources et dans une moindre mesure à la catégorie écosystème.

Le procédé in situ présente des avantages et des inconvénients par rapport aux procédés commercialisés. Cependant, cette étude montre qu'il n'est pas le procédé le plus impactant pour la plupart des catégories d'impacts intermédiaires considérées par la méthode ReCiPe. La prise en compte de la qualité de l'eau montre une contribution négative aux impacts d'eutrophisation et d'écotoxicité pour les quatre procédés, le procédé in situ présentant la contribution la plus forte.

IV.4.2 Incertitudes : analyse de Monte-Carlo

Les écarts constatés entre le procédé in situ et les procédés A, B et C n'étant pas très élevés, une analyse de Monte-Carlo sur les procédés deux à deux a été réalisée avec 1000 itérations. Les procédés A, B et C ne sont pas comparés entre eux, le but étant de comparer le procédé in situ aux autres. Les résultats obtenus pour la comparaison du procédé in situ au procédé A est présenté en Figure IV- 28. Les autres résultats sont présentés en Annexe 4.

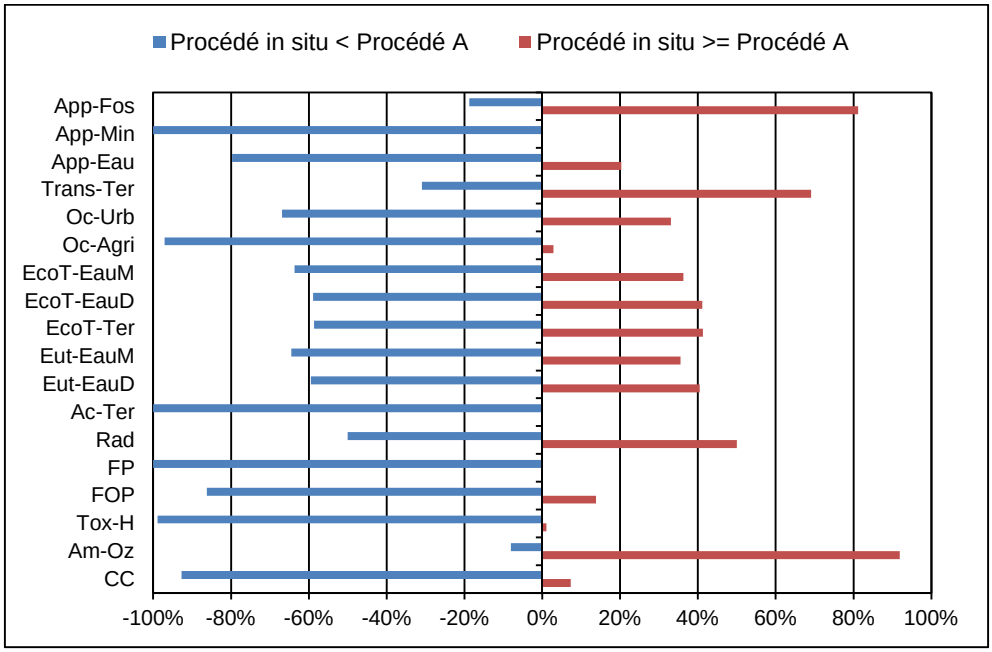


Figure IV- 28. Analyse d'incertitudes – Procédé in situ et Procédé A – Monte-Carlo avec ReCiPe Midpoint (H)

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-H** : Toxicité humaine ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad** : Radiations ionisantes ; **Ac-Ter** : Acidification terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-Ter** : Ecotoxicité terrestre ; **EcoT-EauD** : Ecotoxicité eaux douces ; **EcoT-EauM** : Ecotoxicité eaux marines ; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Min** : Appauvrissement des ressources en minerais ; **App-Fos** : Appauvrissement des ressources fossiles.*

Pour la comparaison du procédé in situ avec le procédé A (enveloppe en béton armé inox), 11 catégories d'impacts sur 18 présentent une probabilité forte que le procédé A soit plus défavorable que le procédé in situ. Cette observation confirme les résultats observés précédemment. Pour les catégories « amincissement de la couche d'ozone », « transformation des terres naturelles » et « appauvrissement des ressources fossiles », le procédé in situ présente une probabilité plus importante d'être défavorable par rapport au procédé A.

Pour la comparaison du procédé in situ avec le procédé B (enveloppe en PE), les résultats observés précédemment sont confirmés. Le procédé in situ a une probabilité plus importante d'être défavorable que le procédé B. Seules les catégories d'eutrophisation (2) et d'écotoxicité (3) ne présentent pas une différence significative entre les procédés.

Pour la comparaison du procédé in situ avec le procédé C (enveloppe en PRV), 5 catégories d'impacts sur 18 présentent une probabilité plus forte d'être favorables et 8 catégories d'être plus défavorables pour le procédé in situ.

IV.4.3 Etude de sensibilité

IV.4.3.a Hypothèses sur les procédés A, B et C

Les données pour les procédés A, B et C ont été collectées à partir de documents commerciaux et avis d'agréments ou techniques. Ces documents ne renseignent pas dans le détail tous les points constituants le système. Notamment, le détail de la masse des constituants internes ou de la proportion de fibres en acier inoxydable du béton armé du procédé A ne sont pas précisées. Les masses des composants internes ont été déduites par différences de masses entre la masse du procédé complet, la masse de l'enveloppe seule et la masse de milieu filtrant.
Une analyse de sensibilité a été effectuée pour différents points :

- une augmentation (x2) et une diminution (÷2) de la masse des constituants internes des procédés A, B et C ;
- une diminution de la proportion de fibres en acier inoxydable dans le procédé A (passage du taux maximal de fibre au taux minimal).

La diminution de la masse des constituants internes des procédés A, B et C ne modifient pas significativement les résultats observés (Annexe 4). Les variations constatées pour l'ensemble des catégories d'impacts pour les procédés B et C sont inférieures à 7 %, et inférieures à 14 % pour le procédé A. L'augmentation de la masse de ces constituants entraine des variations inférieures à 14 % pour les procédés B et C pour l'ensemble des catégories d'impacts considérées pour la méthode ReCiPe 2008. Pour le procédé A, trois catégories d'impacts présentent des résultats 30 % supérieurs au scénario sans modification. Le calcul de la masse des constituants internes n'a donc pas défavorisé les procédés A, B et C lors de l'analyse comparative avec le procédé in situ.

La diminution de la proportion de fibres en acier inoxydable (à 0,5 %) engendre une variation de plus de 15 % pour 11 catégories d'impacts intermédiaires et pour 5 d'entre elles la variation est supérieure à 50 %. Le choix d'un taux de fibres en acier inoxydable de 2 % dans le béton armé du procédé A n'est donc pas favorable à ce procédé. Néanmoins, pour la durée de vie des systèmes considérés (30 ans), un taux de fibres minimal (0,5 %) ne parait pas cohérent puisqu'un taux de fibres élevé augmente la durée de vie. De plus, pour le béton fibré en PE du procédé in situ, le taux de fibres est fixé à 2 %.

IV.4.3.b Méthode d'analyse d'impact

Les méthodes FILNOV Impacts et FILNOV Dommages ont été utilisées pour réaliser une ACV comparative des quatre procédés. Les résultats obtenus sont présentés en Figure IV-29 et Figure IV- 30 et sont comparés à ceux présentés en Figure IV- 26 et Figure IV- 27.

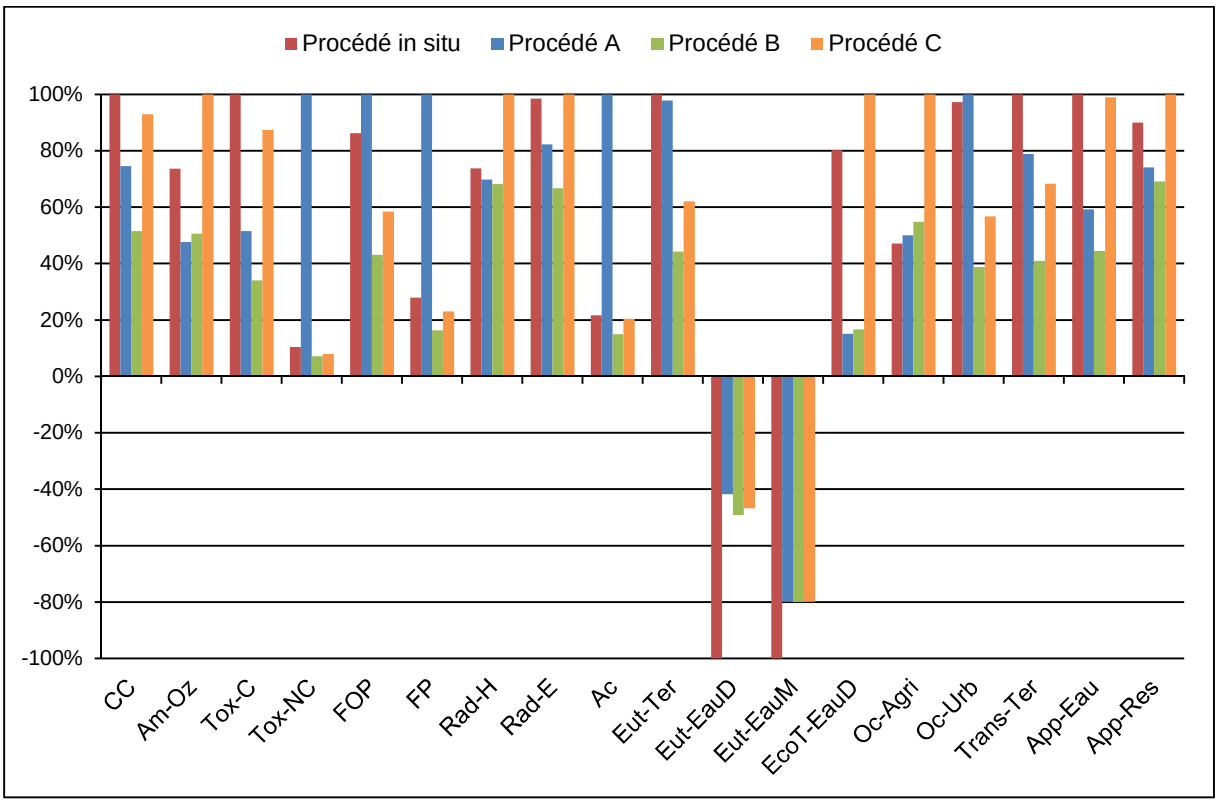


Figure IV- 29. Comparaison des procédés – Caractérisation des impacts intermédiaires – FILNOV Impacts

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-C** : Toxicité humaine-Effet cancérigène ; **Tox-NC** : Toxicité humaine-Effet non-cancérigène ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad-H** : Radiations ionisantes-santé humaine ; **Rad-E**: Radiations ionisantes-écosystèmes ; **Ac** : Acidification ; **Eut-Ter** : Eutrophisation terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-Eau D** : Ecotoxicité des eaux douces; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Res** : Appauvrissement des ressources minérales et fossiles.*

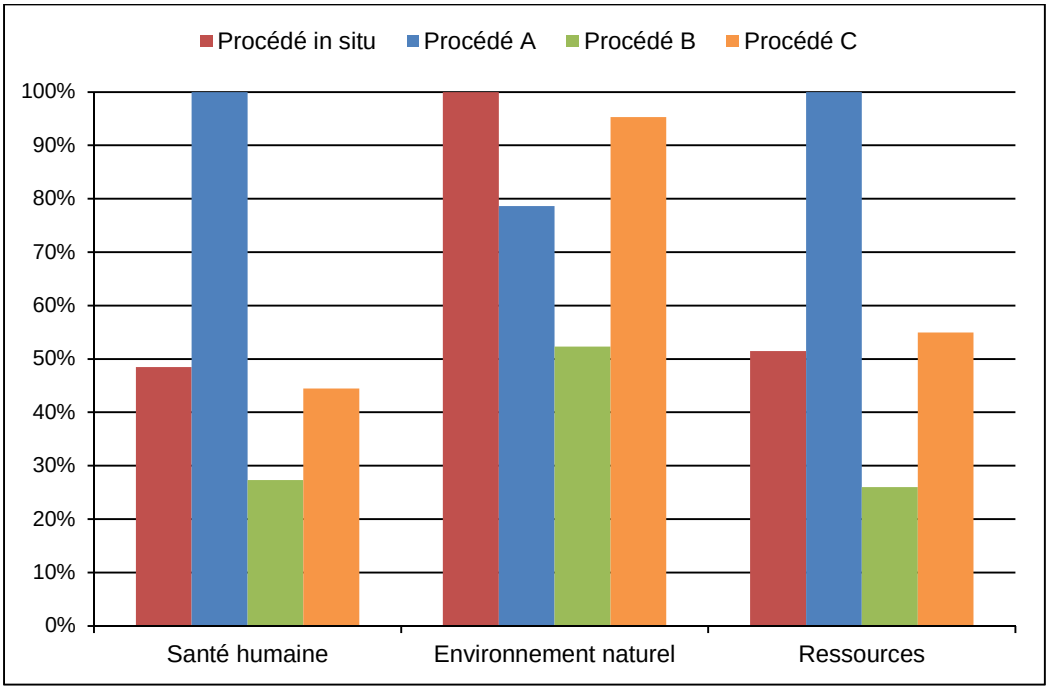


Figure IV- 30. Comparaison des procédés – Caractérisation des dommages – FILNOV Dommages

Pour les catégories d'impacts comparables entre les deux méthodes d'analyses, il est observé que :

- Les résultats pour les catégories FOP, Eut-EauD, Eut-EauM, Oc-Agri, Oc-Urb et Trans-Ter de la méthode FILNOV Impacts (extraits depuis ReCiPe 2008) sont identiques à ceux obtenus précédemment.
- Les résultats pour les catégories « CC » et « Rad-H » de la méthode FILNOV Impacts sont également identiques à ceux observés avec la méthode ReCiPe (« CC » et « Rad »).
- Pour les catégories d'impacts Am-Oz, FP, Ac et de toxicité, les tendances observées sont similaires d'une méthode à l'autre.
- La catégorie « appauvrissement des ressources minérales et fossiles » présente un classement des procédés similaire à celui observé pour la catégorie « App-Foss » de la méthode ReCiPe 2008.
- Les deux catégories d'impacts prépondérantes (« CC » et « Trans-Ter ») pour le procédé in situ identifiées avec la méthode ReCiPe 2008 sont aussi identifiées avec la méthode FILNOV Impacts.
- Pour la catégorie « appauvrissement des ressources en eau », le procédé in situ et le procédé C présentent des impacts similaires et prépondérants pour la méthode FILNOV Impacts, ce qui n'est pas le cas avec la méthode ReCiPe où le procédé A est le plus impactant.
- La catégorie « écotoxicité » ne semble pas influencée par la qualité de l'eau comme c'est le cas avec la méthode ReCiPe. Le classement obtenu des procédés n'est pas le même que celui observé avec la méthode ReCiPe. Le procédé C puis le procédé in situ sont les plus impactants.

Le classement observé pour la catégorie de dommages « santé humaine » est similaire à celui observé pour la méthode ReCiPe, mais pour les deux autres catégories de dommages, les tendances sont différentes. Le procédé in situ engendre le plus d'effet sur la catégorie « environnement naturel » et le procédé A sur la catégorie « ressources », alors qu'avec la méthode ReCiPe, le procédé C est le plus impactant pour ces deux catégories de dommages.
Ceci pourrait être expliqué par le fait que la catégorie de dommage « écosystème » de la méthode ReCiPe 2008 prend en compte les catégories d'impacts intermédiaires d'écotoxicité (3) qui ont pour la plupart une contribution négative à l'impact généré, ce qui implique une diminution de l'effet environnemental au niveau de la catégorie de dommages. Cet effet n'est pas observé avec la méthode FILNOV Dommages car la catégorie d'écotoxicité ne participe à aucune catégorie de dommages. Pour la catégorie « ressources », la production de nickel pour la fabrication de l'acier inoxydable est plus contributive que la production de PE et de PRV pour la méthode FILNOV Dommages comme c'est le cas pour la méthode ReCiPe Endpoint (H) 2008.

Cette comparaison des résultats d'impacts environnementaux montre que les impacts intermédiaires ne sont pas tous égaux en termes de fiabilité lors du passage d'une méthode de caractérisation à l'autre. Il semble donc important d'utiliser au moins deux méthodes différentes pour évaluer les impacts afin d'évaluer la robustesse des résultats obtenus, comme cela a été souligné dans la littérature ((Jolliet et al., 2010) ; (Jacquemin, 2012)).

IV.4.3.a Durée de vie du milieu filtrant

Comme expliqué lors de la première ACV, la durée de vie du milieu filtrant du procédé in situ a été fixée à 5 ans. Une ACV comparative a été effectuée entre les quatre procédés avec une durée de vie de 10 ans pour le milieu filtrant du procédé in situ comme pour les autres procédés (Figure IV- 31).

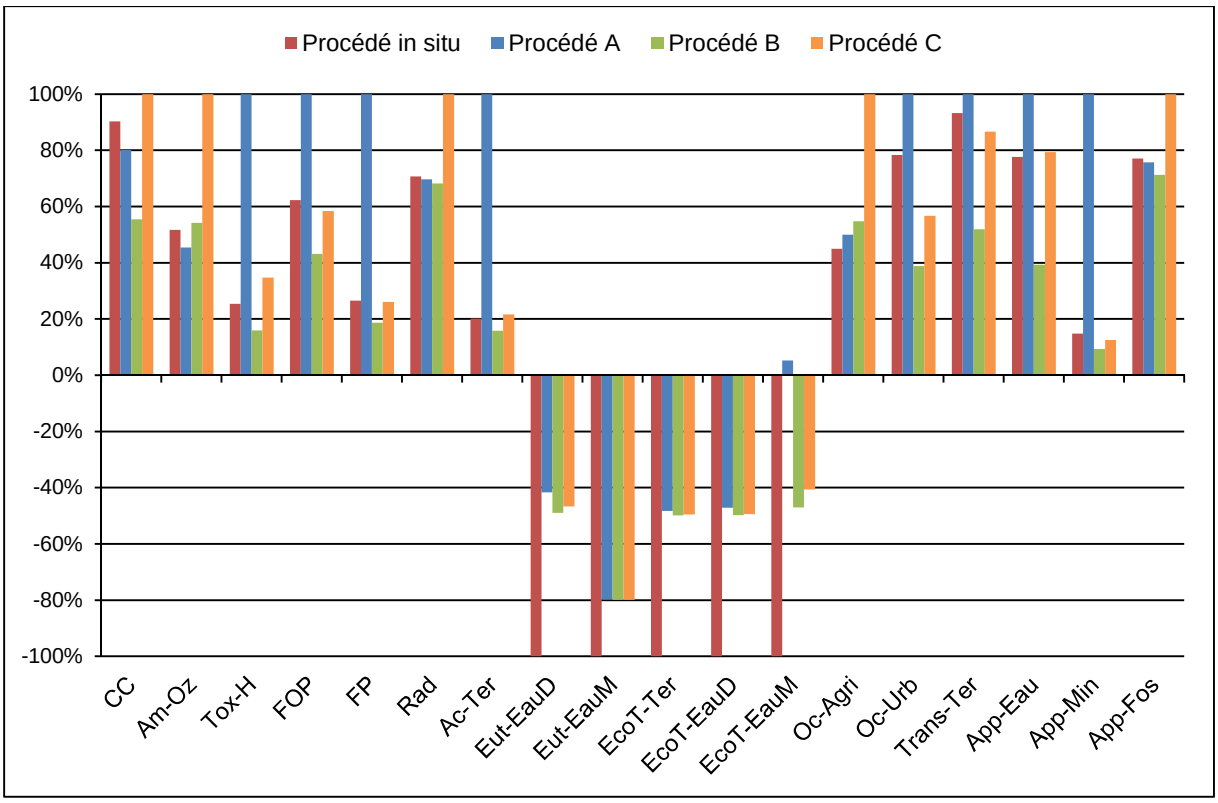


Figure IV- 31. Comparaison des procédés – Durée de vie des milieux filtrants 10 ans – Caractérisation des impacts intermédiaires – ReCiPe Midpoint (H)

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-H** : Toxicité humaine ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad** : Radiations ionisantes ; **Ac-Ter** : Acidification terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-Ter** : Ecotoxicité terrestre ; **EcoT-EauD** : Ecotoxicité eaux douces ; **EcoT-EauM** : Ecotoxicité eaux marines ; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Min** : Appauvrissement des ressources en minerais ; **App-Fos** : Appauvrissement des ressources fossiles.*

L'ACV réalisée sur le procédé in situ seul avait montré que l'augmentation de la durée de vie du milieu filtrant permettait d'améliorer son effet sur les catégories d'impacts intermédiaires. La Figure IV- 31 montre que l'augmentation de la durée de vie diminue l'effet du procédé in situ sur l'environnement et le rend moins préjudiciable que les procédés A et C pour la plupart des catégories d'impacts. Cette conclusion est cohérente avec le fait que le renouvellement s'effectue moins souvent et que la production et la consommation de carburant lors des transports s'en trouvent donc diminuées.

La durée de vie du milieu filtrant est donc une donnée très importante et doit être affinée avec l'étude du pilote in situ sur le long terme. En effet, un doublement de la durée de vie du milieu du pilote in situ montre que son impact sur l'environnement est moins préjudiciable que celui observé pour deux des trois procédés commerciaux.

IV.4.3.b Qualité de l'eau

La prise en compte de la qualité de l'eau est importante pour ce type de procédé. En revanche les qualités d'eau observées en sortie des différents procédés n'est pas la même. Cette analyse de sensibilité vise donc à observer si la prise en compte de la qualité de l'eau modifie l'ordre des procédés (Figure IV- 32).

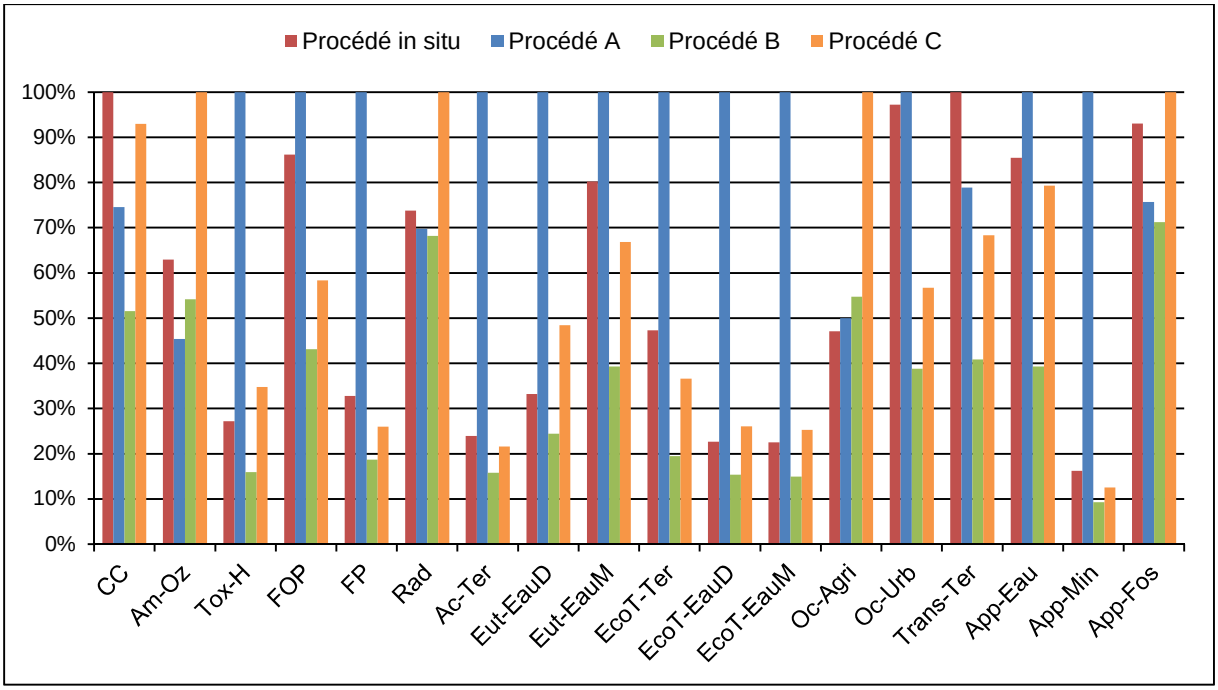


Figure IV- 32. Comparaison des procédés – Sans la prise en compte de la qualité de l'eau – Caractérisations des impacts intermédiaires – ReCiPe Midpoint (H)

***CC** : Changement climatique; **Am-Oz** : Amincissement de la couche d'ozone ; **Tox-H** : Toxicité humaine ; **FOP** : Formation d'oxydants photochimiques ; **FP** : Formation de particules ; **Rad** : Radiations ionisantes ; **Ac-Ter** : Acidification terrestre ; **Eut-EauD** : Eutrophisation des eaux douces ; **Eut-EauM** : Eutrophisation des eaux marines ; **EcoT-Ter** : Ecotoxicité terrestre ; **EcoT-EauD** : Ecotoxicité eaux douces ; **EcoT-EauM** : Ecotoxicité eaux marines ; **Oc-Agri** : Occupation des terres agricoles; **Oc-Urb** :Occupation des terres urbaines; **Trans-Ter** : Transformation des terres naturelles ; **App-Eau** : Appauvrissement des ressources en eaux ; **App-Min** : Appauvrissement des ressources en minerais ; **App-Fos** : Appauvrissement des ressources fossiles.*

Le procédé A est le plus impactant pour 12 des 18 catégories intermédiaires considérées par la méthode ReCiPe 2008 (H). Le procédé C engendre le plus d'effets pour quatre catégories d'impacts, qui sont les mêmes que celles identifiées précédemment. Le procédé in situ est le procédé prépondérant pour les catégories d'impacts « changement climatique » et « transformation des terres naturelles ». Concernant les catégories d'impacts d'eutrophisation (2) et d'écotoxicité (3), qui sont les catégories les plus impactées par la prise en compte de la qualité de l'eau, le procédé in situ est légèrement plus défavorable que les procédés B et C contrairement à ce qui est observé en Figure IV- 26.

IV.4.3.c Frontières du système

Dans l'analyse de cycle de vie effectuée précédemment, les frontières du système excluent la production des matériaux filtrants des procédés que sont : les grignons d'olives et la chènevotte pour le procédé in situ, les copeaux de coco pour les procédés A, B et C.

L'ACV réalisée est de type attributionnelle. L'ACV attributionnelle fournit des informations sur les impacts des procédés utilisés pour produire, utiliser et éliminer un produit, mais ne tient pas compte des effets indirects découlant des variations de la production de ce produit. Ces ACV permettent d'informer sur les comparaisons entre les impacts directs de produits et sont utilisées pour identifier les possibilités de réduction des impacts directs dans les différentes parties du cycle de vie (Brander et al., 2008; Finnveden et al., 2009; Earles and Halog, 2011; Whitefoot et al., 2011).

Dans une ACV attributionnelle, les effets sur le marché de la production et la consommation du produit ne sont pas pris en compte. Pour pouvoir les prendre en compte, la réalisation d'une ACV conséquentielle est nécessaire. L'ACV conséquentielle permet de prendre en compte l'impact des procédés dans le contexte du marché. Elle évalue les conséquences à grande échelle de la mise sur le marché du produit ou procédé. Elle permet d'étendre les frontières de l'ACV attributionnelle pour inclure non seulement les flux du cycle de vie du produit d'intérêt, mais aussi les flux d'autres produits qui sont affectés de manière significative, ce qui permet d'éviter les problèmes d'affectation. Pour cela, elle utilise des données économiques pour mesurer les flux physiques des processus indirectement touchés. Elle représente la convergence entre l'ACV et l'approche de modélisation économique. L'ACV conséquentielle repose sur des modèles cherchant à représenter des systèmes socio-économiques complexes, qui sont encore en cours de développement (Finnveden et al., 2009; Earles and Halog, 2011; Whitefoot et al., 2011).

Dans le cadre de notre étude, l'ACV de type conséquentielle n'a pas pu être réalisée. Cependant, il serait intéressant d'élargir les frontières du système considéré et d'inclure la production des milieux filtrants dans ces limites.
Il s'agirait de réaliser l'ACV des différentes cultures permettant l'accès à la matière première des milieux filtrants. Il serait nécessaire d'avoir les données relatives depuis l'ACV au champ de la culture (des olives, du chanvre et de la noix de coco) jusqu'à l'obtention des milieux filtrants des différents procédés (grignons d'olives, chènevotte et copeaux de coco). Ces cultures produisent divers coproduits et il faudrait ensuite pouvoir attribuer les émissions et extractions observées pour ces ACV à la production du milieu filtrant nécessaire dans le procédé de traitement des eaux usées. Cette question est très difficile à résoudre car les allocations (ou affectations) permettant de traduire les émissions et extractions liées à la culture du chanvre, de l'olive ou de la noix de coco en données d'émissions et d'extractions liées à la production de chènevotte, grignons d'olives ou copeaux de coco sont complexes.
De plus, les milieux utilisés dans le procédé in situ sont des déchets encore peu valorisés actuellement. Avec le développement d'un nouveau procédé utilisant ces matières, une nouvelle voie de valorisation s'ouvre et ces « déchets » deviendraient alors des coproduits de culture, alors que les copeaux de coco ne sont pas considérés comme des déchets mais déjà comme des coproduits de la culture de la noix de coco. L'utilisation des copeaux de coco pour la filtration des eaux usées impliquent donc un effet sur le marché de la production et de la consommation en défaveur d'un autre coproduit. Ces données doivent aussi être intégrées à l'ACV de façon à prendre en compte tous les effets relatifs à l'utilisation des copeaux de coco, grignons d'olives et chènevotte dans les procédés de traitement des eaux. Un autre point à prendre en compte est que la chènevotte et les grignons d'olives bénéficient d'une production locale par rapport aux copeaux de coco. Ce type de considération pourrait avoir un effet sur la production à grande échelle des procédés et donc induire un impact indirect sur l'ACV du procédé réalisée avec l'élargissement des frontières.

V CONCLUSION

Un **procédé de traitement des eaux usées** a été développé et installé à l'**échelle de la maison individuelle** pour une capacité de traitement de 6 EH. Le milieu sélectionné pour la mise en œuvre de ce pilote est le milieu **chènevotte sur grignons d'olives.** L'étude du pilote in situ devrait permettre d'appréhender le comportement du système sélectionné en conditions d'utilisation réelles vis-à-vis des performances épuratoires mais aussi vis-à-vis de l'entretien et de la durabilité du système. Ces résultats permettront de travailler sur les recommandations techniques relatives à l'utilisation du système et de valider le procédé de filtration. L'objectif final étant de réaliser les démarches d'agrément de la filière en vue de sa commercialisation.

Une analyse de cycle de vie de ce procédé a été réalisée dans le but d'évaluer son impact environnemental et de permettre de répondre aux questions scientifiques :

- *Quelles sont les voies d'amélioration à envisager pour le procédé développé ?*
- *Quelles sont les performances environnementales du procédé développé par rapport à un procédé existant ?*

L'analyse de cycle de vie a été utilisée en tant qu'outil d'aide à la décision, dans une démarche d'éco-conception. L'analyse de cycle de vie du procédé mis en place à l'échelle de la maison individuelle dans sa phase de conception a permis de mettre en évidence que **l'étape de fabrication du procédé** était la plus contributive d'un point de vue environnemental. Une attention particulière devra donc être portée sur le **choix des matériaux** composant le procédé.
De plus, la **périodicité de renouvellement** du milieu filtrant devra être affinée car le processus engendre des impacts non négligeables à la fois lors de l'étude du procédé seul et en comparaison avec d'autres procédés existants. La **modélisation des traitements en fin de vie des milieux filtrants** doit être améliorée. La prise en compte de produits évités notamment lors du compostage et une réflexion sur une réutilisation locale de ces matières usées doivent être envisagées.
La prise en compte de **la qualité de l'eau entrant et sortant du procédé** doit être inclue dans l'analyse de l'impact environnemental. En effet, elle génère une **contribution négative** aux catégories d'impacts intermédiaires d'écotoxicité et d'eutrophisation permettant de **refléter la fonction de dépollution** des eaux usées du procédé.

Enfin, la comparaison du procédé développé avec trois procédés commerciaux montre que le procédé développé n'est pas le plus défavorable d'un point de vue environnemental dans le contexte de l'étude réalisée.

L'analyse de cycle de vie qui a été réalisée est de type **attributionnelle**, fournissant des informations sur les impacts environnementaux des procédés hors contexte. La réalisation d'une ACV de type **conséquentielle** permettrait de prendre en compte l'impact des procédés dans le contexte du marché. Elle cherche alors à évaluer les conséquences à grande échelle de la mise sur le marché d'un produit. Cette méthodologie permettrait de prendre en compte les **changements induits par l'utilisation de déchets** ou coproduits de culture et **d'utilisation de ressources locales**.

La Figure IV- 33 présente une synthèse des principaux résultats obtenus pour l'évaluation de l'empreinte environnementale.

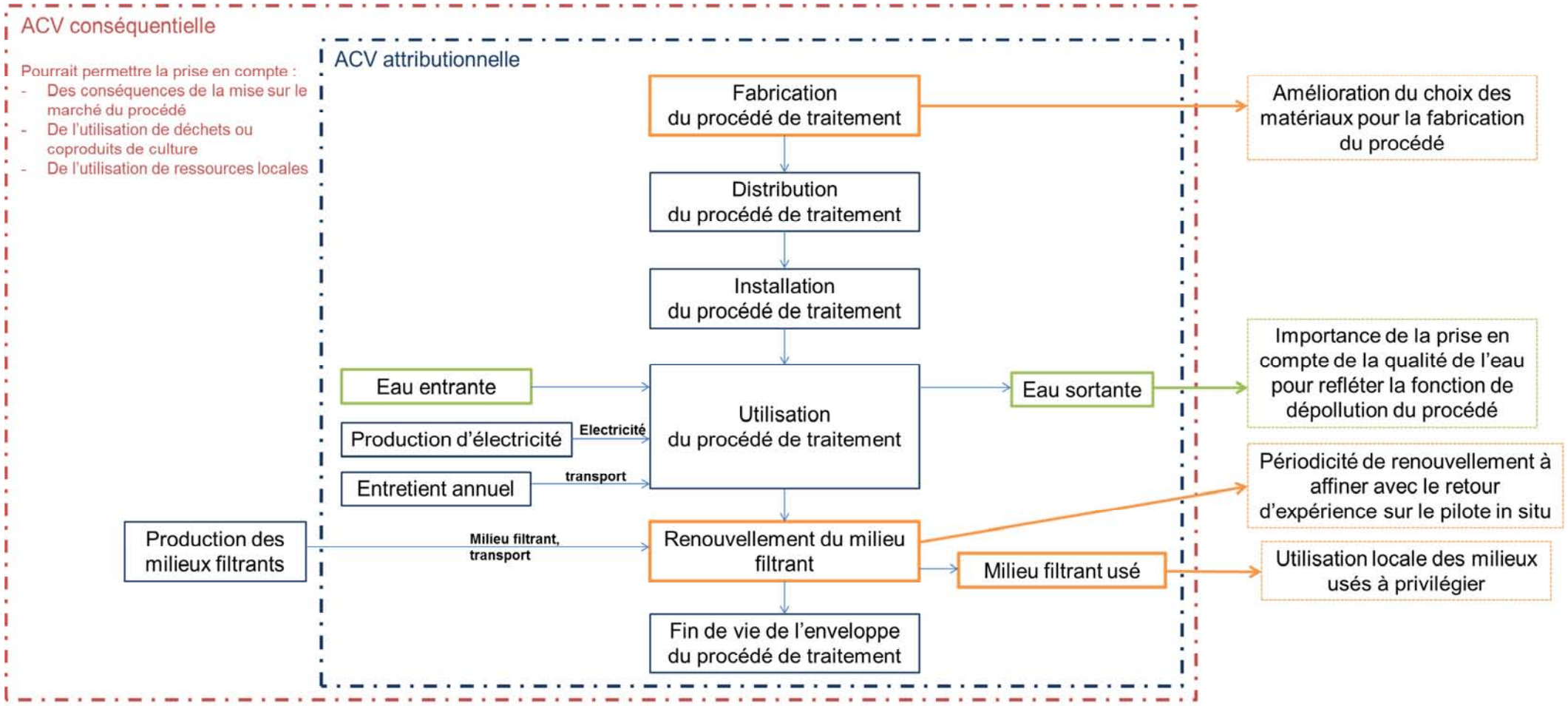


Figure IV- 33. Bilan des résultats obtenus pour les ACV

- *Frontière bleue : ACV attributionnelle → ACV réalisée dans le cadre de cette étude*
- *Frontière rouge : ACV conséquentielle*

Conclusion générale

Les recherches effectuées, dans le cadre de cette thèse, au sein du Laboratoire de Chimie Agro-Industrielle et du Laboratoire de Génie Chimique, avec la société ITREN avaient pour objectif le développement d'un nouveau dispositif compact de biofiltration pour le traitement des eaux usées à base de biomasse végétale issue de déchets de l'agriculture.

Dans la première partie, une synthèse bibliographique sur l'assainissement non collectif a été réalisée. Elle a mis en évidence un **manque de données disponibles sur la qualité des eaux** transitant dans ces dispositifs pour les habitations individuelles. De plus, il ressort que les **filières compactes à massifs filtrants renouvelables** semblent être une technique d'assainissement de choix pour répondre à un grand nombre de configurations (terrain ; occupation intermittente…). Ces filières sont donc à privilégier dans le cadre de **développement de nouveaux produits** qui doit être accompagné d'une évaluation environnementale. La démarche de type « **Analyse de Cycle de Vie** » est une méthodologie de choix parmi celles disponibles pour cette évaluation.

La seconde partie a été consacrée à la caractérisation des eaux usées domestiques transitant dans les systèmes d'assainissement non collectif. Six installations d'ANC en sortie de maison individuelle ont été échantillonnées en vue de la caractérisation des eaux usées domestiques en amont et en aval du système de prétraitement. Les données expérimentales obtenues ont été traitées à l'aide d'analyses statistiques multi variées.
Les eaux usées domestiques issues d'habitation individuelle, en amont et en aval du système de prétraitement, sont caractérisées par **une grande variabilité de leur qualité** d'une habitation à une autre ainsi qu'au sein d'une même habitation. L'amplitude de l'écart constaté ente la valeur minimum et maximum pour les concentrations en DBO_5 est d'environ 8 (200-1700 $mg.L^{-1}$) pour des volumes rejetés pouvant s'étendre de 50 à 250 $L.(j.hab)^{-1}$. Ainsi, il s'avère que ces installations d'assainissement non collectif situées en aval de ces rejets doivent être capables de **traiter une charge journalière moyenne « classique » (en moyenne 60 g de DBO_5 par habitant) pour un volume moyen d'eau rejetée de l'ordre de 90 $L.(j.hab)^{-1}$**, soit 1,5 fois moins important que celui estimé lors de la conception de ces installations. Les qualités d'eaux fluctuantes en volume et en charge polluante, qui transitent par ces installations, peuvent entrainer un défaut de fonctionnement des systèmes de traitement si ces observations ne sont pas prises en compte.

Les analyses multi variées ont permis de mettre en évidence **trois groupes de paramètres pour les eaux usées d'entrée correspondant à des comportements différents vis-à-vis des usages de l'eau au niveau des familles** : une composante « organique » (MES, DCO et DBO_5), un groupe « nutriment » (P_T, NH_4^+) et le volume. L'analyse en composante principale montre qu'afin de caractériser une eau usée sortant d'une habitation, il faut **suivre au moins un paramètre issu de chaque groupe** identifié, permettant ainsi de connaitre par quel type de comportement est caractérisé un site. Les analyses multi variées ont montré que les paramètres organiques ne semblaient pas corrélés aux différents usages de l'eau recensés durant les campagnes. Le paramètre ion ammonium est lié au nombre de passages aux toilettes, de douches et de repas effectués durant la période de prélèvement.

Les différences de comportement entre les sites observées pour les eaux usées d'entrée se retrouvent pour les eaux usées prétraitées. Il a aussi été mis en évidence que **pour un site donné, la fosse toutes eaux permet de délivrer au reste du dispositif de traitement une eau de composition présentant une faible variabilité**.

La prise en compte de ces observations a permis de **fabriquer une eau usée correspondant à la fois aux caractéristiques issues de la réglementation et à la réalité du terrain**. L'eau usée produite, à partir de boue d'épuration et de composés chimiques, est reproductible et stable sur une durée de 5 à 6 jours à température ambiante et sous agitation. Cette eau usée est donc un bon outil pour l'étude des procédés d'épuration des eaux usées prétraitées.

La troisième partie de ces travaux a été dédiée à la conception et à la caractérisation de dispositifs expérimentaux de biofiltration permettant la comparaison de média filtrants pour des systèmes d'assainissement non collectif à l'échelle laboratoire. Les dispositifs expérimentaux ont été conçus de façon à permettre **l'évaluation des capacités épuratoires** de média filtrants et à pouvoir avoir une visualisation des phénomènes se déroulant au niveau des supports de filtration. **Différentes biomasses végétales peu valorisées issues de l'agriculture locale** ont été sélectionnées et testées dans différentes configurations (en mélange et en couches) en comparaison à un milieu de référence, les copeaux de coco (CPT), utilisés actuellement dans les filières compactes :

- grignons d'olives (GO) ;
- paille de lavande (PCP) ;
- chènevotte sur grignons d'olives (CHT/GO) ;
- chènevotte mélangée aux grignons d'olives (CHTGO) ;
- paille de lavande sur grignons d'olives (PCP/GO).

Tout d'abord, les caractéristiques physiques et chimiques des différents matériaux ont été évaluées : une **adaptation des protocoles** utilisés pour les matériaux conventionnels (sols et sables) a été nécessaire pour **réaliser ces déterminations sur la biomasse végétale**. Les milieux chènevotte (CHT) et paille de lavande (PCP) présentent des caractéristiques physiques (porosité, coefficient de perméabilité…) proches de celles du milieu de référence, les copeaux de coco (CPT) et supérieures à ceux observés pour les matériaux conventionnels utilisés en traitement des eaux usées par biofiltration (sable, sols, zéolites…). Les grignons d'olives (GO) présentent des caractéristiques similaires à celles observées pour des sables utilisés en ANC. **La combinaison en couches des milieux chènevotte ou paille de lavande avec les grignons d'olives permet d'augmenter le coefficient de perméabilité et le temps de séjour par rapport au milieu grignons d'olives seuls**. Le **rapport C/N/P** des différents milieux montrent qu'ils sont peu biodégradables à l'état « frais » mais qu'ils pourraient éventuellement être considérés comme de **bons candidats pour une utilisation en tant que fertilisant à l'issue de leur utilisation pour l'épuration des eaux usées**.

Ensuite, le suivi visuel des milieux filtrants testés a permis d'observer un **changement de couleur** des milieux filtrants au cours de l'étude **en lien avec une accumulation de matière et le développement bactérien**. De plus, plusieurs milieux ont dû subir des scarifications de façon à décolmater leur surface. La majorité des milieux testés a présenté une **bonne tenue mécanique**, n'engendrant pas de perte de charge pour l'écoulement (perte de hauteur <10 %). Les rejets de tous les milieux présentent une couleur assez prononcée au démarrage de l'étude qui disparait peu à peu au cours de l'expérimentation. Les débits horaires observés sur la durée de l'étude sont homogènes d'un milieu à un autre.

Puis, une observation au cœur des milieux filtrants, à l'aide d'une caméra endoscope, a montré que tous **les milieux testés sont colonisés sur toute la hauteur** de lit filtrant et **plus particulièrement sur la moitié supérieure** des massifs filtrants. Les milieux testés sont moins bien oxygénés que les milieux de référence : ils présentent **un taux d'oxygène qui diminue avec l'augmentation de la profondeur. Pour les milieux en couches, la partie grignons d'olives présente un taux d'oxygène plus faible.**

Le suivi des performances épuratoires des différents milieux testés permet de mettre en évidence que **les biomasses végétales sélectionnées présentent un potentiel intéressant pour le traitement des eaux usées**. Deux charges hydrauliques (volume équivalent 150 L.(j.hab)$^{-1}$ et 75 L.(j.hab)$^{-1}$) ont été testées pour la même charge polluante journalière, en rapport avec les résultats observés dans la deuxième partie. Les plus fortes concentrations et les bâchées moins fréquentes ont permis à **la biomasse épuratrice d'être plus active sur la pollution à traiter**, ce qui a augmenté les performances épuratoires pour **les milieux testés selon le volume équivalent 75 L.(j.hab)$^{-1}$.**

Les milieux grignons d'olives, paille de lavande, chènevotte mélangée aux grignons d'olives (pour les deux charges hydrauliques) et paille de lavande sur grignons d'olives (pour le volume équivalent 150 L.(j.hab)$^{-1}$) présentent des résultats peu satisfaisants comparés aux milieux de référence avec des rendements moyens constatés compris entre 70 et 90 %.
Les milieux **chènevotte sur grignons d'olives** (pour les deux charges hydrauliques) et **paille de lavande sur grignons d'olives** (pour le volume équivalent 75 L.(j.hab)$^{-1}$) **ont montré les performances épuratoires les plus intéressantes au cours de l'étude.** Des rendements épuratoires de **90-95 % pour les MES et la DCO et supérieurs à 95 % pour la DBO_5** sont obtenus pour ces trois milieux, avec une mise en place des mécanismes épuratoires légèrement plus longue que celle observée pour le milieu de référence.
De plus, **les indicateurs de contamination fécale ont été réduits de 1 à 5 Log** pour l'ensemble des milieux. Un **niveau de qualité B**, vis-à-vis des paramètres microbiologiques, peut être envisagé pour la plupart des milieux en vue de **l'utilisation des eaux traitées pour l'irrigation**.

Les milieux chènevotte sur grignons d'olives ont présenté des évolutions similaires tout au long de l'étude que ce soit d'un point de vue des performances épuratoires ou de la tenue visuelle du milieu. De plus, ils ont montré leur potentiel quant à leur efficacité pour l'élimination des micropolluants organiques dans les eaux (rendement d'élimination supérieur à 75 %). **Le milieu en couches chènevotte sur grignons d'olives a donc été sélectionné pour faire l'objet d'une expérimentation à l'échelle de la maison individuelle.**

La quatrième partie a permis d'évaluer l'empreinte environnementale du dispositif développé. La méthodologie de l'Analyse de Cycle de Vie a été adoptée.

Tout d'abord, l'analyse de cycle de vie a été utilisée dans une **démarche d'éco-conception** afin d'identifier les **points à améliorer** depuis la fabrication jusqu'à la fin de vie du dispositif développé. **L'étape de fabrication du procédé** s'est révélée être la plus contributive d'un point de vue environnemental. De plus, l'étude a montré **l'importance de la périodicité de renouvellement du milieu filtrant**, donc de sa durée de vie, puisqu'elle engendre des impacts non négligeables. La **prise en compte de la qualité de l'eau** entrant et sortant du

procédé doit être incluse dans l'analyse de l'impact environnemental. En effet, elle génère une contribution négative aux catégories d'impacts intermédiaires d'écotoxicité et d'eutrophisation **permettant de refléter la fonction de dépollution des eaux usées du procédé**.

Dans un deuxième temps, le dispositif développé a été comparé à trois dispositifs commerciaux agréés pour l'ANC. Le procédé in situ présente des avantages et des inconvénients par rapport aux procédés commercialisés et **il n'est pas le procédé le plus impactant pour la plupart des catégories d'impacts dans le contexte de cette étude**.

Les perspectives à ce travail ont débuté avec l'installation d'un pilote à l'échelle d'une maison individuelle (6 équivalents-habitants) avec l'utilisation du milieu chènevotte sur grignons d'olives. Le suivi de l'évolution du dispositif devrait permettre **d'appréhender le comportement du système en conditions d'utilisation réelles vis-à-vis des performances épuratoires mais aussi vis-à-vis de l'entretien et de la durabilité du système**. Ces résultats permettront de travailler sur les recommandations techniques relatives à l'utilisation du système et de valider le procédé de filtration. L'objectif final étant de réaliser les démarches d'agrément de la filière en vue de sa commercialisation.

Une **attention particulière a été donnée au niveau du système d'aération** afin de garantir une bonne oxygénation en tout point du milieu filtrant. Une autre piste d'amélioration pourrait être de **tester à l'échelle laboratoire des hauteurs de grignons d'olives moins importantes** afin que l'oxygénation soit meilleure au sein du lit de filtration, tout en gardant une efficacité épuratoire et une tenue du milieu correctes. Cette option permettrait aussi d'améliorer l'empreinte environnementale du procédé.

La détermination des caractéristiques des matériaux a montré la difficulté d'adapter les protocoles utilisés pour les matériaux conventionnels (sables, sols…) à d'autres types de matériaux notamment pour les caractéristiques hydrauliques. Des actions de recherches doivent être menées dans le but **d'uniformiser et d'harmoniser les méthodologies expérimentales** pour obtenir des **caractéristiques fiables compatibles avec un dimensionnement non empirique** des systèmes de traitement.

La campagne micropolluants organiques a montré que le milieu sélectionné est un bon candidat pour leur élimination des eaux usées. Dans la **perspective de préoccupation du devenir des micropolluants**, il serait pertinent de réaliser une étude afin d'évaluer leur **mode d'élimination** (adsorption ou biodégradation) et les éventuelles possibilités de **relargage dans le dispositif développé**.

Comme l'a montré l'évaluation environnementale, une attention particulière doit être portée sur le **choix des matériaux composant le procédé en vue de sa commercialisation**. L'industrialisation du procédé doit passer par une utilisation de matériaux moins impactant sur l'environnement. De plus, une réflexion sur le renouvellement du milieu doit être réalisée dans le but de diminuer l'impact environnemental lié à cette phase. Une piste serait d'**envisager un renouvellement partiel plus régulier du milieu filtrant**. Le remplacement de la partie supérieure du filtre, présentant la colonisation la plus importante, pourrait permettre d'augmenter la durée de vie globale du milieu et ainsi généré un renouvellement

moins fréquent de la partie ayant le plus d'effet d'un point de vue environnemental, les grignons d'olives.
En lien avec le renouvellement du milieu filtrant, il faut aussi se poser **la question du traitement de fin de vie des milieux** et de la pertinence d'emmener ces matières usées dans un centre de traitement alors qu'elles pourraient être **utiles localement en utilisation directe**. En effet, le but est de développer un procédé utilisant des ressources locales. Ainsi, il faudrait donc envisager un traitement de fin de vie local tel que de l'épandage ou du compostage qui permettrait d'éviter l'utilisation d'autres produits.

L'analyse de cycle de vie qui a été réalisée est de type attributionnelle, fournissant des informations sur les impacts environnementaux des procédés hors contexte. La réalisation d'une **ACV de type conséquentielle** permettrait de prendre en compte l'impact des procédés dans le contexte du marché. Elle cherche alors à évaluer les conséquences à grande échelle de la mise sur le marché d'un produit. Cette méthodologie permettrait de **prendre en compte les changements induits par l'utilisation de déchets ou coproduits de culture et d'utilisation de ressources locales.**

Références bibliographiques

ADEME, 1996. Les micro-polluants organiques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. G. e. c. technique, " valorisation agricole des boues d'épuration ".

ADEME, 2009. L'éco-conception une démarche rentable - http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=12922.

AFSSET, 2009. Protocole d'évaluation technique pour les installations d'assainissement non collectif dont la charge est inférieure ou égale à 20 équivalents habitants. ANSES.

Alexandre, O., Boutin, C., Duchène, P., Lagrange, C., Lakel, A., Liénard, A., Orditz, D., 1998. Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités. in: FNDAE22 (Ed.). Cemagref.

Amuda, O.S., Ibrahim, A.O., 2006. Industrial wastewater treatment using natural material as adsorbent. African Journal of Biotechnology 5, 1483-1487.

Aquatec, 2012. Aquatec VFL AT 6 EH - Guide d'installation. Aquatec.

Aquatiris, 2011. Jardi Assainissement - Guide de l'usager. Aquatiris.

Arrêté, 1998. Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation - http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000005625281.

Arrêté, 2007. Arrêté du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et de leur efficacité, et aux dispositifs d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 1,2 kg/j de DBO5 - http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000276647.

Arrêté, 2009. Arrêté du 7 septembre 2009 fixant les prescriptions techniques applicables aux installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5 - http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000021125109&dateTexte=&categorieLien=id.

Arrêté, 2010. Arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts - http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000022753522&dateTexte=&categorieLien=id.

Arrêté, 2012. Arrêté du 7 mars 2012 modifiant l'arrêté du 7 septembre 2009 fixant les prescriptions techniques applicables aux installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5 - http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000025743299&dateTexte=&categorieLien=id.

Ausland, G., Stevik, T.K., Hanssen, J.F., Køhler, J.C., Jenssen, P.D., 2002. Intermittent filtration of wastewater—removal of fecal coliforms and fecal streptococci. Water Research 36, 3507-3516.

Avis-Technique, 2008. Avis technique 17/08-198 - Filtre à Coco PTE. CSTB.

Ayaz, S.C., Akca, L., 2001. Treatment of wastewater by natural systems. Environment International 26, 189-195.

Bansode, R.R., Losso, J.N., Marshall, W.E., Rao, R.M., Portier, R.J., 2004. Pecan shell-based granular activated carbon for treatment of chemical oxygen demand (COD) in municipal wastewater. Bioresource Technology 94, 129-135.

Bayard, R., Gourdon, R., 2010. Traitement biologique des déchets. Techniques de l'ingénieur, p. 24.

Bec, J.-M., Blu, V., Boutin, C., Bouvard, V., Di Mare, J., Dimastromatteo, N., Philippe, R., Garnaud, S., Gonnord, C., Laloe, J., Laprune, H., Malamaire, G., Mercoiret, L., Prost-Boucle, S., Rakedjian, B., Rebel, J., Sambuco, J.-P., Vachon, A., 2012. Contenu des études préalables à la réalisation d'une Zone de Rejet Végétalisée. EPNAC - IRSTEA, p. 16.

Berland, J.-M., 2012. Techniques et gestion de l'assainissement non collectif - Filières de traitement. Techniques de l'ingénieur, p. 26.

Biorock, 2012. Biorock - Plaquette commerciale. Biorock.

Boeglin, J.-C., 1998. Traitements biologiques des eaux résiduaires. Techniques de l'ingénieur, p. 28.

Boralit, 2011. OPUR SUPERCOMPACT - Fiche Technique. Boralit.

Bourdon, C., 2005. Vers une validation du test BAP comme outil de prédiction du rendement de déphosphatation biologique. Sciences de l'environnement. Ecole nationale du génie rural, des eaux et des forêts, Thèse de doctorat, p. 253.

Bourserie, S., Chodzko, R., Follet, L., Fuchs, F., Lesavre, J., Liberge, S., Miltgen, F., Pouget, E., Riffaud, J.-L., Saillard, S., Salome, C., Switala, O., 2001. Épuration des eaux usées domestiques par filtration sur sable. Conseil Général de la Seine-Maritime et Conseil Général de l'Eure, p. 58.

Bouteldja, F., 2009. Diagnostic en place et prévision de l'évolution d'un système d'assainissement non collectif. Université Blaise Pascal – Clermont II, Thèse de doctorat, p. 286.

Brander, M., Tipper, R., Hutchison, C., Davis, G., 2008. Consequential and attributionnal approaches to LCA: a guide to policy makers with specific reference to greenhouse gas LCA of biofuels - Technical paper. Ecometrica Press.

Breton, A., Sablayrolles, C., Vignoles, M., 2009. Etude de faisabilité sur le développement d'un nouveau système de traitement à base de biomasse pour le traitement décentralisé des eaux usées. Laboratoire de Chimie Agroindustrielle - Rapport interne, p. 60.

Calvet, R., 2003. Le sol: propriétés et fonctions. France Agricole Editions.

Carrara, C., Ptacek, C.J., Robertson, W.D., Blowes, D.W., Moncur, M.C., Sverko, E., Backus, S., 2008. Fate of Pharmaceutical and Trace Organic Compounds in Three Septic System Plumes, Ontario, Canada. Environmental Science & Technology 42, 2805-2811.

Cauchi, A., Vignoles, C., 2011. Petites installations d'assainissement. Editions Technip.

Chabaud, S., 2007. Influence du biofilm sur les performances des systèmes de traitement par infiltration dans le sol: application à l'assainissement non collectif. Faculté des Sciences et Techniques. Université de Nantes, Thèse de doctorat, p. 199.

Chataignon , S., 2006. L'hydraulique souterraine pour l'étude géotechnique - Rapport de fin d'étude. INSA Strasbourg, p. 58.

CLCV, 2011. L'assainissement individuel des eaux usées - 2ème édition. Vuibert, p. 159.

CNIDE, CNFME, 2008. Recommandations pour l'exploitation des filtres plantés de roseaux à écoulement vertical et Synthèse bibliographique. OIEau
Agence de l'eau Loire-Bretagne
AR SATESE.

Daloz, A., 2007. L'épuration des eaux usées par les filtres plantés de macrophytes. Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Lyon, p. 26.

Daïan, J.-F., 2007. Porométrie au mercure - Le modèle XQD. Laboratoire d'étude des transferts en hydrologie et environnement (LTHE).

DBO-Expert, 2010. Enviro-Septic - Plaquette commerciale. DBO Expert.

DCE-2000/60/CE, 2000. Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau - http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:FR:PDF.

Degrémont, 2005. Memento technique de l'eau - Tome 1. Degrémont Suez.

Delphin, 2011. Delphin Compact - Plaquette commerciale. Delphin France ec'eau nature Sarl.

Demouliere, R., Bensaid Schemba, J., Berger, J., Aït Kaci, A., Rougier, F., 2012. Les services publics d'eau et d'assainissement en France - 5ème édition. BIPE - FP2E, p. 88.

Deronzier, G., Choubert, J.-M., 2004. FNDAE29 - Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées. Cemagref, p. 24.

Devi, R., Dahiya, R.P., 2008. COD and BOD removal from domestic wastewater generated in decentralised sectors. Bioresource Technology 99, 344-349.

Devi, R., Singh, V., Kumar, A., 2008. COD and BOD reduction from coffee processing wastewater using Avacado peel carbon. Bioresource Technology 99, 1853-1860.

Directive-91/271/CEE, 1991. Directive du conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires - http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/recueil/01_TF/directive_21_05_1991_eru.pdf.

Dixon, A., Simon, M., Burkitt, T., 2003. Assessing the environmental impact of two options for small-scale wastewater treatment: comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach. Ecological Engineering 20, 297-308.

DTU-64.1, 2007. Mise en œuvre des dispositifs d'assainissement non collectif (dit autonome) - Maisons d'habitation individuelle jusqu'à 10 pièces principales.

Earles, J.M., Halog, A., 2011. Consequential life cycle assessment: a review. The International Journal of Life Cycle Assessment 16, 445-453.

Eparco, 2008. La filière compacte EPARCO - Plaquette commerciale. Eparco.

Epur-Nature, 2012. AutoEpur - Guide utilisateur. Epur Nature.

Evon, P., 2008. Nouveau procédé de bioraffinage du tournesol plante entière par fractionnement thermo-mécano-chimique en extrudeur bi-vis : étude de l'extraction aqueuse des lipides et de la mise en forme du raffinat en agromatériaux par thermomoulage. Institut National Polytechnique de Toulouse. Université de Toulouse, Thèse de doctorat, p. 388.

Feng, H.J., Hu, L.F., Mahmood, Q., Qiu, C.D., Fang, C.R., Shen, D.S., 2008. Anaerobic domestic wastewater treatment with bamboo carrier anaerobic baffled reactor. International Biodeterioration & Biodegradation 62, 232-238.

Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. Journal of Environmental Management 91, 1-21.

Fiol, N., Villaescusa, I., Martínez, M., Miralles, N., Poch, J., Serarols, J., 2006. Sorption of Pb(II), Ni(II), Cu(II) and Cd(II) from aqueous solution by olive stone waste. 50, 132-140.

Frischknecht, R., Braunschweig, A., Hofstetter, P., Suter, P., 2000. Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. Environmental Impact Assessment Review 20, 159-189.

Frischknecht, R., Steiner, R., Jungbluth, N., 2008. Methode der ökologischen Knappheit - Ökofaktoren 2006 - Methode für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen. Office fédéral de l'environnement OFEV.

Garnier-Laplace, J., Beaugelin-Seiller, K., Gilbin, R., Della-Vedova, C., Jolliet, O., Payet, J., 2009. A Screening Level Ecological Risk Assessment and ranking method for liquid radioactive and chemical mixtures released by nuclear facilities under normal operating conditions. Radioprotection 44, 903-908.

Gaïd, A., 2008. Traitement des eaux résiduaires. Techniques de l'ingénieur, p. 33.

GIP, 2007. La contamination chimique: Quel risque en estuaire de Seine? - Fiche substance: Phtalates. GIP Seine-Aval, p. 12.

GIS-BIOSTEP, Canler, J.-P., 2004. FNDAE33 - Dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration : origines et solutions. Cemagref, p. 124.

GLS, 2006. Memotec n°19 - La biodégradabilité des e ffluents urbains. GLS, p. 2.

Godart, H., 2001. Assainissement non collectif - C 3 842. Techniques de l'ingénieur, p. 26.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.

Goedkoop, M., Spriensma, R., 2001. The Eco-indicator99: a damage oriented method for life cycle impact assessment: methodology report. pp. 1-144.

Graf, 2013. Assainissement autonome Micro-stations d'épuration - Catalogue de produit. Graf.

Guide, 2012. Assainissement non collectif - Guide d'information sur les installations - Outil d'aide au choix. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, p. 47.

Guinee, J., Gorée, M., Heijungs, R., Huppes, G.R., Kleijn, R., De Koning, A., Van Oers, L., Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., De Bruijn, H., Van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. Handbook on life cycle assessment - operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic.

Gupta, V.K., Carrott, P.J.M., Carrott, M., Suhas, 2009. Low-Cost Adsorbents: Growing Approach to Wastewater Treatmenta Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 39, 783-842.

Hauschild, M., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., Margni, M., Schryver, A., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S., Pant, R., 2012. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. The International Journal of Life Cycle Assessment 18, 683-697.

Huijbregts, M.A., Rombouts, L.J., Ragas, A.M., van de Meent, D., 2005. Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and noncarcinogenic chemicals for life cycle impact assessment. Integr Environ Assess Manag 1, 181-244.

Humbert, J., 2008. Conception, élaboration et production d'agrocomposite à partir de tourteau de tournesol : étude du procédé d'extrusion-formulation-granulation et d'injection-moulage. Institut National Polytechnique. Université de Toulouse, Thèse de doctorat, p. 282.

Humbert, S., 2009. Intake fractions and characterization factors for particulate matter: Review and recommendations for life-cycle assessment. University of California, Berkeley.

INERIS, 2011. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Ibuprofène - DRC-11-118962-11078A. INERIS.

ISO-14040, 2006. Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Principes et cadres.

ISO-14044, 2006. Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Exigences et lignes directrices.

ISO-14062, 2003. Management environnemental – Intégration des aspects environnementaux dans la conception et le développement de produit.

Jacquemin, L., 2012. Production d'hémicelluloses de pailles et de sons de blé à une échelle pilote - Etude des performances techniques et évaluation environnementale d'un agro-procédé. Institut National Polytechnique de Toulouse. Université de Toulouse, Thèse de doctorat, p. 345.

Jacquemin, L., Pontalier, P.-Y., Sablayrolles, C., 2012. Life cycle assessment (LCA) applied to the process industry: a review. The International Journal of Life Cycle Assessment 17, 1028-1041.

Jenssen, P.D., Krogstad, T., Paruch, A.M., Maehlum, T., Adam, K., Arias, C.A., Heistad, A., Jonsson, L., Hellstrom, D., Brix, H., Yli-Halla, M., Vrale, L., Valve, M., 2010. Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries - Performance and reuse of filter media. Ecological Engineering 36, 1651-1659.

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., Rosenbaum, R., 2003. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. The International Journal of Life Cycle Assessment 8, 324-330.

Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., 2010. Analyse du cycle de vie, comprendre et réaliser un écobilan. Presses polytechniques et universitaires romandes.

Jullian, A., 2010. Microstations utilisées pour le traitement des eaux usées en assainissement non collectif. AgroParisTech - ONEMA - OIEau, p. 49.

Kessel, 2013. InnoClean PLUS - Brochure commerciale. Kessel.

Khan, N.A., Ibrahim, S., Subramaniam, P., 2004. Elimination of Heavy Metals from Wastewater Using Agricultural Wastes as Adsorbents. Malaysian Journal of Science 23, 9.

Kingspan, 2012. BioDisc BA 5 EH - Guide d'utilisation. Kingspan Environmental.

Kone-Diallo, M., 2011. Infiltration-percolation sur sable et sur fibre de coco, filtres plantés et épuration des eaux usées domestiques à dominance agroalimentaire sous climat tropical sec: cas des eaux résiduaires urbaines de Ouagadougou, Burkina-Faso. Université de Ouagadougou
Université Claude Bernard-Lyon, Thèse de doctorat, p. 232.

Lagacé, R., 2012. Lois de base de l'écoulement - Chapitre 2 - http://www.grr.ulaval.ca/gaa_7003/index.html. Université Laval, Canada.

Lakel, A., 2005. L'assainissement non collectif : mode d'emploi. e-cahier du CSTB, p. 6.

Lambert, S., 2000. Les géotextiles : fonctions, caractéristiques et dimensionnement. EAT, p. 9.

Le Douarin, E., Werckmann, M., 2009. L'assainissement écologique. Eyrolles Environnement, p. 126.

Le Pochat, S., 2005. Intégration de l'éco-conception dans les PME: Proposition d'une méthode d'appropriation de savoir faire pour la conception environnementale des produits. Ecole nationale supérieure d'arts et métiers - Paris, Thèse de doctorat, p. 279.

LEMA, 2006. Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques - http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000649171.

Loi, 1992. Loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau - http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000173995.

Lowe, K.S., Siegrist, R.L., 2008. Controlled field experiment for performance evaluation of septic tank effluent treatment during soil infiltration. Journal of Environmental Engineering-Asce 134, 93-101.

Machado, A.P., Urbano, L., Brito, A., Janknecht, P., Rodriguez, J.J., Nogueira, R., 2006. Life Cycle Assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities: energy-saving systems versus activated sludge. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lisbon, Portugal, pp. 1203-1213.

Machado, A.P., Urbano, L., Brito, A.G., Janknecht, P., Salas, J.J., Nogueira, R., 2007. Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities. Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research 56, 15-22.

Magnan, J.-P., 1999. L'eau dans le sol. Techniques de l'ingénieur, p. 23.

Magniont, C., 2010. Contribution à la formulation et à la caractérisation d'un écomatériau de construction à base d'agroressources. Université de Toulouse III, Thèse de doctorat, p. 343.

Mahvi, A.H., 2008. Application of agricultural fibers in pollution removal from aqueous solution. International Journal of Environmental Science and Technology 5, 275-285.

Martinez-Garcia, G., Bachmann, R.T., Williams, C.J., Burgoyne, A., Edyvean, R.G.J., 2006. Olive oil waste as a biosorbent for heavy metals. 13th International Biodeterioriation and Biodegradation Symposium: State-of-the-Art in Biodeterioration, Biodegradation, and Bioremediation 58, 231-238.

Matamoros, V., Arias, C., Brix, H., Bayona, J.M., 2009. Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products. Water Research 43, 55-62.

Menoret, C., 2001. Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier ou pouzzolane. Sciences et techniques du Languedoc. Université de Montpellier II, Thèse de doctorat, p. 132.

Mercoiret, L., 2010. Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités - Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2000 Equivalent Habitants. Cemagref/IRSTEA, p. 55.

Mermoud, A., 2006. Dynamique de l'eau dans le sol - Cours de physique du sol. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.

Mohan, D., Singh, K.R., Singh, V.K., 2008. Wastewater treatment using low cost activated carbons derived from agricultural byproducts - A case study. Journal of Hazardous Materials 152, 1045-1053.

Moletta, R., 2011. L'eau, sa pollution, et son traitement - Chapitre 4 : La pollution de l'eau. Moletta Méthanisation.

Molle, P., 2003. Filtres plantés de roseaux: limites hydrauliques et rétention du phosphore. Sciences et techniques du languedoc. Université de Montpellier II - Cemagref, Thèse de doctorat, p. 267.

Montzka, S.A., Fraser, P.J., Butler, J.H., Connell, P.S., Cunnold, D.M., Daniel, J.S., Derwent, R.G., Lal, S., McCulloch, A., Oram, D.E., Reeves, C.E., Sanhueza, E., Steele, L.P., Velders, G.J.M., Weiss, R.F., Zander, R.J., 1999. Controlled Substances and Other Source Gases. Scientific Assessment of Ozone Depletion.

Muret, 2011. Fiche système d'assainissement. A.E.A.G.

Muttamara, S., 1996. Wastewater characteristics. Resources Conservation and Recycling 16, 145-159.

Nasr, F.A., Mikhaeil, B., 2013. Treatment of domestic wastewater using conventional and baffled septic tanks. Environmental Technology, 1-7.

NF-EN-933-1, 1997. Essais pour déterminer les caractéristiques géométriques des granulats – Partie 1: Détermination de la granularité - Analyse granulométrique par tamisage.

NF-EN-1097-6, 2001. Essais pour déterminer les caractéristiques mécaniques et physiques des granulats – Partie 6: Détermination de la masse volumique réelle et du coefficient d'absorption d'eau.

NF-ISO-94-056, 1996. Sols : Reconnaissance et essais – Analyse granulométrique - Méthode par tamisage à sec après lavage.

NF-ISO-2591-1, 1989. Tamisage de contrôle : Modes opératoires.

Nogueira, R., Brito, A.G., Machado, A.P., Janknecht, P., Salas, J.J., Vera, L., Martel, G., 2009. Economic and environmental assessment of small and decentralized wastewater treatment systems. Desalination and Water Treatment 4, 16-21.

Orée, 2009. Eco-conception des produits et des services - http://www.oree.org/ecoconception.html.

Pagnanelli, F., Toro, L., Vegliò, F., 2002. Olive mill solid residues as heavy metal sorbent material: a preliminary study. 22, 901-907.

Palmquist, H., Hanaeus, J., 2005. Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. Science of the Total Environment 348, 151-163.

Philip, H., Rambaud, A., Vasel, J.-L., 2008. Assainissement non collectif des habitations - Fonctionnement et dimensionnement. Techniques de l'ingénieur, p. 20.

Philippi, L.S., da Costa, R.H.R., Sezerino, P.H., 1999. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. Water Science and Technology 40, 125-131.

Pollet, S., 2009. Caractérisation du colmatage et de l'hydrodynamique dans les bioréacteurs à membrane: influence de la configuration du module et de l'aération. Institut national des sciences appliquées (INSA). Université de Toulouse, Thèse de doctorat, p. 368.

Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.-P., Johansson, M., Margni, M., Jolliet, O., 2008. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. The International Journal of Life Cycle Assessment 13, 477-486.

Poulet, J.B., Terfous, A., Dap, S., Ghenaim, A., 2004. Stations d'épuration à lits filtrants plantés de macrophytes. Courrier du savoir, p. 4.

PTA, 2011. EPURFLO - Plaquette commerciale. Premier Tech Aqua.

Puyou, J.-B., 2009. Eco-Conception : Principes et outils. Evea.

Renou, S., 2006. Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées. Génie des procédés et des produits. Institut National Polytechnique de Lorraine, p. 258.

Reyes Carillo, T., 2007. L'éco-conception dans les PME: les mécanismes du cheval de Troie méthodologique et du choix des trajectoires comme vecteur d'intégration de l'environnement en conception. SUPMECA. Université du Sud Toulon-Var, Thèse de doctorat, p. 232.

Riahi, K., Ben Mammou, A., Ben Thayer, B., 2009. Date-palm fibers media filters as a potential technology for tertiary domestic wastewater treatment. Journal of Hazardous Materials 161, 608-613.

Risch, E., Boutin, C., Roux, P., Heduit, A., 2012. ACV comparative inter-filières de traitement des eaux usées : filtres plantés de roseaux à flux verticaux vs boue activée. IRSTEA, p. 39.

Rolland, L., 2009. Analyses comparatives de systèmes d'infiltration-percolation: colmatage et outils de diagnostics. Sciences et techniques du Languedoc. Université de Montpellier II, Thèse de doctorat, p. 228.

Rolland, L., Vignoles, C., 2012. INVESTIG'+ : de vraies informations issues du cœur des filtres. L'eau, l'industrie, les nuisances n°355 (Octobre), 109-116.

Roux, P., Boutin, C., Risch, E., Héduit, A., 2010. Life Cycle environmental Assessment (LCA) of sanitation systems including sewerage: *Case of vertical flow constructed wetlands versus activated sludge* in: IWA (Ed.). 12th International Conference on Wetland Systems for Pollution Control, Venise ITA.

Roux, P., Patingre, J.-F., Giroux, F., Naud, O., 2005. Eco-technologies, eco-conception, évaluation intégrée. Académie de l'agriculture, p. 31.

Saleh, K., Guigon, P., 2009. Caractérisation et analyse des poudres - Propriétés physiques des solides divisés. Techniques de l'ingénieur, p. 14.

Sebico, 2011. Septodiffuseur - Plaquette commerciale. Sebico.

Spychala, M., Blazejewski, R., 2003. Sand fiter clogging by septic tank effluent. Water Science and Technology 48, 153-159.

Stasinakis, A.S., Elia, I., Petalas, A.V., Halvadakis, C.P., 2008. Removal of total phenols from olive-mill wastewater using an agricultural by-product, olive pomace. 160, 408-413.

Stevik, T.K., Ausland, G., Hanssen, J.F., Jenssen, P.D., 1999a. The influence of physical and chemical factors on the transport of E. coli through biological filters for wastewater purification. Water Research 33, 3701-3706.

Stevik, T.K., Ausland, G., Jenssen, P.D., Siegrist, R.L., 1999b. Removal of E. coli during intermittent filtration of wastewater effluent as affected by dosing rate and media type. Water Research 33, 2088-2098.

Stevik, T.K., Kari, A., Ausland, G., Fredrik Hanssen, J., 2004. Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. Water Research 38, 1355-1367.

Sud, D., Mahajan, G., Kaur, M.P., 2008. Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions – A review. Bioresource Technology 99, 6017-6027.

Séguret, F., 1998. Etude de l'hydrodynamique des procédés de traitement des eaux usées à biomasse fixée: Application aux lits bactériens et aux biofiltres. Université de Bordeaux I, Thèse de doctorat, p. 144.

Talbot, P., Bélanger, G., Pelletier, M., Laliberté, G., Arcand, Y., 1996. Development of a biofilter using an organic medium for on-site wastewater treatment. Water Science and Technology 34, 435-441.

Thoumelin, G., 1995. Les tensio-actifs dans les eaux douces et marines. IFREMER - CNRS - USTL, Repère Océan, p. 113.

UVED, 2012. L'éco-conception et ses outils - http://stockage.univ-valenciennes.fr/slide/files/orioai/MenetACVBAT20120704/acvbat/chap02/co/ch02_010_acv.html.

Van Soest, P.J., Wine, R.H., 1967. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. Journal of the Association of Official Analytical Chemists 50, 50-56.

Van Soest, P.J., Wine, R.H., 1968. The determination of lignin and cellulose in acid detergent fiber with permanganate. Journal of the Association of Official Analytical Chemists 51, 780-787.

van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., den Hollander, H.A., van Jaarsveld, H.A., Sauter, F.J., Struijs, J., van Wijnen, H.J., van de Meent, D., 2008. European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. Atmospheric Environment 42, 441-453.

Viraraghavan, T., Rana, S.M., 1991. Treatment of septic tank effluent in a peat filter. International Journal of Environmental Studies 37, 213-224.

Weidema, B.P., Wesnaes, M.S., 1996. Data quality management for life cycle inventories - an example of using data quality indicators. Journal of Cleaner Production 4, 8.

Weiss, P., Eveborn, D., Kärrman, E., Gustafsson, J.P., 2008. Environmental systems analysis of four on-site wastewater treatment options. Resources, Conservation and Recycling 52, 1153-1161.

Wertz, J.-L., 2010. La lignine. ValBiom - Gembloux AgroBio Tech, Université de Liège, p. 23.

Wertz, J.-L., 2011. Les hémicelluloses. ValBiom - Gembloux AgroBio Tech, Université de Liège, p. 16.

Whitefoot, K.S., Grimes-Casey, H.G., Girata, C.E., Morrow, W.R., Winebrake, J.J., Keoleian, G.A., Skerlos, S.J., 2011. Consequential Life Cycle Assessment With Market-Driven Design. 15, 726-742.

Yıldırım, M., Topkaya, B., 2012. Assessing Environmental Impacts of Wastewater Treatment Alternatives for Small-Scale Communities. 40, 171-178.

ABREVIATIONS

AA	Acide Acétylsalicylique
Ac	Acidification
ACP	Analyse en Composantes Principales
Ac-Ter	Acidification Terrestre
ACV	Analyse du Cycle de Vie
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
ADF/NDF	Acid Detergent Fiber/Neutral Detergent Fiber
AFS	Analyse de Flux d'une Substance
Am-Oz	Amincissement de la Couche d'Ozone
ANC	Assainissement Non Collectif
ANSES	Agence Nationale de Sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'Environnement et du Travail
App-Eau	Appauvrissement des Ressources en Eaux
App-Fos	Appauvrissement des Ressources Fossiles
App-Min	Appauvrissement des Ressources en Minerais
App-Res	Appauvrissement des Ressources Minérales et Fossiles
AR	Analyse du Risque Environnemental
CAE	Centre d'Analyses Environnementales
CAH	Classification Ascendante Hiérarchique
CC	Changement Climatique
CG	Copeaux de coco Grossier
CH	Données suisses (Ecoinvent v2.2)
CHT	Chènevotte
CHT/GO	Chènevotte sur Grignons d'Olives
CHTGO	Chènevotte mélangée aux Grignons d'Olives
Cond.	Conductivité
CPT	Copeaux de coco
DALY	Disability Adjusted Life Years
DBO_5	Demande Biologique en Oxygène à 5 jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DEHP	Di EthylHexylPhtalate
DEP	Di EthylPhtalate
ΔH	Perte de charge
DTS	Distribution des Temps de Séjour
DTU	Document Technique Unifié
E. Coli	*Escherichia Coli*
EcoT-EauD	Ecotoxicité des Eaux Douces
EcoT-EauM	Ecotoxicité des Eaux Marines
EcoT-Ter	Ecotoxicité Terrestre
EH	Equivalent Habitant
EIE	Evaluation de l'Impact Environnemental
Eut-Aq	Eutrophisation Aquatique
Eut-EauD	Eutrophisation des Eaux Douces
Eut-EauM	Eutrophisation des Eaux Marines
FC	Facteur de Compacité
FOP	Formation d'Oxydants Photochimiques
FP	Formation de Particules
FR	Données Françaises (Ecoinvent v2.2)
FX	Composante principale X
GLO	Données mondiales (Ecoinvent v2.2)
GO	Grignons d'Olives
H	Hierarchist
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
IBU	Ibuprofène
Inox	Acier Inoxydable
ISO	International Standard Organisation
K_e	Coefficient de perméabilité équivalent
K_s	Coefficient de perméabilité
LAS	Agents de surface
LCA	Laboratoire de Chimie Agro-Industrielle
LDA	Laboratoire Départemental d'Analyses
LEMA	Loi sur l'Eaux et les Milieux Aquatiques
LGC	Laboratoire de Génie Chimique
LOQ	Limite de quantification
MC	Matière Carbonée
MEB	Microscope Electronique à Balayage
MES	Matières En Suspension
MM	Matière Minérale
MS	Matière Sèche
MO	Matière Organique
n.d.	Non déterminé / Non défini
NF	Norme Française
N_T	Azote Total
NTK	Azote Kjeldhal
NTU	Unité néphélométrique de turbidité
Oc-Agri	Occupation des Terres Agricoles
Oc-Urb	Occupation des Terres Urbaines
Pa	Paracétamol
PCP	Paille de lavande
PCP/GO	Paille de lavande sur Grignons d'Olives
PE	PolyEthylène
PEHD	PolyEthylène Haute Densité
PRV	Polyester Renforcé de fibre de Verre

P_T	Phosphore Total
PVC	PolyChlorure de Vinyle
RA	Rapport d'Aspect
Rad	Radiations Ionisantes
Rad-E	Radiations Ionisantes-Ecosystèmes
Rad-H	Radiations Ionisantes-Santé Humaine
RER	Données européennes (Ecoinvent v2.2)
SAP	Service Analyses et Procédés
SCA	Service Central d'Analyse
STEP	STation d'EPuration
Tox-C	Toxicité humaine - Effet Cancérigène
Tox-H	Toxicité Humaine
Tox-NC	Toxicité humaine - Effet Non-Cancérigène
Trans-Ter	Transformation des Terres Naturelles
Turb.	Turbidité
UF	Unité Fonctionnelle
Ut-Ter	Utilisation des Terres
W	Coefficient d'absorption d'eau
[X]	Concentration du paramètre X
C(t)	Concentration à l'instant t
C_0	Concentration initiale
C_e	Concentration en entrée
C_H	Charge Hydraulique
Cu	Coefficient d'uniformité
C_V	Charge Volumique
CV	Coefficient de Variation
D_{10}	Taille effective
D_{50}	Diamètre moyen
D_{60}	Diversité
E(t)	Fonction de distribution
E1	Essai à volume équivalent 150 $L.(j.hab)^{-1}$
E2	Essai à volume équivalent 75 $L.(j.hab)^{-1}$
FD	Facteur de caractérisation de Dommages
FI	Facteur de caractérisation Intermédiaire
FP	Facteur de Pondération
L	Longueur de l'échantillon
N	Score Normalisé
n	Nombre
Q	Débit
Q1	Premier quartile
Q2	Deuxième quartile (médiane)
Q3	Troisième quartile
S	Section de la colonne
SD	Score de caractérisation de dommages
SD_{95}	Variance avec un intervalle de confiance de 95%
SI	Score de caractérisation intermédiaire
S_u	Score unique
VN	Valeur de Normalisation
μ_{app}	Masse volumique apparente du matériau
μ_r	Masse volumique réelle du matériau
μ_v	Masse volumique vrac du lit de matériau
χ	Porosité intraparticulaire
ε	Porosité interparticulaire
σ^2	Variance réduite
σ_t^2	Variance
τ	Temps de passage théorique
$\bar{t}$	Temps de séjour moyen

Table des illustrations

LISTE DES FIGURES

Figure I- 1. Répartition des usages domestique de l'eau 7
Figure I- 2. Part de logements équipés d'un système d'assainissement non collectif.....16
Figure I- 3. Schéma de principe d'une installation d'assainissement non collectif 17
Figure I- 4. Schéma d'une fosse toutes eaux.....18
Figure I- 5. Procédés classiques de traitement 20
Figure I- 6. Exemple de procédé compact à base de zéolite 21
Figure I- 7. Exemple de procédé compact à base de fibres de coco 22
Figure I- 8. Exemple de procédés compacts à base de laine de roche.....22
Figure I- 9. Exemples de procédés compacts à base de géotextile 23
Figure I- 10. Exemples de microstations à cultures libres 24
Figure I- 11. Exemples de microstations SBR 24
Figure I- 12. Exemples de microstations à culture fixées 25
Figure I- 13. Exemples de filtres plantés 26
Figure I- 14. Fuseau granulométrique des sables – DTU 64.1 (2007) 33
Figure I- 15. Schéma de principe du perméamètre 34
Figure I- 16. Différentes porosités du matériau 37
Figure I- 17. Différents volumes du matériau 38
Figure I- 18. Schéma de principe d'éco-conception 44
Figure I- 19. Niveaux d'éco-conception 45
Figure I- 20. Illustration des différentes approches de cycle de vie 47
Figure I- 21. Différentes étapes de l'analyse de cycle de vie 47
Figure I- 22. Structure générale du cadre de l'analyse d'impacts du cycle de vie 49

Figure II- 1. Localisation des six sites suivis.....64
Figure II- 2. Schéma des installations 65
Figure II- 3. Points de prélèvements 66
Figure II- 4. Prélèvement des eaux usées domestiques d'entrée.....67
Figure II- 5. Prélèvement des eaux usées domestiques prétraitées – Vue du dessus 68
Figure II- 6. Exemple de boite à moustaches 70
Figure II- 7. Représentation des variables – Cercle des corrélations.....72
Figure II- 8. Présentation des résultats de la CAH – Dendogramme 75
Figure II- 9. Volume et concentrations en DCO, DBO_5 et MES pour les 2 campagnes sur les 6 sites étudiés.....77
Figure II- 10. Concentrations en nutriment pour les 2 campagnes sur les 6 sites étudiés.....78
Figure II- 11. Charges journalières par habitants.....81
Figure II- 12. Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2 : 82
Figure II- 13. Dendogramme des variables : 83
Figure II- 14. Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2 84
Figure II- 15. ACP réalisée sur la matrice de données issues de la 1ère et de la 2ème campagne – Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2 86
Figure II- 16. CAH réalisée sur la matrice de données issues de la 1ère et de la 2ème campagne – Dendogramme des variables.....87
Figure II- 17. ACP réalisée sur la matrice de données issues de la 1ère et de la 2ème campagne – Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2 88
Figure II- 18. Analyses multi variées réalisées sur la matrice de données complètes 89
Figure II- 19. Analyses multi variées réalisées sur les données issues des deux campagnes.....91
Figure II- 20. Analyses multi variées réalisées sur la matrice de données complètes 92
Figure II- 21. Concentrations des paramètres étudiés pour les eaux prétraitées pour les 5 sites...95
Figure II- 22. Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2 97
Figure II- 23. Dendogramme des variables 97
Figure II- 24. Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2 98
Figure II- 25. Analyses multi variées réalisées sur la matrice de données issues des campagnes d'eaux usées prétraitées 100
Figure II- 26. ACP réalisée sur la matrice de données issues des campagnes eaux usées prétraitées – Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2 101
Figure II- 27. Photo satellite de la STEP de Joffrery – Muret (31).....104
Figure II- 28. Schéma de principe de la fabrication de l'eau d'alimentation 105

Figure III- 1. Schéma du filtre à copeaux de coco 114
Figure III- 2. Schéma d'un pilote de biofiltration 116
Figure III- 3. Auget bidirectionnel 117
Figure III- 4. Plaque de répartition – Vue de dessus 118
Figure III- 5. Schéma de principe du système de préparation de l'eau d'alimentation 119
Figure III- 6. Schéma du dispositif alimentant les pilotes de biofiltration 120
Figure III- 7. Dispositif de comptage du volume s'écoulant d'un pilote de biofiltration 121
Figure III- 8. Vue de profil et de dessus de l'installation complète 122
Figure III- 9. Observation de la colonisation 127
Figure III- 10. Mesure des gaz 128
Figure III- 11. Détermination de la porosité intraparticulaire 129
Figure III- 12. Microscopie électronique à balayage (MEB) 130
Figure III- 13. Principe de la méthode de Van Soest et Wine 131
Figure III- 14. Matériaux filtrants 133
Figure III- 15. Dispositif pour la détermination du coefficient de perméabilité 137
Figure III- 16. Dispositif pour l'évaluation des DTS 138
Figure III- 17. Courbes granulométriques des différents milieux 140
Figure III- 18. Représentation des différentes masses volumiques et porosités 142
Figure III- 19. Coefficients de perméabilité – Milieux seuls 143
Figure III- 20. Distribution des temps de séjour – Milieux seuls 145
Figure III- 21. Distribution des temps de séjour – Milieux en combinaison 146
Figure III- 22. Découpage des milieux « usés » pour les DTS 147
Figure III- 23. Observation MEB des copeaux de coco 150
Figure III- 24. Analyse MEB du grignon d'olive 151
Figure III- 25. Analyse MEB de la fibre de chènevotte 152
Figure III- 26. Analyse MEB de la paille de lavande 153
Figure III- 27. Corrélation linéaire entre les composants pariétaux et la matière organique 155
Figure III- 28. Photos du développement bactérien et de l'accumulation de matières 157
Figure III- 29. Evolution de la hauteur de milieu filtrant 161
Figure III- 30. Evolution des débits horaires en sortie des pilotes de biofiltration 163
Figure III- 31. Observation de la colonisation du milieu de référence CTP-1 165
Figure III- 32. Observation de la colonisation du milieu de référence CTP-3 166
Figure III- 33. Observation de la colonisation du milieu de référence CTP-2 167
Figure III- 34. Observation de la colonisation du milieu GO 168
Figure III- 35. Observation de la colonisation du milieu PCP 169
Figure III- 36. Observation de la colonisation du milieu CHTGO-1 170
Figure III- 37. Observation de la colonisation du milieu CHTGO-2 171
Figure III- 38. Observation de la colonisation du milieu PCP/GO-1 172
Figure III- 39. Observation de la colonisation du milieu PCP/GO-2 173
Figure III- 40. Observation de la colonisation du milieu CHT/GO-1 174
Figure III- 41. Observation de la colonisation du milieu CHT/GO-2 175
Figure III- 42. Analyse des gaz au sein des milieux de référence 176
Figure III- 43. Analyse des gaz au sein du milieu PCP 176
Figure III- 44. Analyse des gaz au sein des milieux CHTGO 177
Figure III- 45. Analyse des gaz au sein des milieux PCP/GO 178
Figure III- 46. Analyse des gaz au sein des milieux CHT/GO 179
Figure III- 47. Valeurs des paramètres physico-chimiques pour l'eau d'alimentation 180
Figure III- 48. Comparaison des performances épuratoires des milieux CPT-1 et CG 183
Figure III- 49. Evolution des teneurs en MES 186
Figure III- 50. Evolution des teneurs en DCO et DBO_5 189
Figure III- 51. Evolution des teneurs en NH_4^+ et NO_3^- 193
Figure III- 52. Courbes de fréquences cumulées pour les concentrations en N_T 196
Figure III- 53. Comparaison des teneurs en N_T et de la somme des teneurs en NH_4^+ et NO_3^- 198
Figure III- 54. Courbes de fréquences cumulées pour les concentrations en P_T : 200
Figure III- 55. Courbes de fréquences cumulées pour les valeurs de pH 201
Figure III- 56. Cercle des corrélations selon les axes F1 et F2 : 202
Figure III- 57. Représentation des prélèvements selon les axes F1 et F2 : 204
Figure III- 58. Evolution du dénombrement des microorganismes revivifiables à 36°C 206
Figure III- 59. Evolution du dénombrement des bactéries coliformes 208
Figure III- 60. Evolution du dénombrement des *Escherichia Coli* 210
Figure III- 61. Evolution du dénombrement des entérocoques 212

Figure III- 62. Concentration en ibuprofène (IBU) en sortie des pilotes de biofiltration 218
Figure III- 63. Concentration en DEHP en sortie des pilotes de biofiltration 218

Figure IV- 1. Photo de l'installation du pilote in situ 226
Figure IV- 2. Schéma en coupe du système de traitement 227
Figure IV- 3. Photos du système de traitement – Pilote in situ 228
Figure IV- 4. Photos du système d'aération – Pilote in situ 228
Figure IV- 5. Frontières du système pour l'étude du système de traitement des eaux usées prétraitées 231
Figure IV- 6. Arbre des processus – Procédé de traitement in situ 233
Figure IV- 7. Représentation de la méthode ReCiPe 2008 238
Figure IV- 8. Représentation de la méthode FILNOV (Hauschild et al., 2012) 240
Figure IV- 9. Contribution des différents processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires – ReCiPe Midpoint (H) 241
Figure IV- 10. Fabrication du procédé – Contribution des différents processus unitaires aux catégories d'impact intermédiaires – ReCiPe Midpoint (H) 242
Figure IV- 11. Contribution des processus élémentaires aux catégories de dommages pour le processus unitaire « plancher intermédiaire » - ReCiPe Endpoint (H) 243
Figure IV- 12. Contribution des processus élémentaires à l'impact « radiations ionisantes » et « occupation des terres urbaines » pour la phase d'utilisation du procédé in situ - ReCiPe Midpoint (H), troncature 0,63 % 243
Figure IV- 13. Contribution des processus élémentaires à l'impact « formation d'oxydants photochimiques » et « transformation des terres naturelles » pour la phase de renouvellement du milieu filtrant du procédé in situ - ReCiPe Midpoint (H) 244
Figure IV- 14. Contribution des différents processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires – FILNOV Impacts 245
Figure IV- 15. Contribution des différents processus unitaires aux catégories de dommages – ReCiPe Endpoint (H) et FILNOV Dommages 247
Figure IV- 16. Comparaison des scénarios pour le matériau du plancher intermédiaire du procédé in situ – ReCiPe Midpoint (H) 248
Figure IV- 17. Analyse d'incertitudes matériau du plancher intermédiaire – Monte-Carlo avec ReCiPe Midpoint (H) 248
Figure IV- 18. Comparaison des scénarios pour la durée de vie des milieux filtrants du procédé in situ – ReCiPe Midpoint (H) 250
Figure IV- 19. Analyse d'incertitudes durée de vie du milieu filtrant (Scénarios A et B) – Monte-Carlo avec ReCiPe Midpoint (H) 251
Figure IV- 20. Comparaison des scénarios de fin de vie du milieu filtrant du procédé de traitement in situ – ReCiPe Midpoint (H) 252
Figure IV- 21. Comparaison des scénarios de fin de vie du milieu filtrant du procédé de traitement in situ – ReCiPe Endpoint (H) 253
Figure IV- 22. Comparaison des scénarios sans et avec la prise en compte de la qualité de l'eau du procédé in situ – ReCiPe Midpoint (H) 255
Figure IV- 23. Comparaison des scénarios sans et avec la prise en compte de la qualité de l'eau du procédé in situ – ReCiPe Endpoint (H) 256
Figure IV- 24. Frontières du système pour la comparaison des systèmes de traitement des eaux usées prétraitées 259
Figure IV- 25. Arbre des processus – Comparaison des procédés 260
Figure IV- 26. Comparaison des procédés – Caractérisation des impacts intermédiaires – ReCiPe Midpoint (H) 262
Figure IV- 27. Comparaison des procédés – Caractérisation des dommages - Normalisation – ReCiPe Endpoint (H) 262
Figure IV- 28. Analyse d'incertitudes – Procédé in situ et Procédé A – Monte-Carlo avec ReCiPe Midpoint (H) 264
Figure IV- 29. Comparaison des procédés – Caractérisation des impacts intermédiaires – FILNOV Impacts 266
Figure IV- 30. Comparaison des procédés – Caractérisation des dommages – FILNOV Dommages 266
Figure IV- 31. Comparaison des procédés – Durée de vie des milieux filtrants 10 ans – Caractérisation des impacts intermédiaires – ReCiPe Midpoint (H) 268
Figure IV- 32. Comparaison des procédés – Sans la prise en compte de la qualité de l'eau – Caractérisation des impacts intermédiaires – ReCiPe Midpoint (H) 269
Figure IV- 33. Bilan des résultats obtenus pour les ACV 272

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I- 1. Caractéristiques des eaux usées d'entrée issues de la littérature[1] 11
Tableau I- 2. Caractéristiques des eaux usées prétraitées issues de la littérature[1] 14
Tableau I- 3. Normes de rejets des eaux issues les systèmes d'assainissement 15
Tableau I- 4. Comparatif des différentes filières de traitement 28
Tableau I- 5. Tailles caractéristiques des matériaux conventionnels en ANC 33
Tableau I- 6. Coefficient de perméabilité des matériaux conventionnels en ANC 36
Tableau I- 7. Porosités des matériaux conventionnels en ANC 37
Tableau I- 8. Masses volumiques vracs des matériaux conventionnels en ANC 39
Tableau I- 9. Tableau récapitulatif des résultats obtenus dans les études 41
Tableau I- 10. Composition chimique de quelques fibres végétales 43
Tableau I- 11. Méthodes d'évaluation environnementale 46
Tableau I- 12. Quelques méthodes d'évaluation d'impact 52
Tableau I- 13. Facteurs d'incertitudes par défaut appliqués à la matrice de qualité 53
Tableau I- 14. Matrice des indicateurs de qualité de données 54
Tableau I- 15. Etudes ACV appliquées à l'assainissement décentralisé 56

Tableau II- 1. Informations relatives aux six sites suivis 64
Tableau II- 2. Caractéristiques des installations d'ANC étudiées 65
Tableau II- 3. Prélèvements et fréquences 66
Tableau II- 4. Paramètres analysés 69
Tableau II- 5. Micropolluants analysés dans les eaux usées d'entrée 69
Tableau II- 6. Teneurs en micropolluants dans les trois échantillons d'eaux usées d'entrée 93
Tableau II- 7. Charge polluante ciblée - Eau en sortie de prétraitement d'ANC 102
Tableau II- 8. Caractéristiques ciblées de l'eau usée d'alimentation pour les deux essais 103
Tableau II- 9. Caractéristiques de la solution polluante 105
Tableau II- 10. Teneurs de la boue diluée à 6 $g.L^{-1}$ de MES 106
Tableau II- 11. Produits et quantités ajoutées dans la solution polluante 106
Tableau II- 12. Résultats obtenus pour la solution polluante n°2 107
Tableau II- 13. Résultats des essais de reproductibilité et de stabilité de l'eau usée d'alimentation107

Tableau III- 1. Caractéristiques du filtre à copeaux de coco 115
Tableau III- 2. Caractéristiques d'un pilote de biofiltration 116
Tableau III- 3. Caractéristiques ciblées de l'eau d'alimentation pour les deux essais 119
Tableau III- 4. Analyses physico-chimiques 124
Tableau III- 5. Analyses microbiologiques 125
Tableau III- 6. Micropolluants organiques testés 125
Tableau III- 7. Nomenclature utilisée pour les pilotes de biofiltration 134
Tableau III- 8. Identification physique des milieux « frais » 139
Tableau III- 9. Paramètres de forme milieux CPT, CHT et PCP 141
Tableau III- 10. Coefficient de perméabilité des milieux en combinaison 143
Tableau III- 11. Temps de séjour moyen des milieux en combinaison 145
Tableau III- 12. Résultats de DTS pour les milieux avant et après leur utilisation 147
Tableau III- 13. Classement des milieux selon leur paramètre physique 149
Tableau III- 14. Identification chimique des milieux 154
Tableau III- 15. Photos de l'évolution des milieux filtrants 158
Tableau III- 16. Moyenne et coefficient de variation des paramètres physico-chimiques pour l'eau d'alimentation 181
Tableau III- 17. Charges volumiques et hydrauliques appliquées sur les différents milieux 182
Tableau III- 18. Teneurs en début et en fin de suivi pour les milieux CG et CPT-1 184
Tableau III- 19. Rendements d'élimination moyens en MES 187
Tableau III- 20. Rendements d'élimination moyens en DCO et DBO_5 188
Tableau III- 21. Rendements d'élimination moyens en NH_4^+ 192
Tableau III- 22. Rendements d'élimination moyens en N_T 197
Tableau III- 23. Comparaison pour l'azote total des rendements d'élimination théoriques par assimilation et des rendements d'élimination expérimentaux 199
Tableau III- 24. Abattement moyen pour les microorganismes revivifiables à 36°C 207
Tableau III- 25. Abattement moyen pour les bactéries coliformes 208

Tableau III- 26. Niveaux requis de qualité microbiologique 210
Tableau III- 27. Abattement moyen pour les *E. Coli* 211
Tableau III- 28. Abattement moyen pour les entérocoques 212
Tableau III- 29. Résumé des principaux résultats de l'étude des performances épuratoires 214
Tableau III- 30. Paramètres physico-chimiques durant la campagne micropolluants organiques . 216
Tableau III- 31. Teneurs en micropolluants dans l'eau d'alimentation 217
Tableau III- 32. Rendements d'élimination des micropolluants 219
Tableau III- 33. Temps de séjour déterminés dans la mini-colonne et extrapolés 220

Tableau IV- 1. Données relatives aux transports utilisés pour l'ACV – Procédé in situ 234
Tableau IV- 2. Flux élémentaires pour le procédé de traitement du pilote in situ 235
Tableau IV- 3. Scénarios de durée de vie du milieu filtrant – Pilote in situ 249
Tableau IV- 4. Scénarios de fin de vie du milieu filtrant – Pilote in situ 252
Tableau IV- 5. Données relatives à la qualité de l'eau utilisées pour l'ACV – Pilote in situ 255

LISTE DES EQUATIONS

Equation I- 1. Dégradation de la pollution carbonée 30
Equation I- 2. Elimination de la pollution azotée 30
Equation I- 3. Loi de Darcy 34
Equation I- 4. Calcul du coefficient de perméabilité équivalent 35
Equation I- 5. Détermination de la porosité interparticulaire 37
Equation I- 6. Détermination de la masse volumique apparente 38
Equation I- 7. Calcul du résultat d'inventaire 49
Equation I- 8. Calcul du score d'impact intermédiaire 50
Equation I- 9. Calcul du score de caractérisation de dommages 50
Equation I- 10. Calcul du score normalisé 51
Equation I- 11. Calcul du score unique 51
Equation I- 12. Calcul de la variance avec un intervalle de confiance de 95% 53

Equation II- 1. Charge journalière 79

Equation III- 1. Détermination du coefficient d'absorption d'eau 136
Equation III- 2. Calcul de la charge volumique journalière 181
Equation III- 3. Calcul de la charge hydraulique journalière 182
Equation III- 4. Calcul du rendement d'élimination moyen 185
Equation III- 5. Calcul du pourcentage apporté par l'eau d'alimentation en micropolluants 217
Equation III- 6. Calcul du rendement d'élimination pour les micropolluants 218
Equation III- 7. Extrapolation des temps de séjour 219

Annexes

SOMMAIRE DES ANNEXES

I ANNEXE 1 : PROTOCOLES ANALYTIQUES 305
I.1 ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES 306
I.1.1 Demande chimique en oxygène – DCO 306
I.1.2 Demande biologique en oxygène à 5 jours – DBO_5 306
I.1.3 pH – Conductivité – Turbidité 306
I.1.4 Phosphore total - P_T 307
I.1.5 Formes Azotées 307
I.1.6 Matières en suspension – MES 308
I.2 PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES 309
I.2.1 Bactéries coliformes 309
I.2.2 Escherichia Coli 309
I.2.3 Entérocoques 309
I.2.4 Micro-organismes revivifiables 310
II ANNEXE 2 : CARACTERISATION DES EAUX USEES EN ANC 311
II.1 LES EAUX USEES D'ENTREE 312
II.1.1 Questionnaires 312
II.1.2 Résultats analytiques 313
II.2 EAUX USEES PRETRAITEES 321
III ANNEXE 3 : COMPARAISON DE NOUVEAUX MILIEUX VEGETAUX POUR DES DISPOSITIFS D'ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF : METHODOLOGIE ET RESULTATS 325
III.1 DEROULEMENT DES EXPERIMENTATIONS 326
III.2 COULEUR DES EFFLUENTS 327
III.3 RESULTATS ANALYTIQUES 330
III.3.1 Paramètres physico-chimiques 330
III.3.2 Paramètres microbiologiques 351
III.4 CAMPAGNE MICROPOLLUANTS 357
III.4.1 Paramètres physico-chimiques 357
III.4.2 Micropolluants 358
III.5 OBSERVATIONS ENDOSCOPIQUES 359
IV ANNEXE 4 : EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL 365
IV.1 DONNEES D'INVENTAIRES 366
IV.1.1 Procédé in situ 366
IV.1.1 Procédés A, B et C 371
IV.1.2 Création des fiches pour les bétons fibrés 377
IV.2 EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL : METHODE FILNOV 378
IV.2.1 Catégories d'impacts intermédiaires 378
IV.2.2 Catégories de dommages 385
IV.3 RESULTATS 391
IV.3.1 Evaluation environnementale du procédé in situ 391
IV.3.2 Comparaison à des systèmes existants 395

I ANNEXE 1 : PROTOCOLES ANALYTIQUES

I.1 ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

I.1.1 Demande chimique en oxygène – DCO

La DCO a été déterminée à l'aide de tests rapides Spectroquant ® Merck. Deux gammes sont utilisées : 10-150 $mg.L^{-1}$ (référence 14540) et 25-1500 $mg.L^{-1}$ de DCO (référence 14541 ; utilisée pour des concentrations supérieures à 150 $mg.L^{-1}$).
L'échantillon d'eau est oxydé avec une solution chaude de dichromate de potassium, d'acide sulfurique et de sulfate d'argent comme catalyseur. La concentration des ions Cr^{3+} verts formés pour la référence 14541 et la concentration des ions $Cr_2O_7^{2-}$ jaunes non consommés pour la référence 14540 sont dosées par spectrophotométrie.
Un volume de 3 mL de l'échantillon est introduit dans le tube à essai contenant le réactif préalablement mis en suspension. Après agitation, le tube est placé dans un thermoréacteur à 148℃ pendant 2 heures. Après réaction, le tube e st refroidi à température ambiante et la mesure est réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre SQ 118.
Cette méthode est analogue à la norme ISO 15705 « Qualité de l'eau - Détermination de l'indice de demande chimique en oxygène (ST-DCO) - Méthode à petite échelle en tube fermé » de novembre 2002.

I.1.2 Demande biologique en oxygène à 5 jours – DBO_5

Le protocole suivi est détaillé par la norme NF EN 1899-1 (NF T 90-103-1) « Qualité de l'eau - Détermination de la demande biologique en oxygène après n jours (DBOn) - Partie 1 » de mai 1998.
Un volume d'échantillon est incubé à 20℃ pour une durée de 5 jours, à l'obscurité, dans un flacon fermé. La concentration en oxygène dissous est déterminée avant et après incubation. Puis le calcul de la masse d'oxygène consommé par litre d'échantillon est réalisé.
Les analyses microbiologiques ont été réalisées par le Cantre d'Analyse Environnementales (CAE) de VEOLIA à Toulouse.

I.1.3 pH – Conductivité – Turbidité

I.1.3.a pH

Le protocole suivi est détaillé par la norme NF T 90-008 « Qualité de l'eau – Détermination du pH » de février 2001.
L'appareil utilisé est le pH-mètre WTW pH330 comprenant une sonde de température intégrée. L'électrode est conservée dans une solution commerciale (VWR) de KCl à 3 $mol.L^{-1}$ pour son entretien. Les solutions tampons CertiPUR (VWR) 4,01 et 7,00 à 25℃ sont utilisées pour étalonner l'appareil une fois par semaine.

I.1.3.b Conductivité

Le protocole suivi est détaillé par la norme NF EN 27888 (NF T 90-031) « Qualité de l'eau – Détermination de la conductivité électrique » de janvier 1994.
L'appareil utilisé est le conductimètre WTW 330i équipé d'une cellule TETRACON 325. L'appareil est contrôlé de façon hebdomadaire à l'aide d'une solution de calibration commerciale (VWR) de KCl à 0.01 mol.L^{-1}, soit 1413 µS.cm^{-1} à 25°C. Cet appareil est équipé d'un dispositif de compensation de la température.

I.1.3.c Turbidité

Le protocole suivi est détaillé par la norme NF EN ISO 7027 (NF T 90-033) « Qualité de l'eau – Détermination de la turbidité » de mars 2000.
L'appareil utilisé est le turbidimètre portatif modèle 2100P de chez HACH. Une solution commerciale (HACH) de formazine à 4000 NTU est utilisée pour la préparation de trois suspensions de concentrations 20, 100 et 800 NTU servant à l'étalonnage mensuel de l'appareil. Des étalons de contrôle à 2 et 10 NTU permettent de vérifier l'appareil chaque semaine.

I.1.4 Phosphore total - P_T

Le P_T a été déterminé à l'aide de tests rapides Spectroquant ® Merck (référence 14543).
Le principe réside sur la minéralisation de l'échantillon dans un thermoréacteur à 120°C pendant 30 min, afin de transformer le phosphore organique et les polyphosphates en orthophosphates. Dans une solution sulfurique, les ions orthophosphates forment avec les ions molybdates l'acide phosphomolybdique. Celui-ci est réduit par l'acide ascorbique en bleu de phosphomolybdène («PMB») qui est dosé par photométrie (photomètre SQ 118).
Cette méthode est analogue à la norme NF EN ISO 6878 « Qualité de l'eau - Dosage du phosphore - Méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium » d'avril 2005.

I.1.5 Formes Azotées

I.1.5.a Azote total – N_T

Le N_T a été déterminé à l'aide de tests rapides Spectroquant ® Merck (référence 14763).
Les composés azotés organiques et inorganiques sont transformés en nitrates à l'aide d'un oxydant dans un thermoréacteur à 120°C pendant 1 h. En solution acidifiée avec de l'acide sulfurique et phosphorique, les nitrates forment avec le diméthyl-2,6-phénol (DMP) le nitro-4-diméthyl-2,6-phénol orangé qui est dosé par photométrie (photomètre SQ 118).
Cette méthode est analogue à la norme NF EN ISO 11905-1 « Qualité de l'eau - Dosage de l'azote - Partie 1 » de juillet 1998.

I.1.5.b Nitrates – NO_3^-

Les nitrates ont été déterminés à l'aide de tests rapides Spectroquant ® Merck (référence 14542).
Dans de l'acide sulfurique concentré, les nitrates forment avec un dérivé de l'acide benzoïque un composé nitré rouge foncé qui est dosé par photométrie (photomètre SQ 118).

I.1.5.c Ions ammonium – NH_4^+

Les ions ammoniums ont été déterminés à l'aide de tests rapides Spectroquant ® Merck (référence 14544).
En solution fortement alcaline ne contenant pratiquement que de l'ammoniaque, ce dernier réagit avec les ions hydrochlorite pour donner de la monochloramine. Celle-ci forme avec un phénol substitué un dérivé bleu d'indophénol dosé par photométrie (photomètre SQ 118).
Cette méthode est analogue à la norme NF EN ISO 90015-2 « Qualité de l'eau - Dosage de l'ammonium - Partie 2 » de janvier 2000.

I.1.6 Matières en suspension – MES

Le protocole suivi est détaillé par la norme NF EN 872 (NF T 90-105) « Qualité de l'eau – Dosage des matières en suspension - Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre » de juin 2005.
Des filtres circulaires en fibre de verre (Wathman GF/C) de seuil de coupure 1,2 µm sont préalablement conditionnés par filtration de 100 mL d'eau MilliQ et séchage pendant 2 h dans une étuve à 105°C. Puis, 1 L d'échantillon est filtré sous vide sur ces filtres conditionnés. Le filtre contenant les matières en suspension est ensuite séché à 105°C pendant 2 h dans une étuve à 105°C. La masse de matières retenues par le filtre est déterminée par pesée différentielle.

I.2 PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES

Les analyses microbiologiques ont été réalisées par le Cantre d'Analyse Environnementales (CAE) de VEOLIA à Toulouse.

I.2.1 Bactéries coliformes

Le protocole suivi est détaillé par la norme NF T 90-413 « Essais des eaux - Recherche et dénombrement des coliformes et des coliformes thermotolérants » d'octobre 1985.

- *Définition*

Coliformes : microorganismes capables de croitre en aérobiose à 37℃±1℃ en milieu liquide bilié lactosé au vert brillant avec production d'acide et de gaz en 48 h.
Coliformes thermotolérants : organismes présentant les mêmes propriétés à 44℃±0,5℃.

- *Principe*

L'échantillon dilué ou non est ensemencé dans une première série de tube de milieu présomptif. Les tubes sont examinés après 24 h et 48 h d'incubation à 30℃±1℃, les tubes troubles et ayant donné lieu à un dégagement gazeux sont repiqués dans une deuxième série de tubes de milieux plus sélectifs. Les tubes sont ensuite placés pour incubation à 37℃±1℃ pour la recherche des coliformes ou 44℃±0 ,5℃ pour la recherche des coliformes thermotolérants pendant 48 h.

I.2.2 Escherichia Coli

Le protocole suivi est détaillé par la norme NF EN ISO 9308-3 « Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des *Escherichia coli* et des bactéries coliformes dans les eaux de surface et résiduaires - Partie 3 » de mars 1999.

- *Définition*

Escherichia coli (*E. coli*) : micro-organisme qui est b-D-glucuronidase positif à une température d'incubation de 44℃ dans le milieu liq uide spécifié contenant du 4-méthylumbelliféryl-b-D-glucuronide (MUG).

- *Principe*

L'échantillon dilué est ensemencé dans une série de puits d'une microplaque contenant le milieu de culture déshydraté (MUG). Les microplaques sont examinées sous rayonnement ultraviolet à 336 nm dans l'obscurité après une période d'incubation de 36 h minimum et 72 h maximum à 44℃±0,5℃. La présence d' *E. Coli* est indiquée par une fluorescence bleue résultant de l'hydrolyse de MUG.

I.2.3 Entérocoques

Le protocole suivi est détaillé par la norme NF EN ISO 7899-1 « Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux dans les eaux de surface et résiduaires - Partie 1 » de mars 1999.

- *Définition*

Entérocoques intestinaux : micro-organismes capables de croître en aérobiose à 44℃ et d'hydrolyser le 4-méthylumbelliferyl-b-D-glucoside (MUD) en présence d'acétate de thallium, d'acide nalidixique et de chlorure 2,3,5-triphényl-tétrazolium dans le milieu liquide spécifié.

- *Principe*

L'échantillon dilué est ensemencé dans une série de puits d'une microplaque contenant le milieu de culture déshydraté. Les microplaques sont examinées sous rayonnement ultraviolet à 336 nm dans l'obscurité après une période d'incubation de 36 h minimum et 72 h maximum à 44℃±0,5℃. La présence d'entérocoques es t indiquée par une fluorescence bleue résultant de l'hydrolyse de MUD (milieu de culture).

I.2.4 Micro-organismes revivifiables

Le protocole suivi est détaillé par la norme NF EN ISO 6222 « Qualité de l'eau - Dénombrement des micro-organismes revivifiables » de juillet 1999.

- *Définition*

Micro-organismes revivifiables : toute bactérie aérobie, levure ou moisissure, capable de former des colonies dans le milieu spécifié et dans les conditions d'essai décrites ci-après.

- *Principe*

Ensemencement, par mélange dans un milieu de culture spécifié coulé dans les boites de Pétri, de volumes mesurés d'un échantillon ou de ses dilutions. Incubation d'un jeu de boites à 36℃ pendant 44 h et d'un autre jeu à 22℃ pendan t 68 h.

II ANNEXE 2 : CARACTERISATION DES EAUX USEES EN ANC

II.1 LES EAUX USEES D'ENTREE

II.1.1 Questionnaires

La Figure 1 présente le questionnaire « eaux usées d'entrée » remis aux occupants au démarrage des campagnes de prélèvements.

NOM ……..

Cette fiche vous est remise le jour de pose des équipements de prélèvement des eaux brutes, et sera collectée le lendemain lors du repli du matériel. Il est impératif de la mettre à disposition des personnes qui vont récupérer le matériel de prélèvement, surtout si vous deviez n'être pas présent lors de ce repli.

Il est très important pour notre étude que vous consigniez soigneusement et de façon détaillée les différents usages de l'eau au cours de la période de prélèvement.

→ Usages de l'eau pendant les 24h de la campagne de prélèvement

Merci de renseigner le tableau suivant de façon à ce que vos usages de l'eau correspondent à la période de prélèvement 24h. Une ligne d'exemple est reproduite en bleu ci-après :

période de 24 h	Nombre de personnes	Période de présence des personnes (en heure)	Nombre de douches	Nombre de bains	Nombre de lessive réalisée (lave-linge)	Nombre de lave-vaisselle réalisé	Nombre de repas (ne compter que déjeuner et dîner)	nombre de passages aux WC (une croix par passage 	 chasse d'eau tirée)	Autres usages avec rejet dans votre circuit intérieur
exemples	3	N° 2 et 3 absents de 8h à 19h N°1 présent les 24h	2	0	2	1	4	X X X X X X X X	X X X	Entretien ménager utilisant de l'eau : 2 seaux, avec produit de nettoyage (javel, Mr propre..)
Vos usages jour 1										
Vos usages jour 2										
Vos usages jour 3										
Vos usages jour 4										
Vos usages jour 5										
Vos usages jour 6										
Vos usages jour 7										

Précision : une personne venant juste prendre un repas chez vous durant ces 24 heures de prélèvement ne doit pas être mentionnée (mais le repas oui, et le passage aux WC également). Par contre les personnes ayant séjourné à votre domicile (nuitée) sont bien à comptabiliser.

Figure 1. Questionnaire campagne eaux usées d'entrée

II.1.2 Résultats analytiques

Les résultats des analyses physico-chimiques et des questionnaires sont présentés dans le Tableau 1 pour les eaux usées d'entrée issues d'un système d'assainissement non collectif d'une maison individuelle pour les six sites étudiés.

Les résultats des analyses physico-chimiques et des questionnaires sont présentés dans le Tableau 2 pour les campagnes réalisées par la société VEOLIA.

Tableau 1. Résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées d'entrée – Six sites étudiés

	Site	Jour de la semaine	Volume		MES	DCO	DBO_5	NH_4^+	NTK	NO_2^-	NO_3^-	P_T	Douche	Lessive au lave-linge	Passage au WC	Nombre d'enfants	Nombre d'adultes	Repas
			L	$L.(j.EH)^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgP.L^{-1}$	nombre	nombre	nombre	nombre	nombre	nombre
Campagne 1	A	L	179	45	570	2725	1500	56	180	<0,06	<0,20	18	2	0	8	1	3	7
		Ma	229	57	590	3317	1700	50	110	<0,06	<0,20	16	3	1	8	1	3	11
		Me	196	49	580	2345	1080	54	150	<0,06	<0,20	16	2	0	8	1	3	11
		J	234	59	680	2641	1500	49	140	<0,06	<0,20	17	3	0	8	1	3	11
		V	266	67	460	2587	1440	37	120	<0,06	<0,20	13	3	0	10	1	3	11
		S	201	50	390	2197	990	57	150	<0,06	<0,20	16	4	1	6	1	3	8
		D	257	64	690	2144	990	56	160	0,47	3,70	19	3	0	10	1	3	9
	B	L	240	80	1500	2020	790	53	110	<0,06	2,10	26	3	2	7	1	2	6
		Ma	263	88	220	991	490	53	110	0,14	<0,20	16	3	1	5	1	2	6
		Me	251	84	530	1885	880	96	150	<0,06	<0,20	29	3	2	7	1	2	8
		J	446	149	250	1324	410	66	92	<0,06	<0,20	13	3	2	11	1	2	6
		V	268	89	320	1732	650	110	160	0,97	<0,20	34	1	2	6	1	2	6
		S	401	134	1400	3302	850	58	110	<0,06	<0,20	30	3	2	8	1	2	9
		D	601	200	250	1620	580	50	98	<0,06	<0,20	19	5	3	10	1	2	9
	C	Me	168	84	390	1335	440	51	190	0,26	2,30	21	3	0	5	0	2	5
		J	107	54	520	1695	1120	130	360	<0,06	<0,20	38	2	0	5	0	2	5
		V	201	101	340	1627	650	180	240	<0,06	<0,20	25	2	0	7	0	2	7
		S	124	62	370	1397	640	200	370	<0,06	<0,20	37	2	2	8	0	2	8
		D	268	134	350	1247	530	91	160	<0,06	<0,20	22	2	0	6	0	2	6
		L	146	73	360	1386	670	120	230	<0,06	<0,20	29	2	0	5	0	2	5
		Ma	179	90	530	1402	600	77	210	<0,06	<0,20	31	2	0	5	0	2	5
	D	J	201	101	200	551	370	69	90	<0,06	<0,20	11	1	1	4	0	2	3
		V	201	101	110	836	190	32	46	0,18	<0,20	6	1	2	5	0	2	3
		S	146	73	150	644	300	110	130	0,12	<0,20	5	3	0	5	0	2	2
		D	190	95	810	1439	620	150	200	<0,06	<0,20	28	2	0	6	0	2	4
		L	135	68	670	1429	480	190	240	<0,06	<0,20	30	1	1	6	0	2	3
		Ma	271	136	670	1504	530	89	130	<0,06	<0,20	23	3	1	4	0	2	4
		Me	161	40	150	485	200	88	100	<0,06	<0,20	11	2	1	8	2	2	7

Tableau 1 (suite). Résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées d'entrée – Six sites étudiés

	Site	Jour de la semaine	Volume		MES	DCO	DBO_5	NH_4^+	NTK	NO_2^-	NO_3^-	P_T	Douche	Lessive au lave-linge	Passage au WC	Nombre d'enfants	Nombre d'adultes	Repas
			L	$L.(j.EH)^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgP.L^{-1}$	nombre	nombre	nombre	nombre	nombre	nombre
Campagne 1	E	L	361	120	240	843	430	13	120	0,34	2,80	21	4	2	15	0	3	8
		Ma	388	129	340	1384	600	27	100	<0,06	<0,20	21	4	2	15	0	3	8
		Me	528	132	210	935	360	10	86	0,31	2,50	16	3	1	15	0	4	10
		J	266	89	560	1027	330	29	120	1,30	<0,20	20	4	2	20	0	3	8
		V	535	178	670	909	370	72	100	<0,06	<0,20	12	3	1	15	0	3	8
		S	406	81	430	1175	540	110	150	<0,06	<0,20	22	5	2	25	0	5	15
		D	906	181	260	803	340	42	85	<0,06	<0,20	14	5	2	25	0	5	15
	G	S	578	289	170	699	230	10	66	<0,06	<0,20	5,8	2	1	10	0	2	4
		D	473	236	280	952	340	9	91	<0,06	0,50	7,8	2	2	12	0	2	4
		L	473	236	410	858	300	11	94	<0,06	0,21	4,1	2	2	12	0	2	4
		Ma	456	228	450	1950	710	58	140	0,22	<0,20	15,0	2	1	14	0	2	6
		Me	444	222	230	689	270	21	81	<0,06	0,26	7,8	2	2	12	0	2	4
		J	573	286	250	753	290	17	67	<0,06	<0,20	6,7	2	1	11	0	2	4
		V	517	258	190	771	320	12	72	<0,06	0,27	7,3	2	1	12	0	2	4
Campagne 2	A	L	233	39	580	1363	610	56	140	1,60	1,90	17	2	0	12	3	3	6
		Ma	383	64	210	1061	520	37	89	0,03	0,10	7	4	1	15	3	3	7
		Me	246	41	310	1490	920	82	170	0,03	0,10	14	4	0	13	3	3	9
		J	389	65	170	757	420	38	98	2,30	0,10	8	3	1	13	3	3	8
		V	295	49	410	1817	790	97	140	0,03	0,10	18	1	0	12	3	3	8
		S	322	54	190	775	320	68	120	0,03	0,10	11	3	0	11	3	3	7
		D	284	47	120	1191	600	71	130	0,95	0,10	10	3	1	9	3	3	7
	B	L	475	158	270	2048	1040	39	97	0,74	2,10	8	3	3	9	1	2	3
		Ma	397	132	750	1649	640	98	140	0,03	0,10	24	3	1	13	1	2	3
		Me	630	210	460	1647	560	50	77	0,03	0,10	13	3	3	10	1	2	6
		J	369	123	530	1968	780	73	110	0,03	0,10	21	3	2	10	1	2	3
		V	520	173	600	1867	690	59	100	0,03	0,10	10	4	1	11	1	2	3
		S	222	74	1200	2981	1270	110	190	0,03	0,10	31	2	0	9	1	2	3
		D	733	244	670	2807	1280	38	91	0,03	0,10	13	6	3	11	1	2	4

Tableau 1 (suite). Résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées d'entrée – Six sites étudiés

	Site	Jour de la semaine	Volume		MES	DCO	DBO_5	NH_4^+	NTK	NO_2^-	NO_3^-	P_T	Douche	Lessive au lave-linge	Passage au WC	Nombre d'enfants	Nombre d'adultes	Repas
			L	$L.(j.EH)^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgP.L^{-1}$	nombre	nombre	nombre	nombre	nombre	nombre
Campagne 2	C	Me	173	86	530	4135	960	77	260	0,03	0,45	27	2	0	6	0	2	2
		J	167	84	660	2549	940	57	200	0,40	1,40	27	2	0	6	0	2	2
		V	128	64	600	2753	1000	84	280	0,03	0,10	32	2	0	6	0	2	0
		S	106	53	180	4028	1490	74	400	0,03	2,90	64	1	1	4	0	2	2
		D	222	111	2300	3237	1480	98	250	0,03	0,10	31	2	0	6	0	2	2
		L	95	47	650	2536	1290	88	250	0,65	0,97	25	1	0	6	0	2	2
		Ma	250	125	590	2518	980	43	160	0,03	0,10	27	2	0	5	0	2	2
	D	Ma	189	95	130	784	300	100	130	0,03	0,10	9	3	1	6	0	2	4
		Me	156	78	1100	1840	660	180	240	0,03	0,10	38	2	0	7	0	2	3
		J	79	40	320	658	260	150	170	0,03	0,10	16	1	0	4	0	2	3
		V	85	42	120	480	220	110	130	0,03	0,10	9	1	0	6	0	2	3
		S	90	45	120	582	270	170	210	0,03	0,10	4	1	0	7	0	2	2
		D	217	108	650	1530	550	130	170	0,03	0,10	22	3	1	6	0	2	4
		L	178	89	130	953	330	55	73	0,03	0,10	5	1	1	4	0	2	2
	E	L	800	160	200	755	290	17	94	2,00	0,10	15	5	2	22	0	5	11
		Ma	611	122	190	729	270	52	110	0,11	0,10	10	5	1	18	0	5	9
		Me	500	100	410	1055	380	57	99	0,03	0,10	12	5	1	18	0	5	9
		J	672	134	160	794	280	18	90	1,70	0,10	13	5	1	19	0	5	8
		V	689	138	250	610	270	87	110	0,03	0,10	13	5	2	17	0	5	9
		S	533	107	240	619	200	110	130	0,03	0,10	16	5	1	20	0	5	7
		D	733	122	160	949	440	95	130	0,37	0,10	19	6	1	21	0	6	11
	G	L	284	142	230	1124	390	44	76	0,11	0,10	6,9	2	1	10	0	2	4
		Ma	339	169	380	1501	630	92	130	0,03	0,10	13,0	2	2	12	0	2	4
		Me	500	250	430	2036	700	38	77	0,12	0,10	11,0	2	2	12	0	2	4
		J	134	67	64	327	170	11	37	0,03	0,10	3,8	2	1	14	0	2	6
		V	266	89	370	2001	440	93	170	0,03	0,10	17,0	2	2	12	0	2	4
		S	528	176	420	1350	660	60	120	0,03	0,10	13,0	2	1	11	0	2	4
		D	195	65	470	2432	470	21	78	0,03	0,10	6,4	2	1	12	0	2	4

Tableau 2. Résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées d'entrée – Données VEOLIA

Site	Jour de la semaine	Volume		MES	DCO	DBO_5	NH_4^+	P_T	Douche	Lessive au lave-linge	Passage au WC	Repas	Nombre d'habitants
		L	$L.(j.EH)^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgP.L^{-1}$	nombre	nombre	nombre	nombre	nombre
61	L	392	98	100	280	140	75	6,2	4	0	15	9	4
	Ma	429	107	87	246	130	41	4,7	4	0	15	9	4
	Me	542	136	100	342	120	52	6	4	0	15	11	4
	J	542	136	67	386	220	93	9,4	4	1	15	8	4
	S	565	141	110	360	220	79	8,8	4	0	15	12	4
61	L	472	118	560	1062	360	59	11	4	1	15	9	4
	Ma	277	69	290	421	180	67	9,2	4	0	15	9	4
	Me	472	118	580	957	340	80	15	4	0	15	11	4
	J	333	83	630	807	270	55	9,4	4	0	15	9	4
	V	333	83	480	750	190	100	10	3	0	15	9	4
	S	483	121	520	890	390	47	6,3	4	1	15	12	4
	D	455	114	600	1109	450	79	9,2	4	0	15	4	4
53	L	599	75	257	826	380	71	10	8	2	8	10	8
	Ma	762	95	310	1162	530	80	0,1	8	2	8	10	8
	Me	608	76	390	997	400	71	20	8	1	8	15	8
	J	471	59	750	1453	640	71	20	8	2	8	13	8
	V	500	83	790	1732	780	120	19	6	1	8	9	6
	S	426	107	740	1782	690	79	14	4	1	8	8	4
	D	503	126	630	1443	550	92	13	4	2	8	8	4
53	L	494	62	320	901	209	58	14	8	1	8	18	8
	Ma	655	82	540	1282	500	80	17	8	3	8	12	8
	Me	488	61	610	1392	410	140	19	8	2	8	17	8
	J	488	61	550	1538	320	120	19	8	1	8	17	8
	V	544	68	360	1080	380	150	18	8	2	8	24	8
	S	544	68	360	1080	380	150	18	10	0	8	24	8
	D	544	68	360	1080	380	150	18	8	2	8	8	8

Tableau 2 (suite). Résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées d'entrée – Données VEOLIA

Site	Jour de la semaine	Volume		MES	DCO	DBO_5	NH_4^+	P_T	Douche	Lessive au lave-linge	Passage au WC	Repas	Nombre d'habitants
		L	$L.(j.EH)^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgP.L^{-1}$	nombre	nombre	nombre	nombre	nombre
10	L	377	63	300	1437	700	100	13	7			16	6
	Ma	600	100	410	1410	630	130	18	7			18	6
	Me	566	94	500	1850	820	79	13	7			20	6
	J	444	74	380	1549	810	110	14	7			20	6
	V	611	102	270	1194	520	74	10	8			20	6
	S	422	70	1800	2990	960	250	38	10			20	6
	D	844	141	410	1339	610	70	11	10			20	6
10	L	477	68	400	1091	560	100	11	9	1	15	19	7
	Ma	388	55	430	1625	660	94	12	7	1	15	19	7
	Me	650	93	290	1921	1110	84	13	5	4	20	21	7
	J	266	38	760	2175	910	210	35	7	0	20	20	7
	V	277	40	580	1399	750	160	18	5	0	15	20	7
	S	372	53	630	2129	940	160	18	7	1	15	21	7
	D	583	83	440	1371	670	110	14	7	1	15	21	7
11	L	194	48	630	1560	560	140	27	0			10	4
	Ma	277	69	340	1304	650	47	17	0			10	4
	Me	372	93	350	1508	600	87	13	3			12	4
	J	250	62	400	1428	800	130	19	1			12	4
	V	183	46	610	1787	640	180	32	0			12	4
	S	100	25	690	1889	550	220	42	0			12	4
	D	311	78	370	1311	460	64	13	1			12	4
11	L	216,7	54	400	1425	660	200	26	0	0	12	10	4
	Ma	272,2	68	520	1358	490	160	32	0	0	12	10	4
	Me	294,4	74	400	1089	470	130	18	3	2	12	8	4
	J	238,9	60	330	1252	600	130	19	1	3	12	8	4
	V	261,1	65	450	1820	780	110	16	0	1	12	8	4
	S	238,9	60	590	1461	540	120	21	1	0	8	4	4
	D	238,9	60	290	1442	490	110	26	1	1	12	12	4

Tableau 2 (suite). Résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées d'entrée – Données VEOLIA

Site	Jour de la semaine	Volume		MES	DCO	DBO_5	NH_4^+	P_T	Douche	Lessive au lave-linge	Passage au WC	Repas	Nombre d'habitants
		L	$L.(j.EH)^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgP.L^{-1}$	nombre	nombre	nombre	nombre	nombre
57	L	66	17	360	1232	420	27	26	2	1	12	7	4
	Ma	239	60	670	1898	320	90	23	3	0	12	8	4
	Me	166	42	630	1465	540	120	29	1	0	10	10	4
	J	155	39	390	1935	450	100	28	3	0	12	8	4
	V	300	75	560	1058	310	93	17	2	1	10	6	4
	S	300	75	390	791	160	81	13	0	1	12	5	4
	D	150	37	550	1291	380	130	19	3	0	12	12	4
A	L	227,5	57	660	2392	1480	160	19	4	0	10	9	4
	Ma	255	64	1200	2668	1120	83	26	3	0	10	12	4
	Me	171,5	43	1100	3284	1730	84	22	3	1	5	6	4
	J	200	50	2300	5817	3380	160	34	1	0	10	12	4
	V	255	64	1800	5083	2350	93	32	2	0	10	12	4
	S	211	53	1400	3020	1530	69	22	2	0	10	12	4
	D	217	54	900	2152	1220	66	31	4	0	8	12	4
H	L	793	79	250	720	270	29	11	2	2	39	15	10
	Ma	450	90	400	1155	440	80	14	5	2	26	10	5
	Me	534	107	300	738	190	110	14	5	1	36	10	5
	J	589	118	380	729	350	110	11	4	1	25	10	5
	V	469	94	300	916	360	37	7,8	3	3	10	10	5
I	Me	186	62	420	1253	450	82	16	1	0	11	3	3
	J	178	59	210	531	230	13	7,7	1	0	6	2	3
	V	221	74	110	350	120	11	9	2	0	11	3	3
	S	580	193	230	761	340	24	7,3	3	3	12	6	3
	D	693	231	240	600	260	52	8,4	5	5	18	5	3
	L	500	167	150	434	220	65	8,9	3	0	16	4	3
	Ma	472	157	250	690	200	61	9,6	1	0	11	4	3

Tableau 2 (suite). Résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées d'entrée – Données VEOLIA

Site	Jour de la semaine	Volume		MES	DCO	DBO_5	NH_4^+	P_T	Douche	Lessive au lave-linge	Passage au WC	Repas	Nombre d'habitants
		L	$L.(j.EH)^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgP.L^{-1}$	nombre	nombre	nombre	nombre	nombre
J	S	199	99,5	140	357	120	22	7,1	2	0	3	2	2
	D	193	96,5	190	817	370	31	18	1	0	6	4	2
	L	325	162,5	360	1804	710	88	19	1	2	15	11	2
	Ma	106	53	430	1083	430	140	19	2	0	8	3	2
	Me	94	47	300	631	180	58	36	1	0	5	1	2
	J	147	74	260	678	290	110	14	1	0	4	2	2
	V	197	99	210	906	330	83	9,8	2	1	6	2	2
67	Me	349	116	240	707	260	38	19	2	0	11	4	3
	J	247	62	410	873	450	110	14	5	0	10	4	4
	V	100	25	530	1649	700	190	55	4	0	14	4	4
	S	596	75	350	801	370	66	15	4	2	17	8	8
	D	916	229	280	978	310	73	11	4	4	23	8	4
	L	232	58	290	856	320	120	18	4	0	10	4	4
	Ma	328	82	360	1063	440	74	15	2	0	8	4	4
12	Me	432	216	210	681	280	17	8,7	2	0	2	4	2
	J	282	141	160	661	210	27	11	2	1	2	4	2
	V	206	103	270	713	250	130	16	2	1	2	4	2
	S	248	124	190	874	310	120	15	2	1	2	4	2
	D	195	98	170	725	260	140	15	2	1	2	4	2
	L	237	119	230	784	330	120	15	2	0	2	4	2
	Ma	287	144	190	444	180	94	12	2	0	2	4	2

II.2 EAUX USEES PRETRAITEES

Les résultats des analyses physico-chimiques sont présentés dans le Tableau 3 pour les eaux usées prétraitées issues d'un système d'assainissement non collectif d'une maison individuelle pour les six sites étudiés.

Tableau 3. Résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées prétraitées

Site	N° de campagne	MES	DCO	DBO_5	NH_4^+	NTK	NO_2^-	NO_3^-	P_T
		$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgP.L^{-1}$
A	1	110	1915	1050	120	180	<0,06	<0,2	16
	2	100	2062	1180	160	190	<0,06	<0,2	19
	3	120	1770	950	160	190	<0,06	<0,2	20
	4	120	2351	1320	210	310	<0,06	<0,2	27
	5	74	1132	630	140	160	<0,06	<0,2	17
	6	83	911	410	130	150	<0,06	<0,2	13
	7	78	909	410	140	150	<0,06	<0,2	14
	8	55	521	290	110	130	<0,06	<0,2	9
	9	61	602	320	110	120	<0,06	<0,2	11
	10	50	682	410	110	120	<0,06	<0,2	11
	11	79	1077	540	96	110	<0,06	<0,2	11
	12	83	1280	690	98	120	<0,06	<0,2	13
	13	110	1222	820	130	130	0,54	<0,2	14
	14	75	1208	710	100	120	<0,06	<0,2	13
	15	100	1462	780	110	130	<0,06	<0,2	15
	16	100	1478	810	130	150	0,66	<0,2	16
	17	93	1021	620	110	110	0,47	<0,2	13
	18	76	994	560	110	120	0,46	<0,2	12
	19	99	1137	540	120	140	<0,06	<0,2	14
	20	60	978	670	130	140	<0,06	<0,2	15
	21	70	1065	560	140	170	<0,06	<0,2	15
	22	82	1316	910	120	150	0,37	<0,2	13
	23	38	975	490	110	130	0,35	<0,2	12

Tableau 3 (suite). Résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées prétraitées

Site	N° de campagne	MES	DCO	DBO_5	NH_4^+	NTK	NO_2^-	NO_3^-	P_T
		$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgP.L^{-1}$
B	1	89	1109	600	110	130	0,24	<0,2	21
	2	100	1355	750	100	120	<0,06	<0,2	21
	3	100	1115	690	110	120	<0,06	<0,2	22
	4	62	1446	1080	110	130	<0,06	0,23	27
	5	110	1704	860	100	130	0,38	<1	25
	6	110	1108	500	110	130	<0,06	<0,2	21
	7	70	1380	780	100	120	0,37	<0,2	19
	8	80	1465	670	110	130	<0,06	<0,2	22
	9	57	998	590	96	110	<0,06	<0,2	18
	10	210	1868	980	120	140	<0,06	<0,2	21
	11	55	1220	490	57	130	0,25	<0,2	17
	12	65	1525	660	120	140	<0,06	<0,2	21
	13	60	1156	600	110	120	0,68	<0,2	16
	14	130	1516	670	120	130	<0,06	<0,2	16
	15	86	1297	690	84	100	<0,06	<0,2	14
	16	78	1326	660	99	110	0,08	<0,2	21
	17	70	1199	640	91	110	<0,06	<0,2	17
	18	58	1144	640	110	130	<0,06	<0,2	15
	19	53	1081	580	110	120	<0,06	<0,2	13
	20	87	1262	620	94	110	0,38	<0,2	13
	21	84	1121	680	100	120	0,42	<0,2	19
	22	52	1032	620	110	120	0,41	<0,2	19
	23	67	1164	570	83	98	<0,06	<0,2	20
C	1	72	640	310	150	170	<0,06	<0,2	18
	2	130	753	440	200	300	<0,06	<0,2	24
	3	110	837	430	190	200	<0,06	<0,2	26
	4	130	682	290	160	180	<0,06	<0,2	25
	5	140	878	420	200	270	<0,06	<0,2	28
	6	320	1652	610	310	370	<0,06	<0,2	45
	7	220	1135	450	270	330	<0,06	<0,2	38
	8	240	1122	400	220	340	<0,06	<0,2	38
	9	160	1084	610	230	270	<0,06	<0,2	36
	10	140	1148	660	220	240	<0,06	0,91	34
	11	170	1363	650	220	240	<0,06	<0,2	35
	12	100	1053	610	200	220	<0,06	<0,2	32
	13	120	1109	680	220	220	<0,06	<0,2	35
	14	320	1355	500	200	250	<0,06	<0,2	28
	15	340	1369	460	210	250	0,25	<0,2	31
	16	170	764	170	200	240	<0,06	<0,2	27
	17	150	599	160	220	240	<0,06	<0,2	29
	18	190	700	170	200	250	<0,06	<0,2	31
	19	160	605	130	210	230	<0,06	<0,2	30
	20	230	670	170	190	230	<0,06	<0,2	26
	21	180	958	380	170	200	<0,06	<0,2	23
	22	150	854	440	150	170	<0,06	<0,2	21
	23	180	1030	460	180	210			26

Tableau 3 (suite). Résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées prétraitées

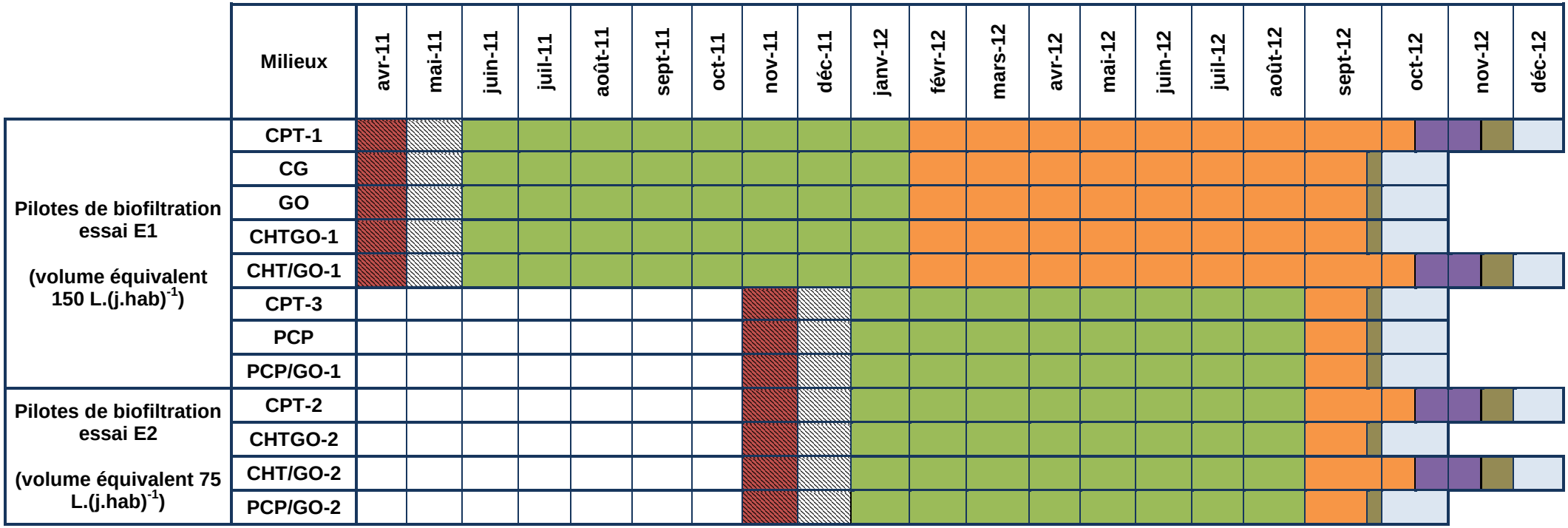
Site	N° de campagne	MES	DCO	DBO_5	NH_4^+	NTK	NO_2^-	NO_3^-	P_T
		$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgN.L^{-1}$	$mgP.L^{-1}$
D	1	30	357	160	140	160	<0,06	<0,2	13
	2	34	356	120	130	140	<0,06	<0,2	18
	3	52	635	310	150	160	<0,06	<0,2	27
	4	73	399	130	120	130	<0,06	<0,2	19
	5	56	420	170	160	170	<0,06	<0,2	24
	6	40	248	60	150	160	<0,06	<0,2	19
	7	31	327	110	160	170	<0,06	<0,2	18
	8	54	407	130	140	170	<0,06	<0,2	16
	9	43	432	100	150	170	<0,06	<0,2	16
	10	55	504	180	170	190	<0,06	<0,2	18
	11	36	427	170	140	150	<0,06	<0,2	13
	12	38	500	160	160	180	0,25	<0,2	16
	13	41	453		160	170	<0,06	<0,2	17
	14	39	430	140	150	150	<0,06	<0,2	18
	15	48	373	120	150	170	<0,06	<0,2	19
	16	31	228	64	170	180	<0,06	<0,2	21
	17	41	264	59	160	160	<0,06	<0,2	17
	18	16	205	55	78	170	<0,06	<0,2	17
	19	25	281	100	150	160	<0,06	<0,2	16
	20	39	337	160	130	150	0,09	<0,2	15
	21	30	414	150	150	160	<0,06	<0,2	15
	22	40	323	150	82	90	0,09	<0,2	8,1
	23	41	480	190	130	140	<0,06	<0,2	13
E	1	69	489	260	79	87	<0,06	<0,2	16
	2	66	936	490	120	130	0,2	<0,5	27
	3	59	550	310	92	100	<0,06	<0,2	18
	4	64	604	260	96	110	<0,06	<0,2	19
	5	66	489	230	81	95	<0,06	<0,2	15
	6	63	509	220	90	100	<0,06	<0,2	15
	7	65	553	300	88	110	<0,06	<0,2	16
	8	78	475	180	85	100	<0,06	<0,2	14
	9	120	689	330	37	94	<0,06	<0,2	14
	10	44	473	180	93	100	<0,06	<0,2	16
	11	65	479	200	97	110	0,21	<0,2	14
	12	83	412	200	75	87	<0,06	<0,2	13
	13	78	428	190	90	100	0,25	<0,2	13
	14	66	375	120	86	100	<0,06	<0,2	13
	15	59	472	170	88	110	<0,06	<0,2	14
	16	58	325	140	93	99	<0,06	<0,2	16
	17	57	351	120	85	99	0,14	<0,2	14
	18	48	335	110	86	96	0,12	<0,2	13
	19	89	415	110	97	110	<0,06	<0,2	14
	20	61	385	180	97	110	0,12	<0,2	15
	21	88	335	130	95	110	<0,06	<0,2	15
	22	39	264	130	54	120	<0,06	<0,2	16

III ANNEXE 3 : COMPARAISON DE NOUVEAUX MILIEUX VEGETAUX POUR DES DISPOSITIFS D'ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF : METHODOLOGIE ET RESULTATS

III.1 DEROULEMENT DES EXPERIMENTATIONS

Le Tableau 4 présente le déroulement des expérimentations durant les travaux de thèse.

Tableau 4. Planning de déroulement des expérimentations



	Démarrage des pilotes de biofiltration
	Etablissement de la biomasse épuratrice (8 semaines)
	Analyses physico-chimiques et microbiologiques pour le suivi des performances épuratoires
	Maintien de l'alimentation et de l'entretien
	Campagne micropolluants organiques
	Observation au cœur des milieux filtrants (colonisation du milieu et analyse des gaz)
	Arrêt et démontage des pilotes de biofiltration

III.2 COULEUR DES EFFLUENTS

Les évolutions des couleurs des effluents au cours de l'expérimentation pour l'ensemble des pilotes sont présentées de la Figure 2 à la Figure 4.

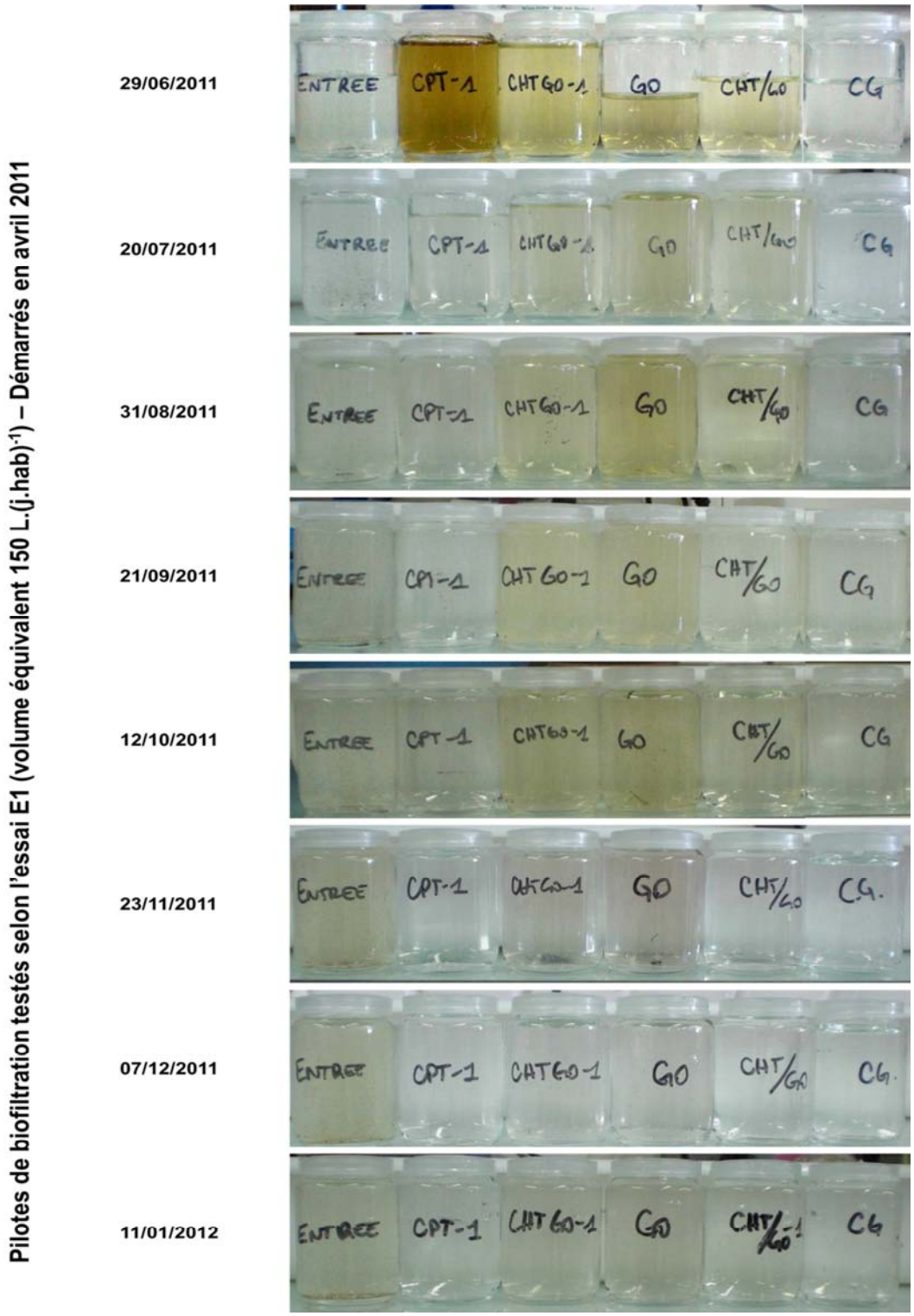


Figure 2. Evolution des couleurs des effluents pour les pilotes testés selon l'essai E1 démarrés en avril 2011

CPT-1 *: copeaux de coco, milieu de référence ;* ***GO*** *: grignons d'olives ;* ***CHTGO-1*** *: chènevotte mélangée aux grignons d'olives ;* ***CHT/GO-1*** *(noté CHT/GO jusqu'en décembre 2011) : chènevotte sur grignons d'olives ;* ***CG :*** *copeaux de coco grossiers*

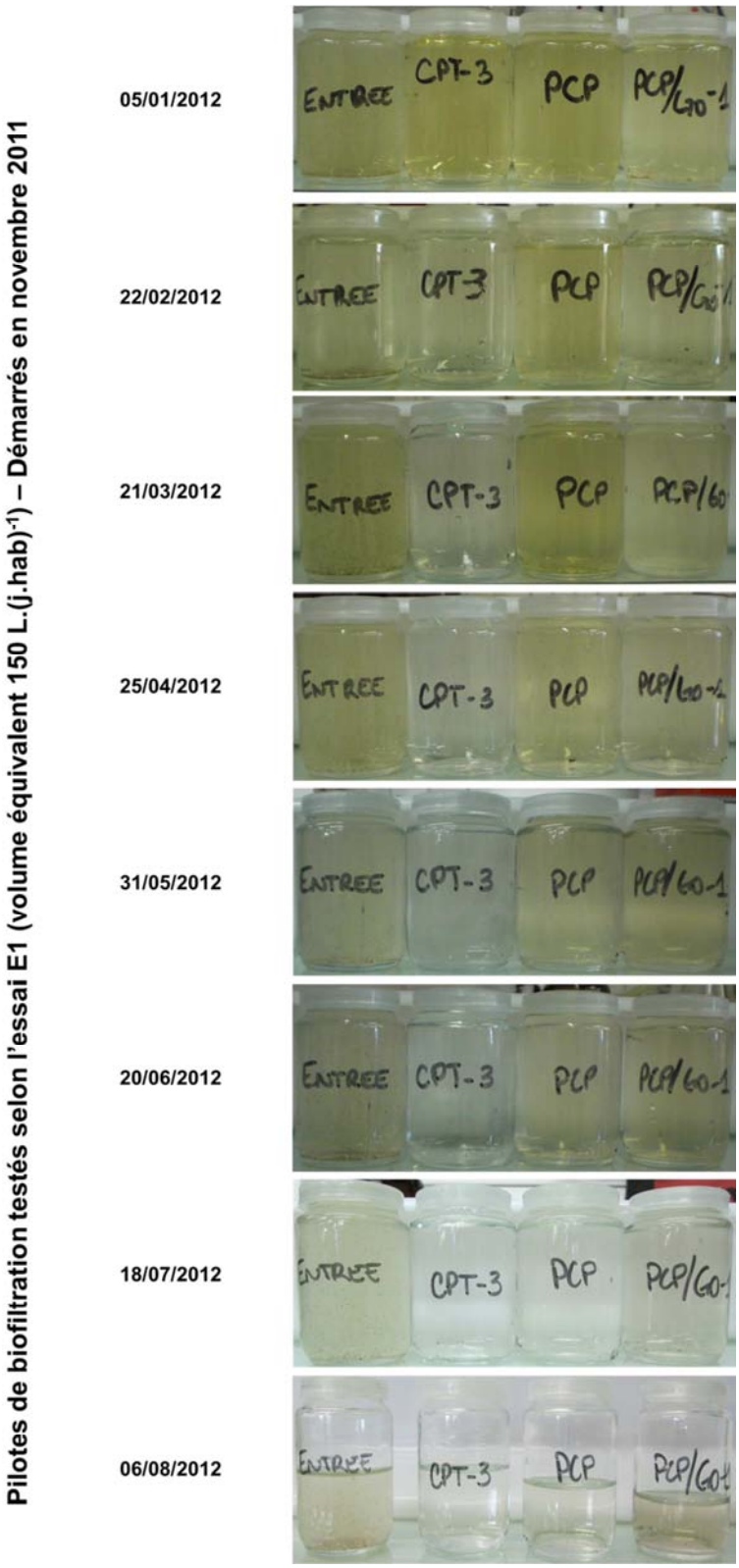


Figure 3. Evolution des couleurs des effluents pour les pilotes testés selon l'essai E1 démarrés en novembre 2011

CPT-3 *: copeaux de coco, milieu de référence ;* ***PCP*** *: paille de lavande ;* ***PCP/GO-1*** *: paille de lavande sur grignons d'olives*

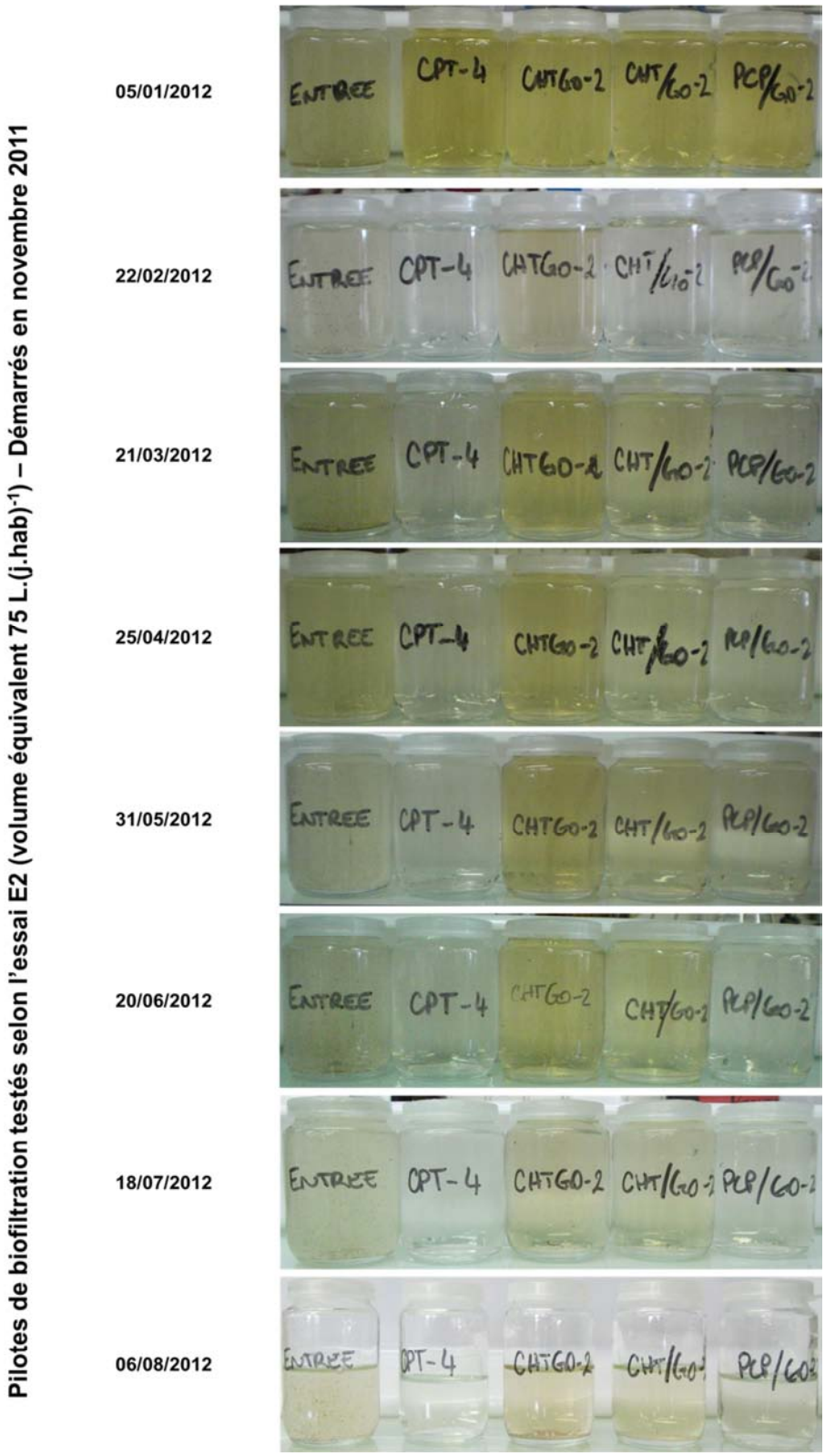


Figure 4. Evolution des couleurs des effluents pour les pilotes testés selon l'essai E2 démarrés en novembre 2011

CPT-2 *: copeaux de coco, milieu de référence ;* ***CHTGO-2*** *: chènevotte mélangée aux grignons d'olives ;* ***CHT/GO-2 :*** *chènevotte sur grignons d'olives* ***; PCP/GO-2 :*** *paille de lavande sur grignons d'olives*

III.3 RESULTATS ANALYTIQUES

III.3.1 Paramètres physico-chimiques

III.3.1.a Résultats d'analyses – Eau d'alimentation

Le Tableau 5 et le Tableau 6 présentent les résultats obtenus pour les paramètres physico-chimiques pour l'eau d'alimentation des pilotes équivalents 150 $L.j^{-1}$ et 75 $L.j^{-1}$ respectivement. Dans le Tableau 5, deux dates de prélèvements sont indiquées. La date indiquée dans la 1ère colonne correspond aux dates de prélèvements pour les modules démarrés en mai 2001, les dates de la 2ème colonne correspondent aux modules démarrés en novembre 2011.

Tableau 5. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Eau d'alimentation des pilotes équivalents 150 $L.j^{-1}$

Date de prélèvement		pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
Mai 2011	Nov. 2011										
55		7,4	606	45,0	222	49	44	10,9	18	7	65,30
62		7,2	1123	27,4	301	160	120	26,7	91	<0,6	72,40
69		7,4	695	44,0	169	72	58	13,4	51	<0,6	64,70
76		7,3	718	60,8	198	62	51	12,7	47	<0,6	86,88
83		7,1	582	27,9	238	100	53	11,7	38	0,7	73,50
90		6,4	258	32,2	342	180	68	11,6	29	<0,6	87,50
118		7,0	632	69,3	362	140	62	15,7	47	<0,6	104,00
125		7,0	589	31,3	353	150	60	15,8	40	<0,6	74,50
132		7,2	695	88,7	437	130	59	18,8	47	<0,6	96,57
139		7,0	656	87,2	383	180	58	15,4	42	<0,6	103,57
146		7,2	662	113,0	438	180	64	18,4	42	1	151,20
153		7,0	564	31,0	404	170	57	13,4	32	0,6	70,00
160		7,2	584	32,7	365	150	56	12,5	28	<0,6	104,60
167		7,0	606	30,2	392	170	62	13,2	36	<0,6	80,38
174		7,0	555	26,2	361	160	55	12,6	34	<0,6	73,53
181		7,0	463	16,9	257	120	70	9,2	24	<0,6	49,62
195		6,8	806	49,8	389,5	175	55,5	13,9	32	<0,6	103,67
202		6,9	869	44,7	428,5	185	51,5	14,4	38	<0,6	86,77
209		6,9	864	47,1	433,5	185	66	15,5	36	<0,6	92,50
216		6,8	888	61,3	421	155	54	13,5	34	<0,6	95,00
223		6,9	846	51,2	402	200	54,5	13,6	36	<0,6	112,83
230		6,8	859	46,4	511,5	185	55	13,5	37	<0,6	89,67
251	**58**	6,8	817	87,0	427	225	54,5	14,1	35	<0,6	111,88
258	**65**	6,9	819	25,8	362	190	51,5	13,0	33	<0,6	70,33

Tableau 4 (suite). Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Eau d'alimentation des pilotes équivalents 150 L.j^{-1}

Date de prélèvement		pH	Cond. (µS.cm^{-1})	Turb. (NUT)	DCO (mg.L^{-1})	DBO_5 (mg.L^{-1})	N_T (mg.L^{-1})	P_T (mg.L^{-1})	NH_4^+ (mgN.L^{-1})	NO_3^- (mgN.L^{-1})	MES (mg.L^{-1})
Mai 2011	Nov. 2011										
265	**72**	6,6	857	78,3	438	235	61,5	14,3	37	<0,6	161,00
272	**79**	6,8	838	36,3	369	185	56,5	12,9	37	<0,6	79,67
279	**86**	6,7	853	26,7	371	215	54,5	13,4	36	<0,6	67,12
	93	6,7	818	58,8	408	150	58	11,7	34	<0,6	105,17
	100	6,5	852	62,0	444	230	53	12,5	36	<0,6	110,33
	107	6,8	893	55,7	395	190	60,5	13,7	34	<0,6	89,83
	114	6,8	870	60,5	431	200	57,5	13,5	34	<0,6	95,81
	121	6,8	822	31,22	403	165	54	12,4	34,5	<0,6	59,88
	128	6,8	836	42,30	408	170	57	13,1	33,5	<0,6	84,25
	135	6,5	769	87,50	479	190	57	12,8	31,3	<0,6	134,90
	142	6,8	798	55,33	368	185	54	13,2	30,0	<0,6	103,40
	149	6,7	1020	60,33	374	145	56	13,9	39,5	<0,6	104,33
	156	6,9	706	46,23	362	150	56	13,5	30,5	<0,6	80,17
	163	6,8	769	72,50	384	130	44	11,3	28,8	<0,6	104,33
	170	6,9	753	83,00	375	135	53	13,2	29,8	<0,6	117,33
	177	6,7	791	83,17	415	165	57	14,4	31,8	<0,6	115,83
	184	6,9	803	84,83	345	135	53	13,4	32,3	0,6	110,17
	191	6,6	735	44,22	358	145	58	13,1	64,0	<0,6	68,20
	198	6,7	766	66,00	427	170	57	13,7	31,8	<0,6	102,17
	205	6,8	739	62,17	354	175	54	12,5	31,0	<0,6	73,00
	212	6,7	732	64,83	388	160	54	12,6	30,3	<0,6	99,00
	219	6,8	750	53,83	393	155	55	12,2	32,3	<0,6	75,00
	226	6,8	762	50,18	383	150	54	12,4	61,5	<0,6	93,40
	233	6,7	774	46,67	359	145	56	13,2	32,0	<0,6	92,00
	240	6,9	806	48,08	341	160	53	12,1	30,0	<0,6	77,00
	247	6,8	798	48,73	386	165	53	12,9	29,8	<0,6	89,87
	254	6,8	821	66,83	395	190	54	12,8	33,3	<0,6	93,33
	261	6,9	940	-[1]	376	165	59	14,9	37,0	<0,6	-[1]
	268	7,0	890	-[1]	386	170	61	13,8	39,3	<0,6	-[1]
	275	7,1	529	-[1]	437	160	60	13,4	36,8	<0,6	-[1]
	282	6,9	887	-[1]	359	155	57	12,85	30,5	<0,6	-[1]

[1]Les échantillons ont été congelés avant l'analyse pour ces prélèvements. Suite à une comparaison des analyses réalisées avant et après congélation sur deux échantillons, il a été observé que la congélation a un effet sur la teneur en MES et la turbidité des échantillons mais pas sur les autres paramètres. C'est pourquoi les teneurs en MES et la turbidité pour ces prélèvements n'ont pas été conservées.

Tableau 6. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Eau d'alimentation des pilotes équivalents 75 L.j^{-1}

Date de prélèvement	pH	Cond. (µS.cm^{-1})	Turb. (NUT)	DCO (mg.L^{-1})	DBO_5 (mg.L^{-1})	N_T (mg.L^{-1})	P_T (mg.L^{-1})	NH_4^+ (mgN.L^{-1})	NO_3^- (mgN.L^{-1})	MES (mg.L^{-1})
58	6,8	817	174	853	450	109	28,2	69	<0,6	224
65	6,9	819	51,567	724	380	103	25,9	67	<0,6	141
72	6,6	857	156,67	876	470	123	28,5	73	<0,6	322
79	6,8	838	72,667	738	370	113	25,7	73	<0,6	159
86	6,7	853	53,3	742	430	109	26,7	71	<0,6	134
93	6,7	818	117,67	816	300	116	23,4	68	<0,6	210
100	6,5	852	124,00	888	460	106	25,0	72	<0,6	221
107	6,8	893	111,33	790	380	121	27,4	68	<0,6	180
114	6,8	870	121,00	861	400	115	26,9	68	<0,6	192
121	6,8	822	62,43	805	330	107	24,7	69	<0,6	120
128	6,8	836	84,60	816	340	113	26,2	67	1,00	169
135	6,5	769	175,00	957	380	114	25,6	63	<0,6	270
142	6,8	798	110,67	736	370	108	26,4	60	<0,6	207
149	6,7	1020	120,67	747	290	111	27,8	79	<0,6	209
156	6,9	706	92,47	723	300	111	27,0	61	<0,6	160
163	6,8	769	145,0	768	260	88	22,5	57,5	0,4	209
170	6,9	753	166,0	749	270	105	26,4	59,5	0,1	235
177	6,7	791	166,3	829	330	113	28,8	63,5	0,5	232
184	6,9	803	169,7	690	270	105	26,7	64,5	0,6	220
191	6,6	735	88,4	716	290	115	26,1	64,0	0,2	136
198	6,7	766	132,0	854	340	113	27,4	63,5	0,4	204
205	6,8	739	124,3	707	350	108	25,0	62,0	0,2	146
212	6,7	732	129,7	775	320	107	25,1	60,5	0,2	198
219	6,8	750	107,7	786	310	109	24,3	64,5	0,4	166
226	6,8	762	100,4	766	300	108	24,8	61,5	0,3	187
233	6,7	774	93,3	717	290	111	26,4	63,0	0,3	184
240	6,9	806	96,2	682	320	106	24,1	60,0	0,2	154
247	6,8	798	97,5	772	330	106	25,7	59,5	0,2	180
254	6,8	821	133,7	790	380	108	25,6	66,5	0,4	187
261	6,9	940	-[1]	751	330	117	29,7	74,0	0,2	-[1]
268	7,0	890	-[1]	771	340	122	27,5	78,5	0,1	-[1]
275	7,1	529	-[1]	873	320	119	26,7	73,5	0,1	-[1]
282	6,9	887	-[1]	717	310	113	25,7	61,0	0,3	-[1]

[1]Les échantillons ont été congelés avant l'analyse pour ces prélèvements. Suite à une comparaison des analyses réalisées avant et après congélation sur deux échantillons, il a été observé que la congélation a un effet sur la teneur en MES et la turbidité des échantillons mais pas sur les autres paramètres. C'est pourquoi les teneurs en MES et la turbidité pour ces prélèvements n'ont pas été conservées.

III.3.1.b Résultats d'analyses – Sortie des modules de filtration

Le Tableau 7 au Tableau 18 présentent les résultats obtenus pour les paramètres physico-chimiques pour les différents milieux étudiés.

Tableau 7. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu de référence CPT-1

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
55	7,1	822	4,70	999	5	44	16,3	16,0	29,0	13,40
62	7,4	702	2,30	163	<3	60	12,7	49,0	7,0	5,40
69	7,5	751	2,14	82	<3	62	14,1	54,0	7,0	3,30
76	7,2	719	1,70	66	<3	53	14,1	39,0	18,2	2,70
83	6,7	701	1,67	29	<3	57	13,6	29,0	24,0	4,20
90	6,1	559	2,94	25	<3	470	53,2	32,0	0,7	10,30
118	5,4	584	1,17	21	<3	56	13,5	20,0	27,0	2,80
125	5,5	580	1,09	16	<3	45	12,8	24,0	27,0	2,10
132	5,6	613	0,69	16	<3	36	12,9	14,0	32,0	4,30
139	5,5	657	0,72	11	<3	44	14,0	12,0	35,0	1,82
146	5,2	672	0,71	17	<3	51	14,8	19,0	35,0	1,30
153	5,4	624	0,73	<10	<3	47	12,5	18,5	31,5	1,80
160	5,1	678	0,40	10	<3	55	13,5	16,0	35,5	1,56
167	4,7	611	0,67	<10	<3	45	11,5	11,5	30,5	0,90
174	4,3	643	0,37	17	7	43	12,7	11,5	33,5	2,60
181	3,9	584	0,33	<10	<3	43	11,7	14,0	24,0	0,83
195	3,5	706	0,42	11	<3	48	12,9	11,5	30,5	1,41
202	3,4	654	0,37	<10	<3	40	13,2	12,5	30,5	1,17
209	3,5	673	0,63	<10	<3	40	13,3	11,0	30,0	4,90
216	3,3	707	0,41	17	<3	44	13,3	10,5	30,5	4,55
223	3,4	681	0,44	<10	<3	42	12,7	12,5	28,5	10,40
230	3,4	715	0,60	<10	<3	45	13,1	13,0	30,5	2,4
251	3,4	742	0,65	10	<3	54	13,8	11,5	34,0	5,4
258	3,4	720	0,60	9	<3	57	13,0	10,5	35,0	4,0
265	3,5	694	0,68	18	<3	47	13,4	12,5	29,5	6,8
272	3,4	681	0,78	23	<3	56	13,4	12,0	30,0	2,2
279	3,4	720	0,60	63	<3	47	13,4	12,5	32,5	0,6

Tableau 8. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu CG

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
55	4,0	851	3,03	61	<3	69	18,1	26,0	43,0	4,20
62	3,9	778	1,60	4	<3	60	14,4	27,0	28,0	2,80
69	3,7	813	1,20	13	<3	64	26,0	32,0	30,0	1,27
76	3,7	788	0,70	31	<3	51	14,8	29,0	23,0	2,30
83	3,6	806	0,90	29	<3	56	15,2	27,0	32,0	2,00
90	3,7	583	2,60	26	<3	41	13,6	20,0	20,0	1,50
118	3,5	630	0,93	25	<3	47	13,4	19,0	32,0	2,30
125	3,5	651	0,77	29	<3	71	13,4	16,0	31,0	1,84
132	3,9	707	0,77	40	<3	46	13,9	14,0	30,0	1,24
139	3,7	728	0,53	21	<3	51	14,3	13,5	36,0	1,13
146	3,4	754	0,58	13	<3	48	15,2	14,5	35,5	1,30
153	3,5	696	0,43	<10	<3	45	13,4	15,5	27,5	0,95
160	3,4	756	0,33	<10	<3	58	13,6	17,0	36,5	1,38
167	3,5	697	0,33	<10	<3	45	12,1	12,0	31,5	0,52
174	3,3	761	0,33	10	<3	45	13,2	12,0	36,5	3,84
181	3,3	685	0,33	<10	<3	42	12,3	12,5	29,0	0,75
195	3,5	734	0,40	12	<3	49	12,7	13,0	33,0	1,11
202	3,5	671	0,33	<10	<3	43	12,7	14,0	30,5	1,94
209	3,4	678	0,80	10	<3	46	13,3	13,5	30,5	4,58
216	3,4	704	0,34	<10	<3	47	13,4	11,5	32,5	4,2
223	3,5	680	0,37	<10	<3	40	13,1	13,0	30,5	10,3
230	3,5	703	0,48	<10	<3	47	13,2	13,5	33,0	2,1
251	3,6	679	0,91	6	<3	49	13,6	13,0	34,5	6,40
258	3,6	699	0,60	8	<3	51	13,2	11,5	34,5	3,80
265	3,5	713	0,58	13	3	48	13,6	12,5	33,5	5,40
272	3,5	673	0,80	4	<3	57	13,5	13,5	31,0	1,30
279	3,6	675	0,87	3	<3	47	13,0	14,0	31,5	1,75

Tableau 9. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu CHTGO-1

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
55	7,2	604	38,07	324	30	39	7,8	25,0	5,0	79,40
62	7,3	588	8,11	129	9	64	8,9	25,0	3,0	18,57
69	7,4	650	5,47	120	6	43	11,1	40,0	0,9	11,43
76	7,5	613	2,73	106	4	30	13,0	35,0	0,6	5,60
83	7,6	615	3,50	79	4	31	10,1	50,0	<0,6	7,20
90	7,7	534	2,30	76	3	37	11,0	36,0	0,7	3,75
118	7,5	498	2,40	85	3	66	12,0	22,0	1,1	4,43
125	7,5	568	1,53	50	<3	29	12,7	21,0	8,2	4,24
132	7,7	609	1,48	53	<3	32	14,0	24,0	6,9	3,20
139	7,4	616	4,64	78	6	33	14,7	31,5	1,2	15,54
146	7,5	720	32,83	174	39	51	15,7	46,0	0,6	35,30
153	7,5	732	23,40	209	50	57	17,1	50,0	1,0	32,00
160	7,5	763	20,30	139	31	63	12,8	54,5	<0,6	43,50
167	7,5	750	17,87	147	31	56	8,6	51,5	1,0	41,20
174	7,7	737	15,23	146	30	50	12,6	36,5	<0,6	36,15
181	7,6	712	28,30	180	34	52	11,9	43,5	<0,6	57,20
195	7,4	707	17,10	123	<3	54	12,5	43,0	<0,6	34,60
202	7,4	717	23,90	135	32	50	13,3	48,5	<0,6	45,10
209	7,7	729	9,80	96	10	50	13,1	48,5	<0,6	30,67
216	7,7	712	9,24	82	13	50	12,5	44,5	<0,6	29,50
223	7,7	734	10,3	57	3	61	12,2	47,5	<0,6	41,50
230	7,8	672	3,82	40	4	41	12,0	39,5	<0,6	10,70
251	7,6	765	13,07	55	12	59	13,2	49,5	<0,6	29,30
258	7,7	731	8,42	55	11	63	12,5	48,0	0,7	26,30
265	7,8	734	8,06	69	12	55	12,3	48,5	<0,6	29,10
272	7,8	753	7,36	66	12	88	13,1	50,0	<0,6	25,50
279	7,8	735	7,40	88	10	53	12,5	48,5	<0,6	21,12

Tableau 10. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu GO

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
55	7,2	491	12,00	250	18	28	5,4	12,0	5,0	31,10
62	7,3	597	3,22	93	7	45	11,3	25,0	1,0	8,90
69	7,6	648	5,30	97	6	43	12,7	44,0	0,8	11,60
76	7,5	656	3,60	93	6	40	10,7	44,0	0,6	7,10
83	7,6	684	4,80	82	7	55	12,8	49,0	<0,6	11,70
90	7,5	571	8,90	95	13	40	13,8	42,0	<0,6	23,30
118	7,5	669	13,93	178	170	64	15,3	50,0	0,8	37,06
125	7,6	674	12,17	122	18	57	14,7	50,0	0,6	45,17
132	7,5	676	11,70	188	18	52	13,3	47,0	0,6	37,70
139	7,8	762	19,43	145	25	54	15,2	52,0	0,7	41,75
146	7,4	769	19,70	134	33	58	15,1	54,5	0,7	31,35
153	7,8	743	14,53	131	16	50	13,4	51,5	0,8	36,17
160	7,5	760	12,40	113	19	56	13,0	52,5	0,6	34,50
167	7,7	724	27,33	155	29	56	12,5	48,5	<0,6	55,00
174	7,6	692	13,47	120	16	49	12,0	45,0	<0,6	38,63
181	7,6	663	12,27	102	14	45	11,4	40,5	<0,6	32,60
195	7,6	686	4,30	75	7	48	12,0	42,5	<0,6	15,80
202	7,7	688	8,00	68	10	46	11,7	45,5	<0,6	23,80
209	7,9	685	6,90	70	9	42	12,9	42,0	<0,6	28,50
216	7,7	673	7,75	90	9	43	12,7	38,0	<0,6	30,67
223	7,6	696	12,00	59	10	43	12,6	42,5	<0,6	43,83
230	7,7	712	4,19	38	4	45	24,7	44,5	<0,6	15,70
251	7,8	740	7,35	36	9	53	13,1	47,5	<0,6	18,10
258	7,8	742	5,09	44	6	58	10,5	48,0	<0,6	14,50
265	7,8	661	4,57	40	7	42	12,5	38,0	<0,6	19,00
272	7,9	709	9,53	58	17	52	13,4	42,5	<0,6	25,10
279	7,9	691	4,17	53	5	46	12,3	44,0	<0,6	8,40

Tableau 11. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu CHT/GO-1

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
55	7,4	566	14,97	234	21	38	6,3	22,0	6,0	41,20
62	7,3	588	6,90	105	9	40	8,7	22,0	1,0	15,29
69	7,2	697	4,20	98	6	32	9,9	29,0	0,5	8,00
76	7,4	604	3,77	122	4	27	11,0	30,0	0,7	6,90
83	7,3	556	3,47	113	4	29	9,9	22,0	0,5	6,50
90	7,4	466	4,40	99	4	59	11,7	24,0	0,5	6,50
118	6,9	516	1,67	70	3	59	13,2	10,0	17,0	4,42
125	7,0	539	1,41	56	<3	28	12,9	9,0	23,0	3,13
132	6,8	573	1,13	65	<3	34	13,3	12,0	23,0	3,27
139	6,6	589	0,87	43	<3	33	14,4	8,0	24,0	2,93
146	6,2	629	0,86	30	<3	41	15,1	12,0	28,5	1,88
153	6,0	597	0,90	10	<3	38	13,2	8,5	27,0	2,40
160	5,9	652	0,63	30	<3	51	14,4	13,5	33,5	2,03
167	5,8	572	0,83	26	<3	37	12,3	8,5	27,5	1,84
174	5,2	590	0,67	30	<3	36	12,3	9,0	28,5	3,23
181	5,3	575	0,83	<10	<3	37	12,0	5,5	29,0	2,53
195	5,0	575	0,61	29	<3	42	12,4	12,0	27,0	2,37
202	5,5	518	0,60	23	<3	34	13,4	18,0	21,5	1,90
209	5,3	600	1,03	38	<3	48	12,6	12,0	32,0	6,70
216	5,3	589	0,86	33	<3	41	14,3	8,0	31,0	7,30
223	5,8	570	1,17	23	<3	39	12,9	14,0	26,5	19,56
230	6,0	572	1,21	24	<3	48	14,3	22,5	25,5	3,80
251	5,7	598	3,27	27	<3	50	13,5	17,5	30,5	12,20
258	5,7	558	0,82	18	<3	50	13,0	15,0	26,5	5,80
265	6,9	414	10,63	114	22	29	12,8	23,5	<0,6	38,13
272	7,2	603	13,17	155	40	62	14,1	48,5	0,7	31,12
279	7,2	617	12,63	180	49	56	12,8	49,5	<0,6	34,50

Tableau 12. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu de référence CPT-3

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
58	7,3	603	2,50	53	<3	44	13,7	9,5	24,0	8,5
65	6,8	583	1,99	48	<3	46	12,4	5,5	29,5	6,1
72	6,1	558	4,32	67	5	42	12,3	9,0	28,5	15,5
79	6,4	590	1,70	34	<3	52	11,8	12,0	27,0	3,0
86	6,4	586	1,27	24	<3	45	12,5	14,5	28,0	2,9
93	6,3	577	1,07	16	<3	45	11,3	17,0	24,5	4,5
100	6,0	609	0,97	19	<3	60	13,1	17,0	29,5	9,2
107	5,8	595	0,78	5	<3	44	12,1	16,0	28,0	1,0
114	5,6	621	1,19	18	<3	48	12,7	10,0	34,5	5,7
121	5,4	598	0,97	12	<3	46	12,4	13,5	29,0	3,8
128	5,4	608	1,42	6	<3	54	12,5	14,5	32,5	2,5
135	5,1	617	1,68	7	<3	54	12,5	14,0	32,5	2,9
142	4,8	515	0,93	11	<3	47	10,5	8,5	28,0	7,9
149	4,5	650	0,86	5	<3	52	14,4	12,5	35,5	2,0
156	4,3	499	0,57	13	<3	57	13,1	14,0	26,0	0,6
163	4,2	565	1,29	5	<3	49	13,5	15,0	27,0	1,7
170	4,0	585	0,69	3	<3	51	12,5	9,0	32,5	0,8
177	3,8	610	0,37	8	<3	45	14,2	13,0	27,0	0,1
184	3,7	612	0,54	15	<3	49	14,3	16,0	31,0	1,9
191	3,7	587	0,57	11	<3	46	13,7	14,0	27,0	0,8
198	3,6	585	0,82	8	<3	49	13,8	18,5	22,5	1,6
205	3,4	662	1,09	0	<3	52	13,2	12,0	29,5	2,0
212	3,5	590	1,04	1	<3	50	12,8	17,0	27,0	3,5
219	3,4	608	0,79	5	<3	46	12,2	17,0	23,5	1,4
226	3,4	625	0,97	1	<3	45	12,7	15,0	28,5	2,2
233	3,3	646	1,03	1	<3	52	13,4	15,0	24,0	0,4
240	3,3	713	0,53	3	<3	51	13,3	18,0	25,5	2,2
247	3,3	703	1,16	3	<3	49	12,7	14,5	24,5	2,5
254	3,2	694	1,03	3	<3	49	12,4	15,0	28,0	2,0
261	3,2	754	-[1]	5	<3	49	13,2	14,0	26,0	-[1]
268	3,3	623	-[1]	4	<3	49	12,4	12,5	29,5	-[1]
275	3,3	462	-[1]	6	3	44	12,5	11,5	26,0	-[1]
282	3,3	617	-[1]	12	<3	44	12,0	10,5	33,0	-[1]

[1]Les échantillons ont été congelés avant l'analyse pour ces prélèvements. Suite à une comparaison des analyses réalisées avant et après congélation sur deux échantillons, il a été observé que la congélation a un effet sur la teneur en MES et la turbidité des échantillons mais pas sur les autres paramètres. C'est pourquoi les teneurs en MES et la turbidité pour ces prélèvements n'ont pas été conservées.

Tableau 13. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu PCP

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
58	7,4	631	10,33	185	19	43	11,2	29,5	1,3	19,2
65	7,5	635	11,57	203	19	53	11,7	31,5	1,3	28,4
72	7,7	637	9,90	197	15	41	11,3	31,5	0,7	27,6
79	7,7	741	5,63	185	5	70	13,7	42,0	1,1	10,6
86	7,6	650	3,60	132	3	37	13,8	27,5	2,3	7,2
93	7,6	576	1,96	83	4	31	11,5	19,0	3,9	5,1
100	7,5	575	6,16	83	5	30	14,3	26,0	0,8	23,6
107	7,3	760	30,90	284	95	57	13,3	49,0	<0,6	54,0
114	7,5	797	25,40	289	55	61	12,4	51,0	0,8	51,4
121	7,4	761	26,80	246	48	55	12,9	46,0	<0,6	44,6
128	7,5	734	24,53	214	48	58	12,9	50,0	0,8	44,1
135	7,6	749	19,50	169	18	61	12,9	50,5	0,8	43,0
142	7,7	640	17,50	151	16	50	10,7	42,5	0,7	42,2
149	7,7	705	17,07	199	15	50	12,8	45,0	1,0	32,3
156	7,7	579	11,03	119	9	53	12,2	44,5	0,6	16,9
163	7,7	659	12,30	91	9	50	12,6	43,5	0,6	16,9
170	7,8	648	9,54	75	7	51	11,4	38,5	0,9	16,0
177	7,7	647	8,10	91	5	51	12,9	42,0	0,7	18,7
184	7,7	636	8,12	97	6	49	13,3	45,0	1,9	17,1
191	7,8	624	8,87	86	6	51	13,2	41,0	2,4	16,1
198	7,7	623	7,80	68	5	55	12,8	44,0	5,5	15,1
205	7,5	606	9,11	64	4	54	12,5	34,0	11,1	17,7
212	7,3	596	10,73	73	5	57	13,3	31,5	15,1	20,7
219	7,1	560	8,87	56	4	54	12,1	30,0	16,2	14,2
226	6,9	545	7,52	46	4	50	18,8	26,0	20,0	16,2
233	6,8	544	6,12	44	4	53	12,6	25,0	20,5	11,0
240	6,4	591	6,27	41	3	54	12,2	28,0	21,0	13,4
247	6,4	536	3,49	29	<3	46	11,6	21,0	22,0	8,7
254	5,9	537	3,57	30	<3	49	10,8	18,5	23,0	8,2
261	6,2	591	-[1]	25	<3	48	12,1	19,5	24,0	-[1]
268	6,5	591	-[1]	23	<3	49	12,8	20,0	26,5	-[1]
275	6,3	595	-[1]	20	<3	51	12,0	20,0	27,5	-[1]
282	4,5	608	-[1]	29	<3	56	12,5	20,0	29,5	-[1]

[1]Les échantillons ont été congelés avant l'analyse pour ces prélèvements. Suite à une comparaison des analyses réalisées avant et après congélation sur deux échantillons, il a été observé que la congélation a un effet sur la teneur en MES et la turbidité des échantillons mais pas sur les autres paramètres. C'est pourquoi les teneurs en MES et la turbidité pour ces prélèvements n'ont pas été conservées.

Tableau 14. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu PCP/GO-1

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
58	7,6	717	6,16	90	15	53	13,2	45,5	0,8	24,5
65	7,6	684	7,29	123	15	54	12,6	38,5	0,7	26,4
72	7,6	633	3,57	79	8	37	13,6	33,0	<0,6	13,8
79	7,8	584	3,17	99	6	44	12,8	24,0	0,7	4,7
86	7,8	633	3,07	82	6	39	14,4	31,0	<0,6	7,1
93	7,8	575	6,17	62	12	25	11,4	21,0	0,6	20,4
100	7,5	553	6,27	56	9	13	12,1	19,5	0,6	24,1
107	7,6	595	2,94	39	6	14	12,4	13,0	1,4	8,0
114	7,5	701	19,07	170	49	46	14,3	35,0	<0,6	41,3
121	7,4	788	16,57	301	100	60	14,0	51,0	<0,6	31,8
128	7,4	741	18,07	241	100	58	13,0	50,0	0,7	32,8
135	7,5	705	23,60	179	47	60	12,3	46,0	<0,6	36,1
142	7,5	623	15,63	154	37	51	10,3	40,5	0,6	32,2
149	7,3	749	24,67	183	36	52	13,8	46,0	0,8	48,0
156	7,5	552	17,47	130	20	53	12,1	40,0	<0,6	36,5
163	7,5	617	19,23	112	23	58	12,4	41,5	0,3	37,0
170	7,8	644	8,23	103	13	56	11,6	42,0	0,8	24,9
177	7,6	676	8,67	88	14	53	13,6	43,0	1,6	22,4
184	7,6	671	7,44	91	11	55	13,1	46,0	1,1	16,6
191	7,7	654	8,23	87	15	52	13,1	44,5	0,7	17,7
198	7,8	628	7,76	67	6	55	13,1	46,0	0,6	15,6
205	7,8	683	7,55	82	11	60	12,5	47,0	0,7	18,2
212	7,8	661	13,70	91	13	58	12,8	47,5	1,1	35,1
219	7,8	643	5,12	61	7	53	11,9	48,5	0,7	11,0
226	7,7	651	6,79	73	7	55	11,6	48,0	1,4	17,6
233	7,9	697	5,77	71	9	62	13,2	53,0	1,1	11,5
240	7,7	708	7,43	63	7	57	12,7	53,0	1,1	18,9
247	7,9	638	5,05	50	6	51	11,5	48,0	1,1	12,3
254	7,7	638	4,10	46	5	54	11,0	43,5	1,5	8,9
261	8,0	423	-[1]	41	5	48	10,7	48,0	0,5	-[1]
268	7,9	670	-[1]	43	5	52	10,5	43,5	0,3	-[1]
275	7,9	307	-[1]	47	4	54	11,4	43,5	0,3	-[1]
282	7,9	563	-[1]	45	5	49	11,8	39,0	0,6	-[1]

[1]Les échantillons ont été congelés avant l'analyse pour ces prélèvements. Suite à une comparaison des analyses réalisées avant et après congélation sur deux échantillons, il a été observé que la congélation a un effet sur la teneur en MES et la turbidité des échantillons mais pas sur les autres paramètres. C'est pourquoi les teneurs en MES et la turbidité pour ces prélèvements n'ont pas été conservées.

Tableau 15. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu de référence CPT-2

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
58	6,9	996	2,05	72	<3	83	25,4	47,0	42,5	9,2
65	6,8	995	2,38	56	<3	83	24,3	35,5	49,0	7,8
72	6,5	969	3,12	59	<3	90	24,0	51,0	43,0	11,2
79	6,5	1039	1,76	34	<3	91	24,2	39,0	54,5	2,6
86	6,2	1068	1,24	28	<3	88	27,8	36,0	56,0	2,5
93	5,4	1079	1,59	30	<3	97	29,1	38,5	54,0	6,5
100	5,1	1090	1,59	30	<3	104	27,7	46,0	54,5	15,4
107	4,9	1036	1,44	22	<3	95	27,3	42,5	46,5	2,4
114	5,1	1087	1,82	23	<3	106	26,6	46,0	56,0	6,2
121	5,7	1073	1,90	22	<3	91	27,1	43,0	54,0	5,2
128	5,3	1057	2,15	23	<3	95	28,0	43,0	53,5	6,5
135	4,9	1050	2,03	20	<3	91	28,1	43,5	48,5	5,9
142	4,5	1002	1,59	27	<3	96	23,9	46,5	55,0	6,7
149	4,5	1016	2,30	28	<3	85	27,7	39,5	49,0	6,8
156	4,4	890	1,87	34	<3	91	27,8	52,0	42,0	7,7
163	4,3	925	2,01	18	<3	81	28,2	44,0	37,0	6,6
170	4,2	945	1,00	17	<3	90	26,1	40,0	44,5	2,00
177	4,2	1010	0,94	17	<3	93	28,1	47,5	47,5	3,33
184	4,3	941	1,40	28	<3	94	27,2	49,0	38,5	3,47
191	4,2	970	1,44	24	<3	90	29,1	48,5	43,0	3,78
198	4,5	930	1,90	20	<3	90	29,0	49,0	37,0	6,25
205	4,4	973	1,49	15	<3	97	27,2	51,5	43,0	3,92
212	4,3	1001	1,32	14	<3	96	28,2	51,0	46,5	4,46
219	4,3	983	1,33	16	<3	94	27,7	55,0	41,0	2,78
226	4,9	904	2,10	12	<3	89	23,6	49,5	39,5	5,82
233	4,1	941	1,30	12	<3	91	27,0	52,5	37,5	1,82
240	3,9	1070	1,00	9	<3	95	28,6	58,0	40,0	4,69
247	3,7	1004	1,34	12	<3	89	27,5	50,0	39,0	4,00
254	3,7	1065	1,17	12	<3	100	26,1	55,0	48,0	5,85
261	3,6	1110	-[1]	14	<3	79	26,3	47,5	43,0	-[1]
268	3,5	1047	-[1]	10	<3	92	24,5	47,0	43,0	-[1]
275	3,5	996	-[1]	13	<3	85	24,5	41,0	41,0	-[1]
282	3,5	1013	-[1]	17	4	83	26,0	28,0	36,5	-[1]

[1]Les échantillons ont été congelés avant l'analyse pour ces prélèvements. Suite à une comparaison des analyses réalisées avant et après congélation sur deux échantillons, il a été observé que la congélation a un effet sur la teneur en MES et la turbidité des échantillons mais pas sur les autres paramètres. C'est pourquoi les teneurs en MES et la turbidité pour ces prélèvements n'ont pas été conservées.

Tableau 16. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu CHTGO-2

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
58	7,5	1229	48,43	476	200	93	28,0	85,5	1,0	101,3
65	7,6	1107	27,97	471	180	96	27,3	92,0	0,8	69,0
72	7,5	1182	31,00	362	160	96	27,9	93,5	<0,6	82,0
79	7,7	1221	51,30	365	100	148	28,3	99,0	0,9	100,3
86	7,7	1212	25,40	410	160	102	26,2	100,5	0,7	55,5
93	7,7	1213	24,40	354	140	103	24,1	100,0	<0,6	48,0
100	7,6	1233	23,77	332	130	72	22,2	99,0	1,0	67,3
107	7,6	1231	23,50	339	140	108	25,7	96,5	0,7	48,3
114	7,7	1236	26,90	301	76	107	24,2	99,5	0,9	52,6
121	7,7	1229	23,90	252	64	102	23,9	95,0	0,8	45,2
128	7,7	1200	23,83	217	54	100	24,8	92,5	0,8	46,8
135	7,8	1233	20,03	162	<3	101	25,1	95,0	1,0	43,5
142	7,8	1034	13,77	149	17	87	21,9	73,5	7,2	29,6
149	7,9	1150	14,67	169	20	92	24,0	91,5	1,0	32,0
156	7,9	1017	14,77	145	18	93	24,8	90,0	0,6	23,3
163	7,9	1077	10,53	105	12	88	25,1	90,0	<0,6	21,8
170	8,0	1068	9,41	120	11	95	22,7	87,0	0,8	17,3
177	7,9	1110	13,90	128	18	98	24,2	91,0	0,7	28,2
184	7,9	1106	12,23	147	13	95	25,4	88,0	1,2	27,2
191	8,0	1088	8,76	130	14	91	25,2	83,0	0,8	16,9
198	8,0	1038	10,16	131	10	90	26,1	83,0	0,7	23,2
205	8,0	1092	8,53	115	13	96	23,8	88,0	1,1	21,0
212	7,9	1114	9,28	118	11	97	25,2	89,0	1,5	26,1
219	7,9	1088	7,89	107	9	94	24,4	84,0	1,7	13,6
226	7,8	1038	8,55	106	9	96	22,8	80,0	2,7	17,9
233	7,8	1083	7,87	112	9	95	24,2	87,0	2,0	18,7
240	7,8	1139	5,50	90	7	99	24,9	89,0	3,4	13,0
247	7,8	1083	6,21	84	16	95	24,1	87,0	1,9	18,0
254	7,7	1092	6,30	86	6	98	23,6	83,0	3,7	16,2
261	8,0	1054	-[1]	80	7	80	23,2	88,0	1,9	-[1]
268	7,9	1052	-[1]	77	6	97	20,9	87,0	1,6	-[1]
275	8,0	1079	-[1]	110	6	96	21,9	77,0	1,5	-[1]
282	7,8	969	-[1]	75	7	91	22,8	85,0	1,6	-[1]

[1]Les échantillons ont été congelés avant l'analyse pour ces prélèvements. Suite à une comparaison des analyses réalisées avant et après congélation sur deux échantillons, il a été observé que la congélation a un effet sur la teneur en MES et la turbidité des échantillons mais pas sur les autres paramètres. C'est pourquoi les teneurs en MES et la turbidité pour ces prélèvements n'ont pas été conservées.

Tableau 17. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu CHT/GO-2

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
58	7,7	916	5,75	131	8	46	27,1	43,5	2,1	13,6
65	7,9	1027	5,82	154	6	52	24,6	45,5	2,0	13,3
72	7,8	939	5,52	122	8	57	27,4	46,5	7,4	21,1
79	7,7	971	6,22	119	9	64	29,5	45,0	13,6	12,9
86	7,5	1003	3,83	95	7	70	27,9	41,0	24,5	11,1
93	7,5	957	3,82	100	14	70	23,5	39,0	22,0	9,9
100	7,4	956	2,93	79	5	65	25,0	40,5	23,5	15,1
107	7,3	944	2,65	89	6	81	26,3	31,5	16,8	4,7
114	7,6	888	3,24	113	8	64	33,6	45,5	4,9	6,7
121	7,7	922	3,46	120	7	67	30,8	56,0	4,2	6,4
128	7,8	950	3,44	93	5	73	26,4	61,0	4,9	7,3
135	7,7	953	2,83	69	<3	80	20,9	50,5	15,9	6,4
142	7,6	787	2,80	65	3	60	21,0	37,0	14,5	8,5
149	7,5	904	4,17	63	4	57	25,7	37,5	15,5	7,4
156	7,4	789	2,70	51	4	66	25,6	37,0	19,5	5,9
163	7,4	730	3,35	55	4	46	28,9	33,5	<0,6	7,2
170	7,4	863	2,79	39	<3	75	23,2	41,5	23,5	5,4
177	7,4	898	2,24	44	<3	64	27,4	33,5	23,0	6,0
184	7,4	833	1,84	71	3	63	31,1	39,0	11,5	5,1
191	7,5	820	2,00	60	4	57	29,0	41,0	7,4	4,9
198	7,5	845	2,45	53	4	67	27,7	46,0	10,8	5,3
205	7,6	832	2,70	42	3	64	27,5	45,5	4,5	5,4
212	7,5	807	2,72	49	3	57	28,8	42,0	2,5	6,2
219	7,3	812	2,60	47	<3	57	25,8	42,5	5,3	5,4
226	7,2	751	4,29	73	5	57	23,8	43,0	2,2	9,1
233	7,6	896	16,83	188	28	75	28,1	62,0	1,2	33,7
240	7,7	1040	35,67	269	45	94	27,6	81,5	1,6	63,8
247	7,8	909	13,23	157	8	81	21,0	75,0	1,3	35,3
254	7,4	1026	5,70	62	6	89	25,1	60,0	23,0	14,7
261	7,4	954	-[1]	59	4	64	27,1	43,0	20,0	-[1]
268	7,3	788	-[1]	52	4	59	24,8	35,0	14,5	-[1]
275	7,4	811	-[1]	49	3	54	23,5	32,5	9,0	-[1]
282	7,3	720	-[1]	20	4	48	27,3	31,0	10,4	-[1]

[1]Les échantillons ont été congelés avant l'analyse pour ces prélèvements. Suite à une comparaison des analyses réalisées avant et après congélation sur deux échantillons, il a été observé que la congélation a un effet sur la teneur en MES et la turbidité des échantillons mais pas sur les autres paramètres. C'est pourquoi les teneurs en MES et la turbidité pour ces prélèvements n'ont pas été conservées.

Tableau 18. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu PCP/GO-2

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
58	7,7	968	11,22	148	13	70	22,8	65,0	1,3	33,5
65	8,0	990	9,74	159	9	68	27,5	59,5	3,1	26,5
72	7,9	964	10,27	134	11	59	29,7	54,0	0,9	38,8
79	7,7	936	6,42	125	8	63	23,2	37,0	19,8	12,0
86	7,4	903	2,75	113	4	45	27,3	17,5	28,0	6,9
93	7,2	867	1,84	106	7	47	25,6	15,0	26,0	6,7
100	7,1	868	2,60	104	6	59	28,0	32,5	14,5	17,7
107	7,1	938	2,38	99	6	67	23,6	34,5	30,0	5,5
114	7,0	747	3,72	113	6	44	22,3	32,5	0,7	9,8
121	7,2	906	1,96	91	<3	77	29,5	44,5	18,0	5,8
128	7,4	791	3,16	74	6	47	28,2	37,0	1,2	8,6
135	7,1	987	1,47	57	<3	84	23,7	28,5	37,0	6,2
142	7,1	792	1,55	57	3	64	21,8	18,0	32,0	7,8
149	6,9	897	1,72	49	<3	51	27,4	17,0	29,0	4,7
156	6,8	711	0,94	53	<3	56	25,8	29,0	18,5	2,0
163	6,8	771	1,55	42	<3	54	28,4	35,0	14,1	4,4
170	6,6	873	1,52	49	<3	70	24,2	24,5	38,0	2,6
177	6,2	816	1,66	72	4	52	28,9	21,5	23,5	6,6
184	6,5	809	1,72	89	3	74	27,4	46,0	20,5	4,6
191	6,5	784	1,18	65	<3	61	26,3	31,0	23,0	1,9
198	6,4	814	1,52	50	<3	67	25,7	33,0	25,5	4,4
205	6,2	778	0,89	54	<3	58	24,8	24,0	23,5	3,3
212	6,5	751	1,86	47	<3	57	25,3	31,0	15,7	4,4
219	6,3	779	1,11	51	<3	57	26,2	28,0	20,5	1,4
226	6,1	780	1,61	47	<3	57	24,2	25,5	25,5	4,7
233	5,7	778	1,76	52	<3	58	26,8	27,5	22,0	1,7
240	5,8	868	1,17	51	<3	73	26,2	45,5	21,5	5,3
247	5,6	827	1,06	51	<3	63	26,0	31,0	26,5	4,5
254	5,4	871	1,31	47	<3	71	25,4	31,5	33,0	5,4
261	5,4	892	-[1]	53	<3	67	26,7	32,0	26,5	-[1]
268	5,8	796	-[1]	44	<3	65	24,1	33,0	24,5	-[1]
275	5,7	799	-[1]	43	<3	65	25,3	30,5	21,0	-[1]
282	5,4	836	-[1]	52	4	73	26,6	34,0	27,0	-[1]

[1]Les échantillons ont été congelés avant l'analyse pour ces prélèvements. Suite à une comparaison des analyses réalisées avant et après congélation sur deux échantillons, il a été observé que la congélation a un effet sur la teneur en MES et la turbidité des échantillons mais pas sur les autres paramètres. C'est pourquoi les teneurs en MES et la turbidité pour ces prélèvements n'ont pas été conservées.

III.3.1.c Evolution des teneurs

Les courbes de fréquences cumulées pour les paramètres MES, DCO, DBO_5, NH_4^+ et NO_3^- pour l'ensemble des milieux sont présentées de la Figure 5 à la Figure 9. Les milieux de référence CPT-1 et 3, testés selon l'essai E1, ont présenté une évolution de leur teneur similaire, ils sont donc représentés par la même courbe de fréquence cumulée.

Les évolutions des concentrations pour les paramètres N_T, P_T et pH pour l'ensemble des milieux sont présentées de la Figure 10 à la Figure 12.

Sur l'ensemble des graphiques, les résultats obtenus pour les milieux testés selon l'essai E1 (volume journalier équivalent de 150 L) sont présentés en traits pleins et ceux testés selon l'essai E2 (volume journalier équivalent 75 L) en traits pointillés. Les barres noires représentent les concentrations moyennes observées pour l'eau d'alimentation de l'essai E1 (trait plein) et de l'essai E2 (trait pointillé). Les lignes horizontales oranges représentent les teneurs seuils réglementaires (Arrêté, 1998 ; Arrêté, 2009a)

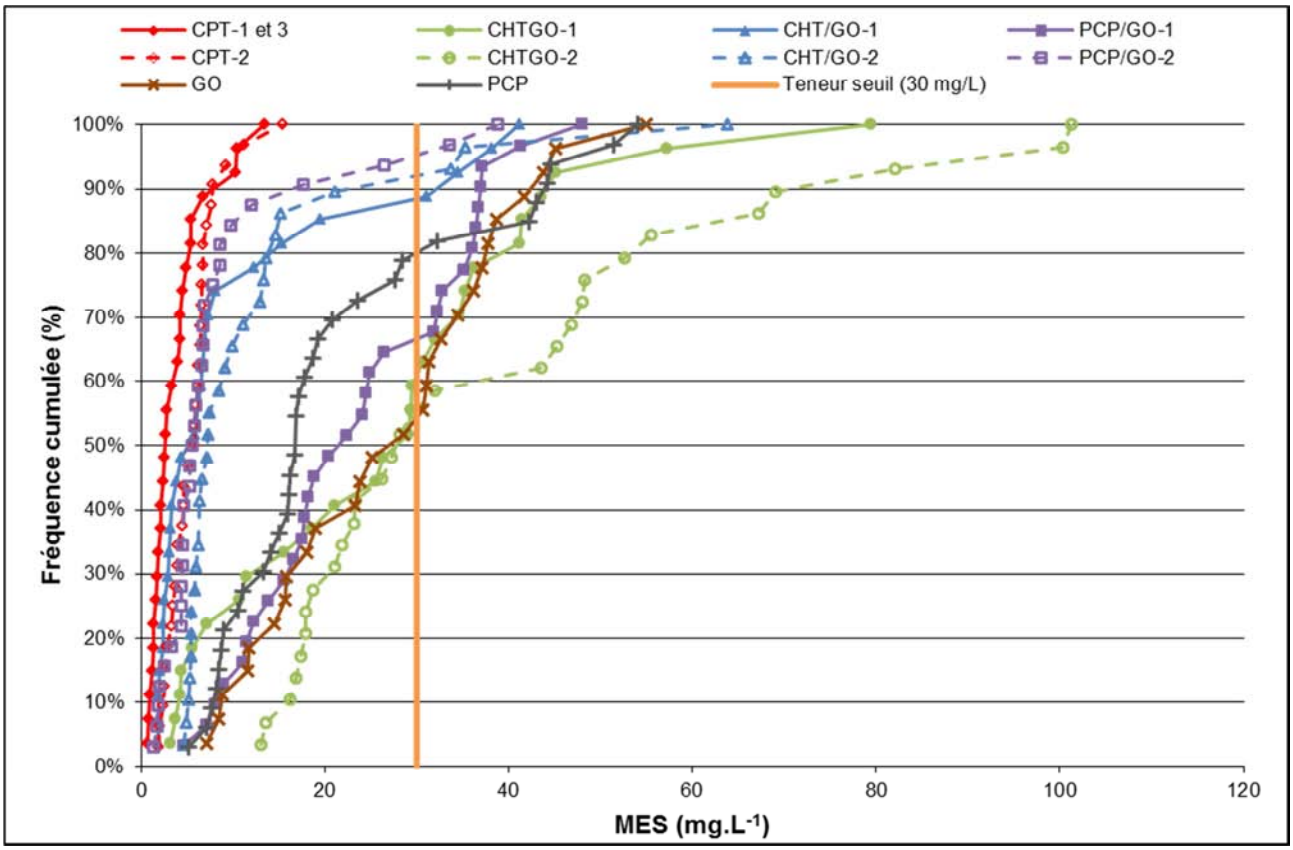


Figure 5. Courbes de fréquence cumulée pour les concentrations en MES

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 $L.j^{-1}$) : traits pleins - $[Entrée]_{moy}$=92,5 $mg.L^{-1}$*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 $L.j^{-1}$) : traits pointillés - $[Entrée]_{moy}$=190 $mg.L^{-1}$*

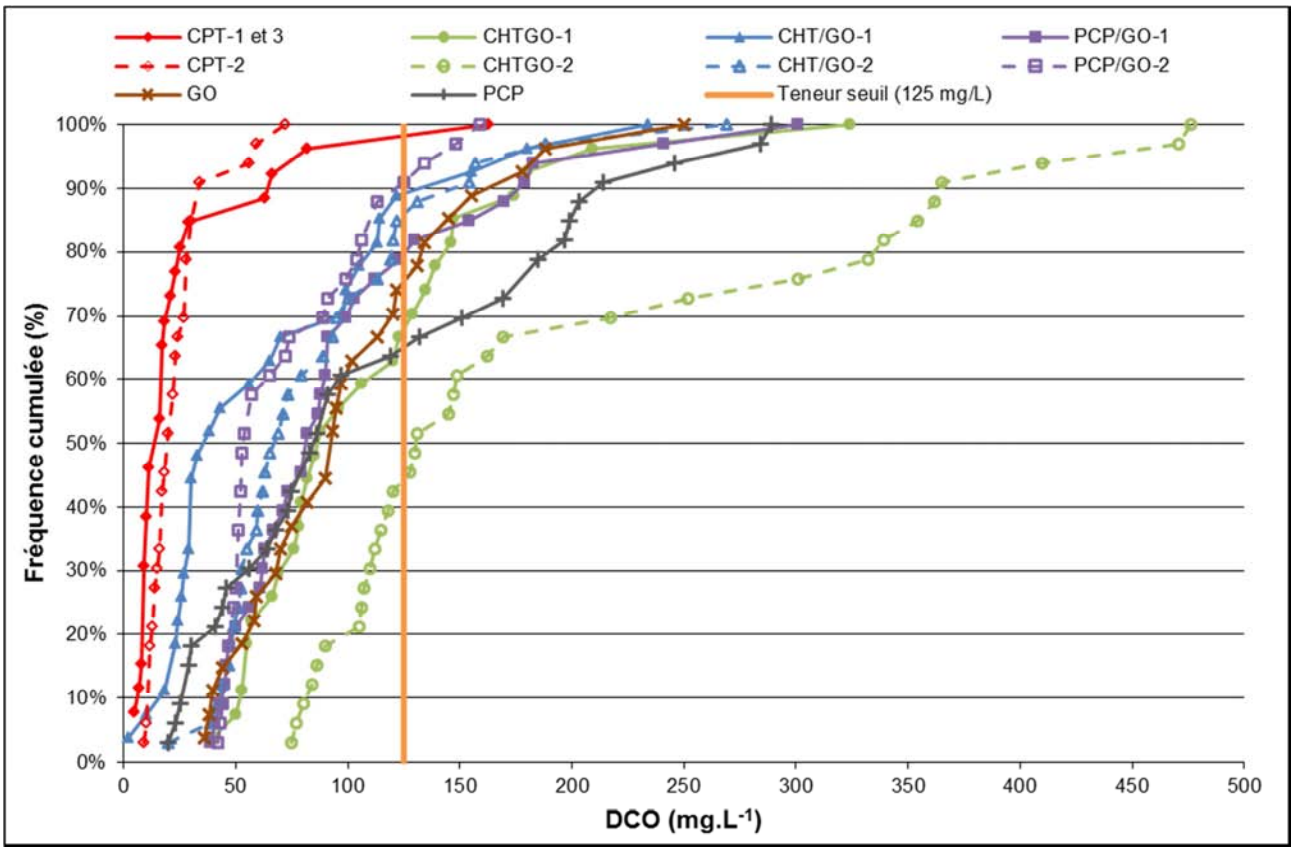


Figure 6. Courbes de fréquence cumulée pour les concentrations en DCO

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 L.j^{-1}) : traits pleins - [Entrée]$_{moy}$=376 mg.L^{-1}*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1}) : traits pointillés - [Entrée]$_{moy}$=781 mg.L^{-1}*

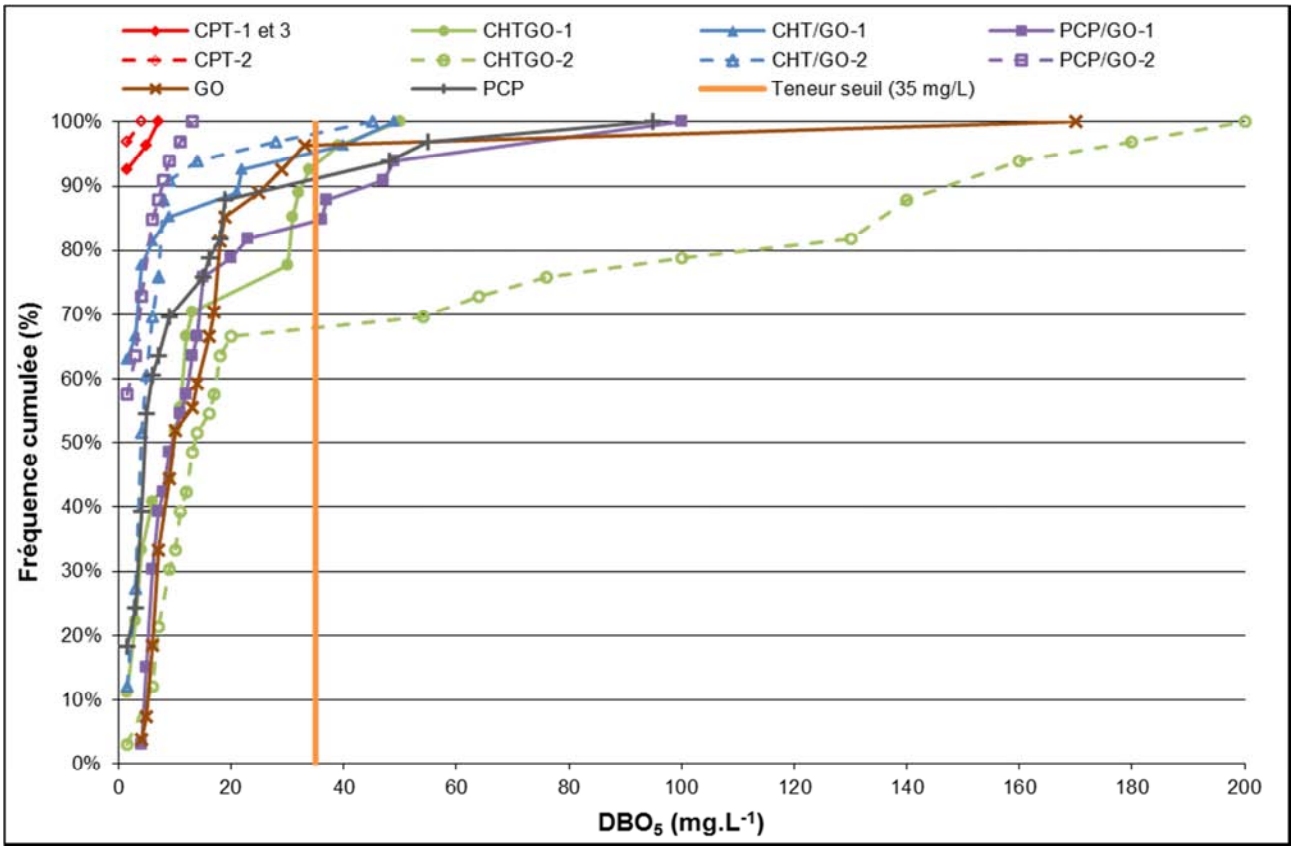


Figure 7. Courbes de fréquence cumulée pour les concentrations en DBO_5

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 L.j^{-1}) : traits pleins - [Entrée]$_{moy}$=162 mg.L^{-1}*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1}) : traits pointillés - [Entrée]$_{moy}$=343 mg.L^{-1}*

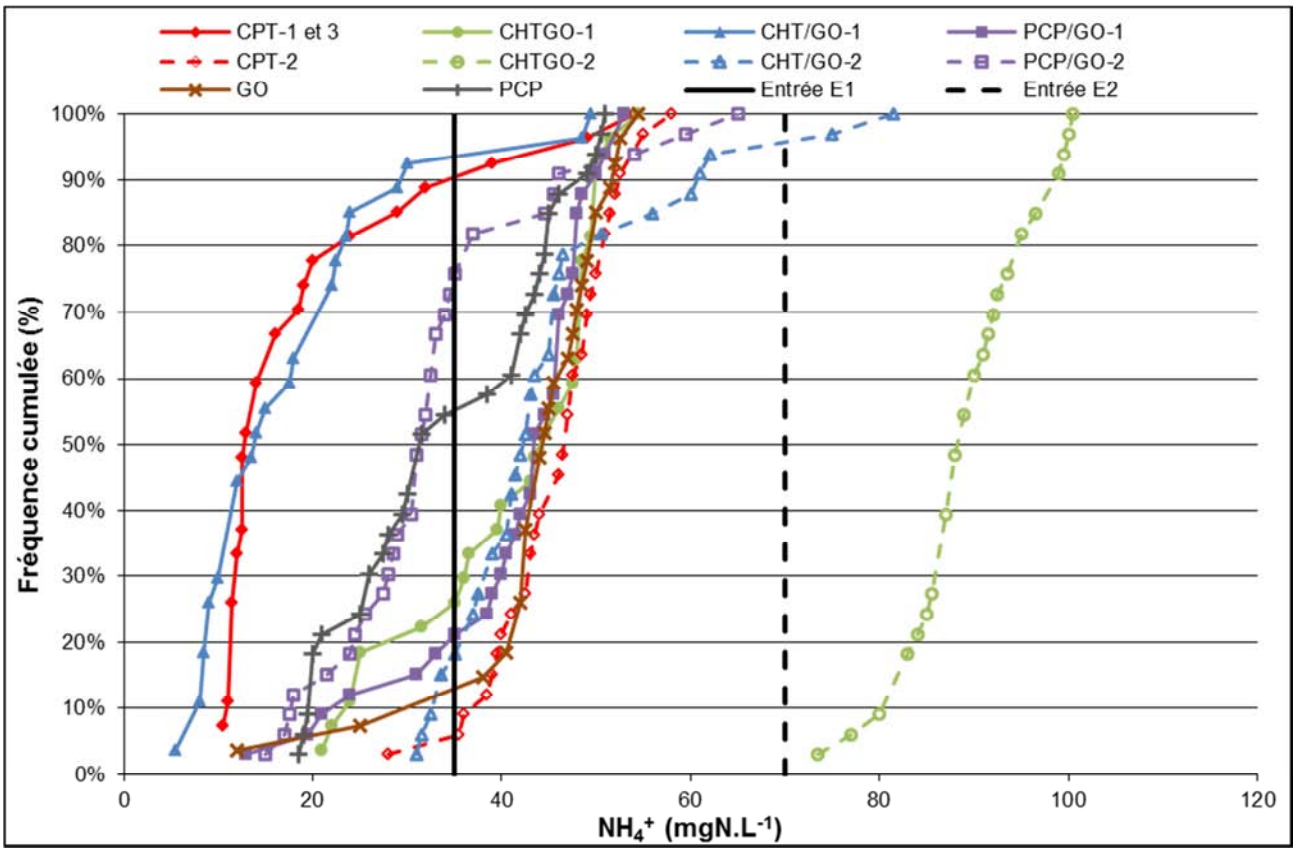


Figure 8. Courbes de fréquence cumulée pour les concentrations en NH_4^+

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 $L.j^{-1}$) : traits pleins - $[Entrée]_{moy}$=37 $mg.L^{-1}$*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 $L.j^{-1}$) : traits pointillés - $[Entrée]_{moy}$=67 $mg.L^{-1}$*

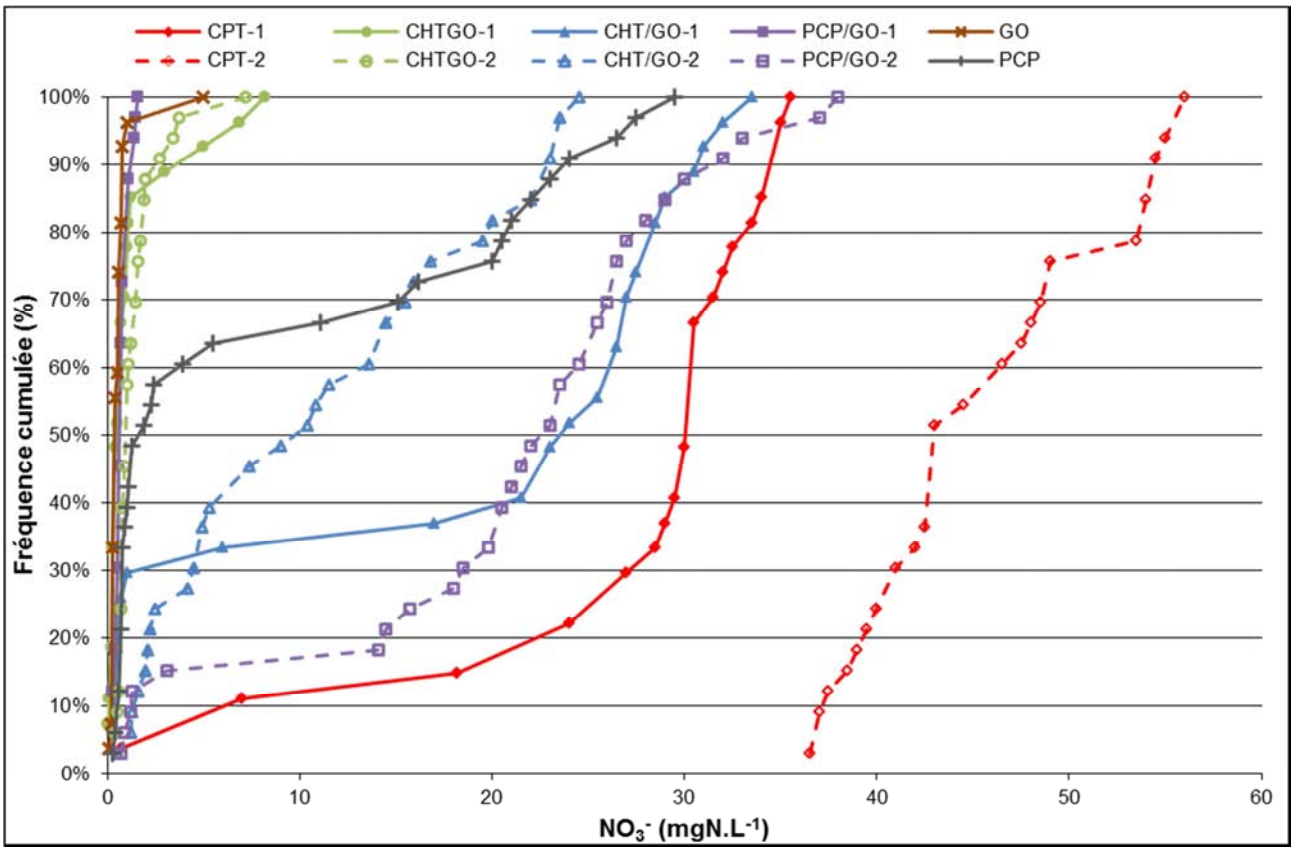


Figure 9. Courbes de fréquence cumulée pour les concentrations en NO_3^-

- *Les milieux testés selon les essais E1 (volume équivalent 150 $L.j^{-1}$) : traits pleins*
- *Les milieux testés selon les essais E2 (volume équivalent 75 $L.j^{-1}$) : traits pointillés*

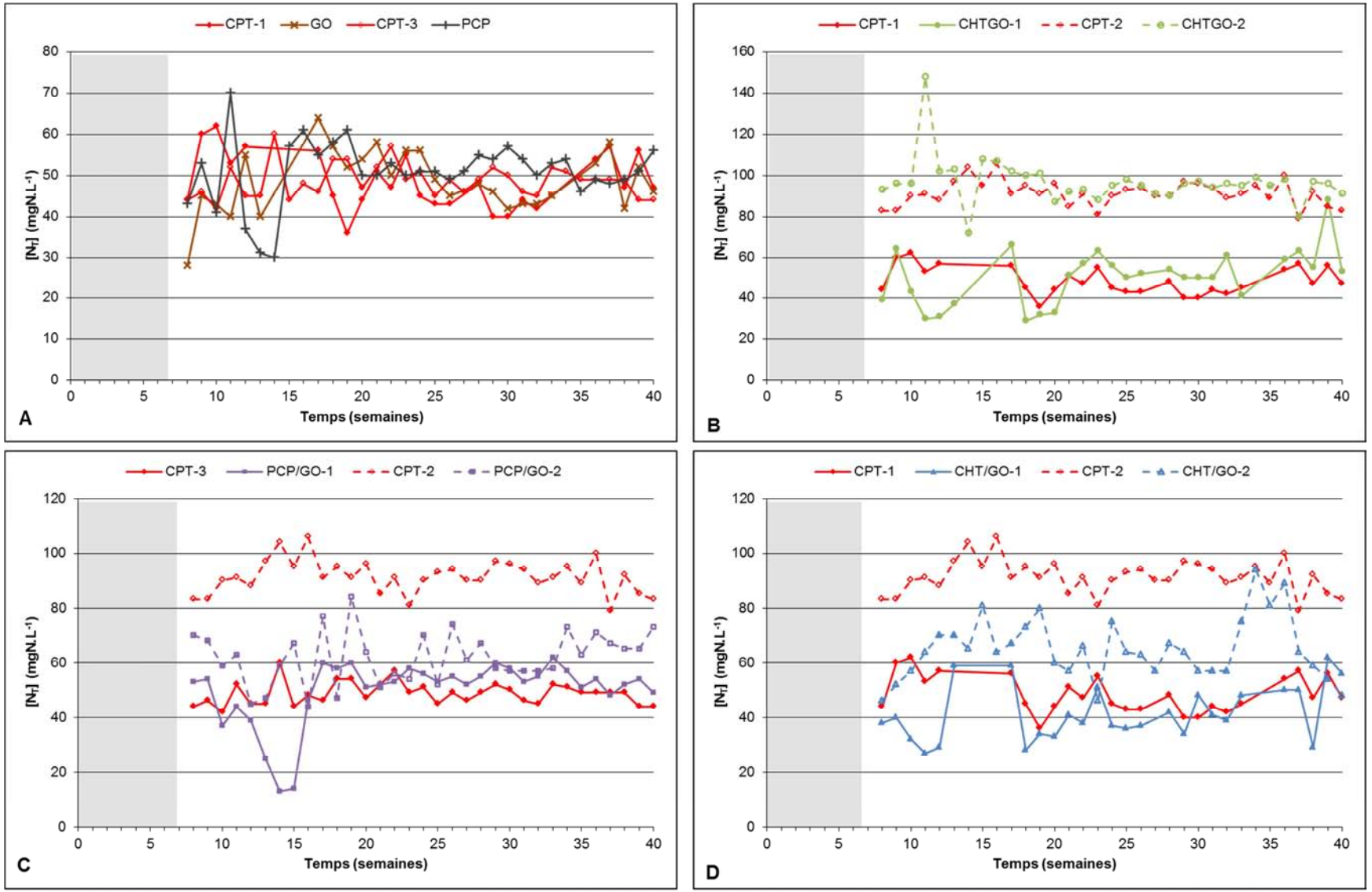


Figure 10. Evolution des teneurs en N_T :

A – Milieux GO et PCP ; B – Milieux CHTGO ; C –Milieux PCP/GO ; D – Milieux CHT/GO

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 $L.j^{-1}$) : traits pleins - $[Entrée]_{moy}$=57 $mg.L^{-1}$*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 $L.j^{-1}$) : traits pointillés - $[Entrée]_{moy}$=111 $mg.L^{-1}$*

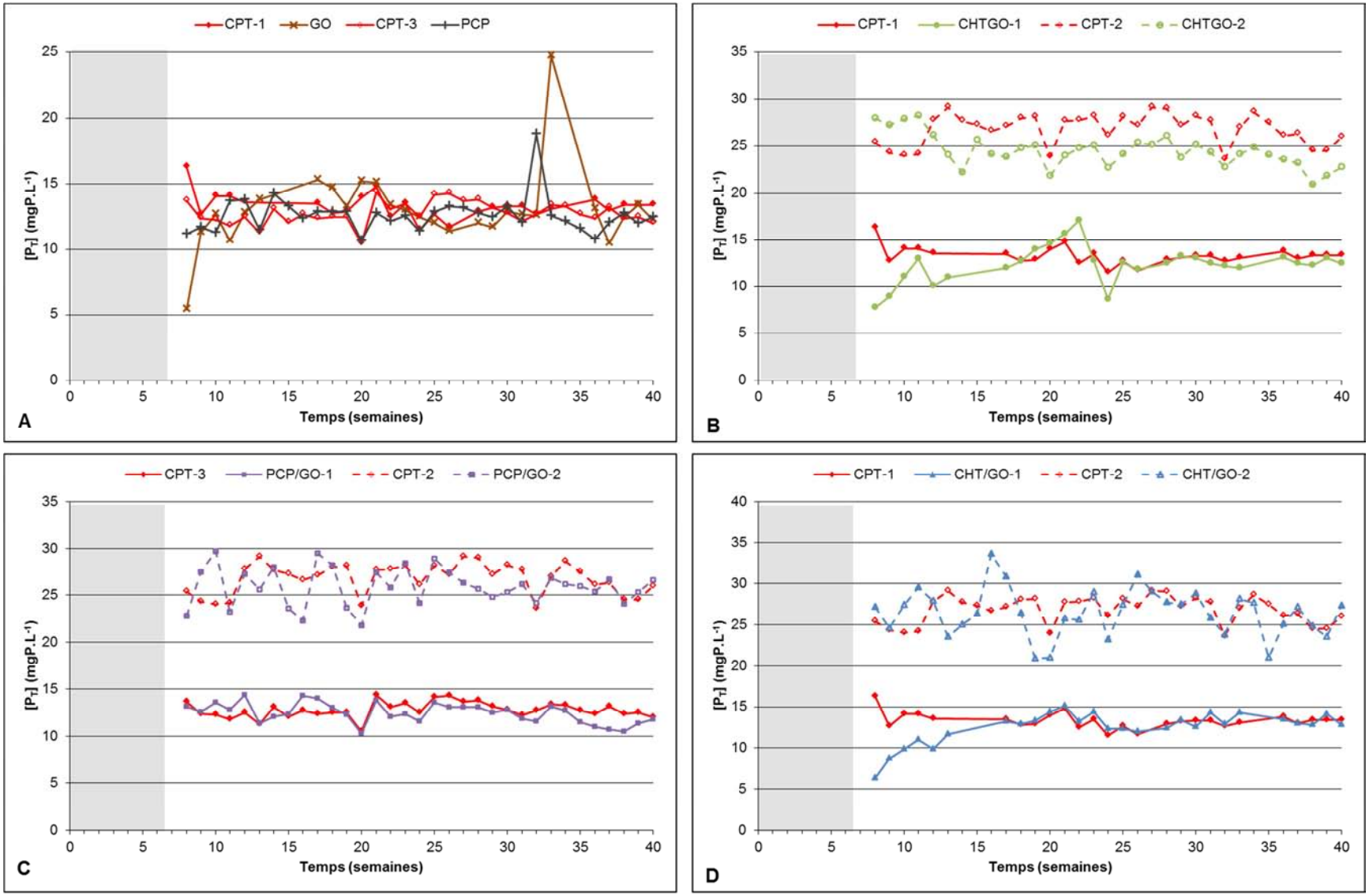


Figure 11. Evolution des teneurs en P_T :

A – Milieux GO et PCP ; B – Milieux CHTGO ; C –Milieux PCP/GO ; D – Milieux CHT/GO

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 $L.j^{-1}$) : traits pleins - $[Entrée]_{moy}$=13,6 $mg.L^{-1}$*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 $L.j^{-1}$) : traits pointillés - $[Entrée]_{moy}$=26,2 $mg.L^{-1}$*

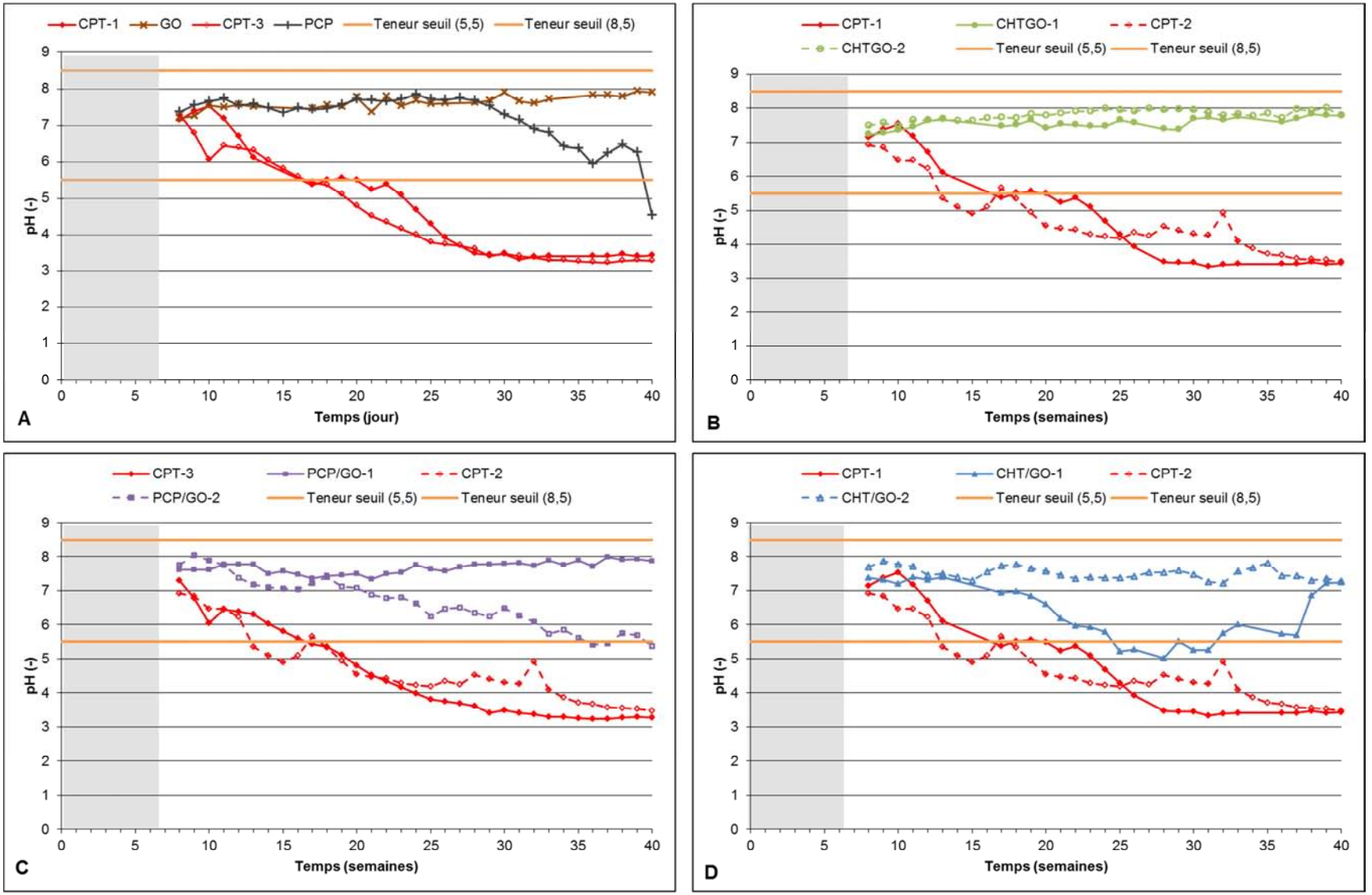


Figure 12. Evolution des valeurs de pH :

A – Milieux GO et PCP ; B – Milieux CHTGO ; C –Milieux PCP/GO ; D – Milieux CHT/GO

- *Les milieux testés selon l'essai E1 (volume équivalent 150 L.j^{-1}) : traits pleins*
- *Les milieux testés selon l'essai E2 (volume équivalent 75 L.j^{-1}) : traits pointillés*

III.3.2 Paramètres microbiologiques

III.3.2.a Résultats d'analyses – Eau d'alimentation

Le Tableau 19 et le Tableau 20 présentent les résultats obtenus pour les paramètres microbiologiques pour l'eau d'alimentation des pilotes équivalents 150 $L.j^{-1}$ et 75 $L.j^{-1}$ respectivement. Dans le Tableau 5, deux dates de prélèvements sont indiquées. La date indiquée dans la 1ère colonne correspond aux dates de prélèvements pour les modules démarrés en mai 2001, les dates de la 2ème colonne correspondent aux modules démarrés en novembre 2011.

Tableau 19. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Eau d'alimentation des pilotes équivalents 150 $L.j^{-1}$

Date de prélèvement		Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
Mai 2011	Nov. 2011	*(n/mL)*	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
83		60000000	21900000	7010	2392000	9300000
118		4400000	1100000	2110	17500	290000
146		13100000	12800000	3930	385000	24000000
174		198000000	186000000	968	258000	23000000
202		25000000	11050000	1435	1199000	465000000
230		35000000	25000000	8650	51505000	11500000
265	**72**	15000000	15000000	1234000	2684000	215000000
279	**100**	14850000	12400000	3265	857000	75000000
	128	30000000	11200000	1155	40300	46500000
	163	10000000	5000000	1600	3354500	10500000
	198	11550000	8500000	1810	8708500	75000000
	226	30000000	12350000	85500	339500	46500000
	254	10000000	10000000	33800	555500	4650000
	282	240000000	285000000	2610	42100	3750000

Tableau 20. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Eau d'alimentation des pilotes équivalents 75 $L.j^{-1}$

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
72	30000000	30000000	2468000	5368000	430000000
100	29700000	24800000	6530	1714000	150000000
128	60000000	22400000	2310	80600	93000000
163	20000000	10000000	3200	6709000	21000000
198	23100000	17000000	3620	17417000	150000000
226	60000000	24700000	171000	679000	93000000
254	20000000	20000000	67600	1111000	9300000
282	480000000	570000000	5220	84200	7500000
72	20000000	10000000	3200	6709000	21000000

III.3.2.b Résultats d'analyses – Sortie des modules de filtration

Les résultats obtenus pour les paramètres microbiologiques pour les différents milieux étudiés sont présentés du Tableau 21 au Tableau 32.

Tableau 21. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu de référence CPT-1

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
83	144000	105000	<56	175	7500
118	20000	30000	<38	208	930
146	14000	13000	<15	<15	430
174	31000	27000	<15	77	210
202	4100	1600	<15	<15	3,6
230	4930	2210	<15	<15	<0,3
265	8000	5000	<15	<15	230
279	6000	3000	<15	15	430

Tableau 22. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu CG

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
83	3000	1010	<56	<56	230
118	3000	310	<38	<38	93
146	160	240	<15	<15	430
174	3700	2900	<15	<15	430
202	5000	2770	<15	<15	430
230	3000	8000	15	<15	930
265	2830	2110	77	<15	2300
279	3000	8000	30	15	2100

Tableau 23. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu CHTGO-1

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
83	3100000	4500000	1350	51700	1500000
118	47000	175000	<38	<38	<2300
146	13000000	9800000	75	42100	230000
174	79000000	75000000	<38	2140	930000
202	12800000	3600000	309	16700	430000
230	5300000	2100000	<38	459	93000
265	5000000	120000000	281	403	230000
279	1500000	1700000	200	6200	930000

Tableau 24. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu GO

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
83	4200000	3500000	<56	<56	930
118	3000000	3900000	<38	<38	9300
146	23200000	17200000	38	39300	1100000
174	192000000	172000000	78	19800	4300000
202	6200000	5200000	61	1560	93000
230	5900000	7600000	30	2540	9300
265	3200000	1300000	649	9830	64000
279	1500000	1100000	508	15800	430000

Tableau 25. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu CHT/GO-1

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
83	199000	213000	<56	<56	430
118	28000	31000	38	706	93
146	2210	2120	<15	<15	<0,3
174	16300	13200	<15	15	43
202	12000	1090	<15	<15	<0,3
230	16000	1670	<15	110	<0,3
265	3100000	2500000	38	250	93000
279	2000000	1600000	110	12700	930000

Tableau 26. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu de référence CPT-3

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
72	29500	84000	<56	<56	430
100	55000	25000	397	<15	93
128	6500000	30000	<15	<15	93
163	9000	3000	<15	<15	230
198	15000	13000	<15	1150	2300
226	28000	83000	61	30	93
254	1000	870	<15	<15	23
282	16000	850	253	<15	93

Tableau 27. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu PCP

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
72	1100000	5400000	<56	<56	23000
100	132000	133000	77	30	930
128	41000	2700000	46	3890	43000
163	900000	600000	<15	383	930
198	147000	89000	<15	2500	930
226	39000	18000	176	2250	43
254	18000	11000	<15	1120	150
282	1000	2000	1050	<15	23

Tableau 28. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu PCP/GO-1

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
72	1000000	1900000	1000	<56	9300
100	19000000	15100000	771	163	9300
128	5600000	4600000	208	26500	1100000
163	13800000	12000000	163	15800	93000
198	3500000	2600000	<38	33100	430000
226	9800000	4000000	9230	161000	210000
254	8200000	8600000	530	12000	430000
282	21800000	23900000	1040	2880	930000

Tableau 29. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu de référence CPT-2

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
72	80000	66000	<56	58	930
100	37000	25000	<15	30	210
128	31000	31000	<15	<15	43
163	16000	9000	15	110	23
198	31000	24000	15	232	2300
226	30000	25000	270	30	2300
254	27000	32000	15	15	93
282	4000	2020	215	15	150

Tableau 30. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu CHTGO-2

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
72	11900000	10600000	<56	<56	930000
100	6500000	4700000	78	36200	430000
128	10200000	5500000	380	24800	930000
163	3700000	2400000	232	5560	240000
198	9200000	4200000	380	35800	230000
226	13000000	6600000	4950	279000	93000
254	27100000	16100000	7580	122000	4300000
282	11500000	13200000	22000	23100	430000

Tableau 31. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu CHT/GO-2

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
72	2500000	2500000	1280	4090	12000
100	300000	1200000	38	<38	1500
128	1700000	1800000	<15	<46	930
163	1500000	1300000	<15	<15	930
198	900000	600000	<15	177	930
226	3300000	2200000	2960	20800	240000
254	1900000	1700000	<38	7460	23000
282	3000	1000	508	78	240

Tableau 32. Résultats d'analyses pour les paramètres microbiologiques – Milieu PCP/GO-2

Date de prélèvement	Micro-organismes Revivifiables à 22℃	Micro-organismes Revivifiables à 36℃	*Escherichia Coli*	Entérocoques	Bactéries Coliformes
	(n/mL)	*(n/mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*	*(n/100mL)*
72	800000	5400000	630,00	<56	930
100	500000	270000	770,00	<38	93
128	2100000	1300000	245,00	<15	230
163	29000	36000	438,00	15	1
198	206000	30000	30,00	197	430
226	40000	16000	371,00	15	23
254	31000	12000	15,00	15	1
282	17000	10000	683,00	15	240

III.3.2.c Evolution des teneurs en microorganismes revivifiables à 22°C

La Figure 13 présente les évolutions en concentrations pour le dénombrement des microorganismes revivifiables à 22℃.

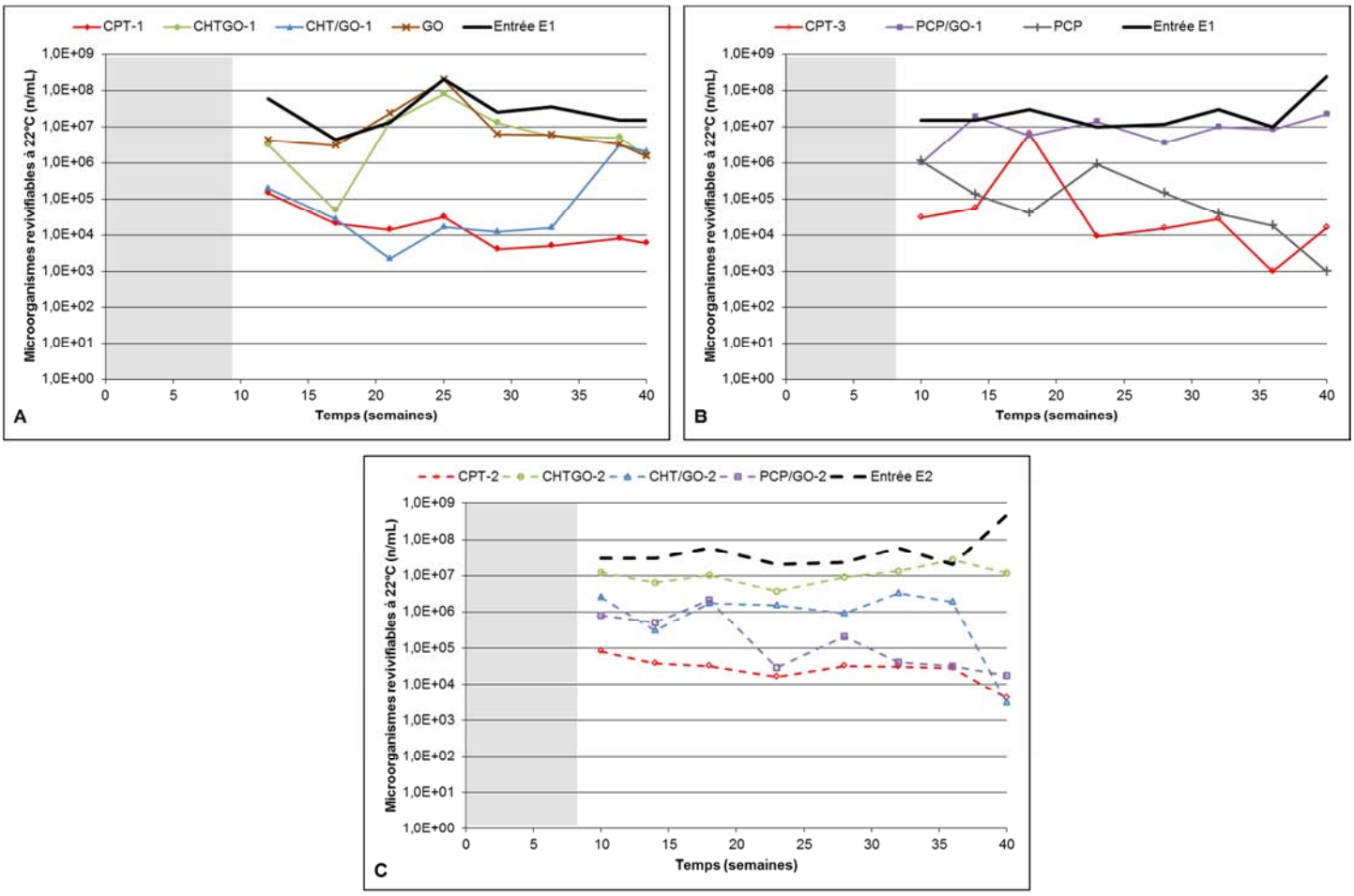


Figure 13. Evolution du dénombrement des microorganismes revivifiables à 22℃ :
A – Milieux filtrants comparés au milieu référence CPT-1 (Essai E1)
B – Milieux filtrants comparés au milieu référence CPT-3 (Essai E1)
C – Milieux filtrants comparés au milieu référence CPT-2 (Essai E2)

III.4 CAMPAGNE MICROPOLLUANTS

III.4.1 Paramètres physico-chimiques

Les résultats obtenus pour les paramètres physico-chimiques conventionnels pour les différents milieux étudiés sont présentés du Tableau 33 au Tableau 36.

Tableau 33. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu de référence CPT-1

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
T0+5	3,4	616	0,5	<10	<3	43	12,9	14,0	19,0	0,88
T0+12	3,5	650	0,4	<10	<3	65	12,5	13,5	23,5	1,00
T0+19	3,5	632	0,5	<10	<3	47	12,2	12,5	22,0	1,33
T0+26	3,4	648	0,7	<10	<3	51	11,6	13,5	24,5	1,11

Tableau 34. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu de référence CHT/GO-1

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
T0+5	7,7	655	6,1	14	20	57	12,0	42,5	1,2	14,13
T0+12	7,9	675	1,8	<10	5	71	11,6	46,5	0,8	3,44
T0+19	7,9	694	2,5	<10	5	54	11,8	47,0	0,6	4,36
T0+26	7,8	684	1,8	<10	5	51	10,8	46,0	0,7	3,11

Tableau 35. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu de référence CPT-2

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
T0+5	3,8	960	1,2	<10	3	84	25,1	42,0	32,5	1,88
T0+12	3,3	1110	0,8	<10	<3	97	24,9	40,5	41,0	3,09
T0+19	3,3	1076	1,1	<10	<3	82	24,8	40,5	35,5	3,12
T0+26	3,2	1076	0,9	<10	3	83	23,6	38,5	38,0	1,88

Tableau 36. Résultats d'analyses pour les paramètres physico-chimiques – Milieu de référence CHT/GO-2

Date de prélèvement	pH	Cond. ($\mu S.cm^{-1}$)	Turb. (NUT)	DCO ($mg.L^{-1}$)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	N_T ($mg.L^{-1}$)	P_T ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mgN.L^{-1}$)	NO_3^- ($mgN.L^{-1}$)	MES ($mg.L^{-1}$)
T0+5	6,4	889	1,9	16	<3	64	25,2	28,5	24,0	7,03
T0+12	6,5	920	2,3	43	<3	94	24,7	34,0	30,5	6,39
T0+19	6,2	894	8,5	28	<3	67	25,0	29,5	28,0	8,15
T0+26	6,2	845	1,4	6	5	69	23,0	33,0	26,5	4,33

III.4.2 Micropolluants

Le Tableau 37 au Tableau 40 présentent les résultats obtenus pour les micropolluants pour les différents milieux étudiés.

Tableau 37. Résultats d'analyses pour les micropolluants – Milieu de référence CPT-1

Date de prélèvement	AA (µg.L^{-1})	IBU (µg.L^{-1})	DEP (µg.L^{-1})	DEHP (µg.L^{-1})	LAS (µg.L^{-1})
T0+3	<0,01	0,03	<1	<1	<20
T0+5	<0,01	0,02	<1	<1	<20
T0+10	<0,01	0,01	<1	<1	<20
T0+12	<0,01	0,01	<1	<1	<20
T0+17	<0,01	<0,01	<1	<1	<20
T0+19	<0,01	<0,01	<1	<1	44
T0+24	<0,01	<0,01	<1	<1	<20
T0+26	<0,01	<0,01	<1	<1	49

Tableau 38. Résultats d'analyses pour les micropolluants – Milieu CHT/GO-1

Date de prélèvement	AA (µg.L^{-1})	IBU (µg.L^{-1})	DEP (µg.L^{-1})	DEHP (µg.L^{-1})	LAS (µg.L^{-1})
T0+3	<0,01	0,02	<1	<1	<20
T0+5	<0,01	0,04	<1	1,1	<20
T0+10	<0,01	0,05	<1	<1	<20
T0+12	<0,01	0,04	<1	<1	<20
T0+17	<0,01	0,03	<1	<1	<20
T0+19	<0,01	0,04	<1	1,5	<20
T0+24	<0,01	0,03	<1	<1	<20
T0+26	<0,01	0,02	<1	<1	<20

Tableau 39. Résultats d'analyses pour les micropolluants – Milieu de référence CPT-2

Date de prélèvement	AA (µg.L^{-1})	IBU (µg.L^{-1})	DEP (µg.L^{-1})	DEHP (µg.L^{-1})	LAS (µg.L^{-1})
T0+3	<0,01	<0,01	<1	<1	<20
T0+5	<0,01	<0,01	<1	<1	<20
T0+10	<0,01	<0,01	<1	2,2	<20
T0+12	<0,01	<0,01	<1	<1	<20
T0+17	<0,01	<0,01	<1	<1	<20
T0+19	<0,01	<0,01	<1	<1	<20
T0+24	<0,01	<0,01	<1	<1	<20
T0+26	<0,01	<0,01	<1	<1	<20

Tableau 40. Résultats d'analyses pour les micropolluants – Milieu CHT/GO-2

Date de prélèvement	AA (µg.L^{-1})	IBU (µg.L^{-1})	DEP (µg.L^{-1})	DEHP (µg.L^{-1})	LAS (µg.L^{-1})
T0+3	<0,01	<0,01	<1	<1	<20
T0+5	<0,01	<0,01	<1	<1	<20
T0+10	<0,01	<0,01	<1	1,5	<20
T0+12	<0,01	<0,01	<1	1	<20
T0+17	<0,01	<0,01	<1	1	<20
T0+19	<0,01	<0,01	<1	1,3	<20
T0+24	<0,01	<0,01	<1	<1	<20
T0+26	<0,01	<0,01	<1	<1	<20

III.5 OBSERVATIONS ENDOSCOPIQUES

Un point d'observation est présenté dans la partie III paragraphe VI.1 pour chaque milieu. Les deux autres points sont présentés de la Figure 14 à la Figure 24.

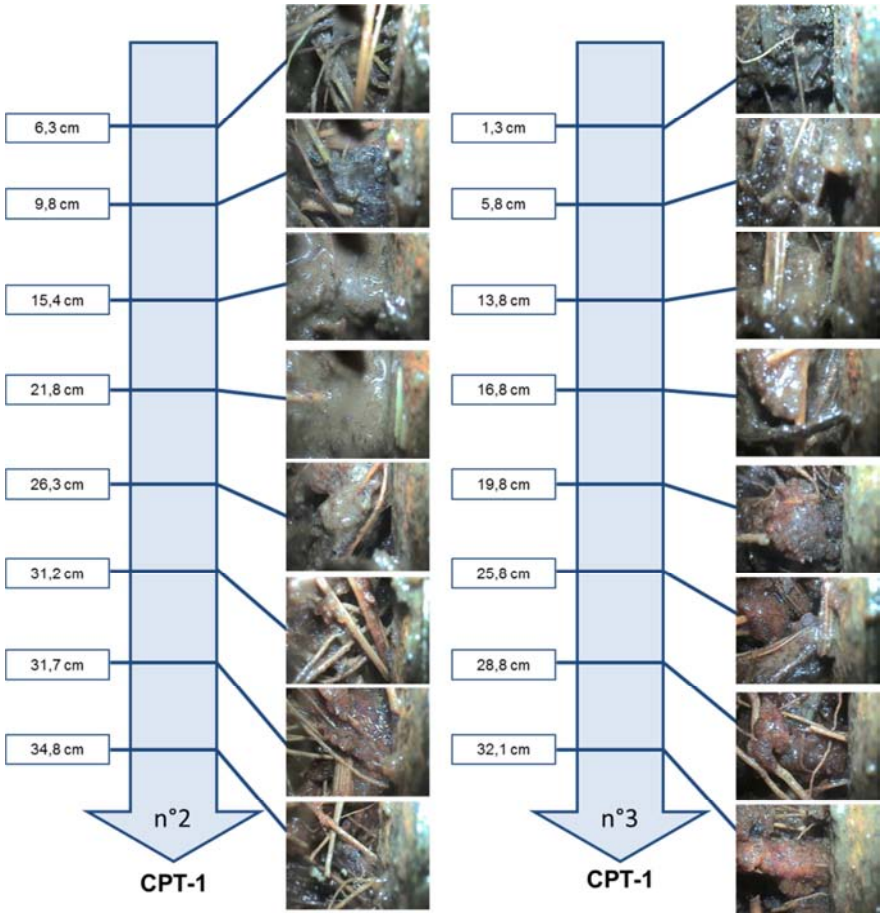


Figure 14. Observations endoscopiques milieu CPT-1

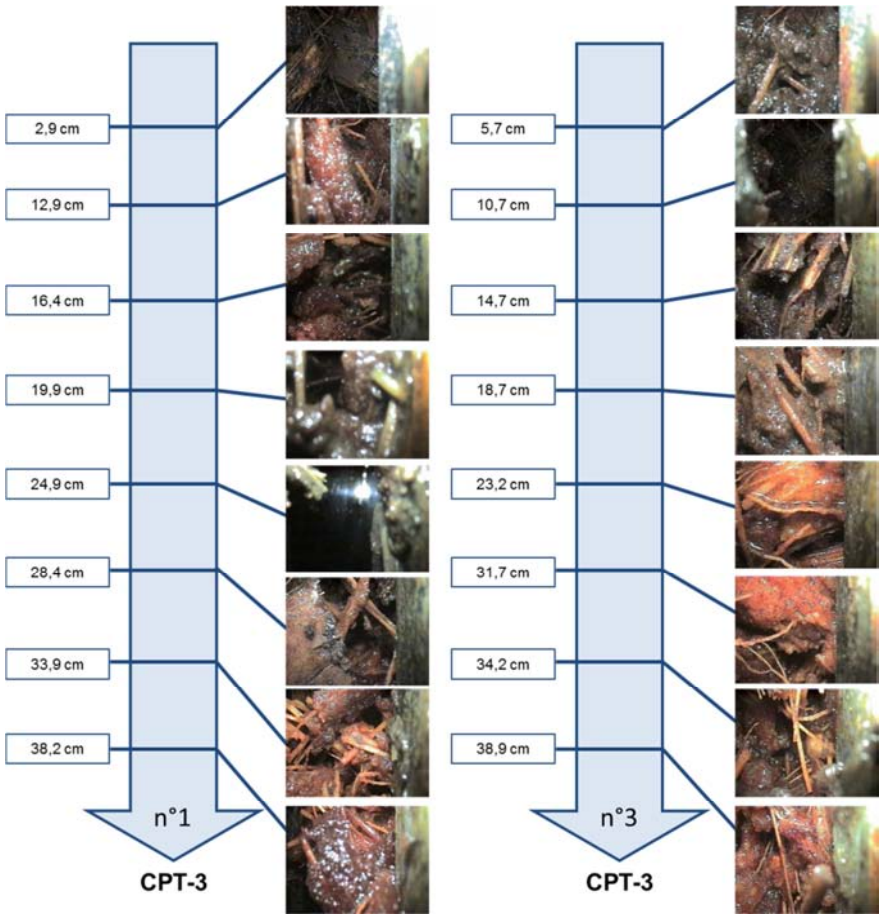


Figure 15. Observations endoscopiques milieu CPT-3

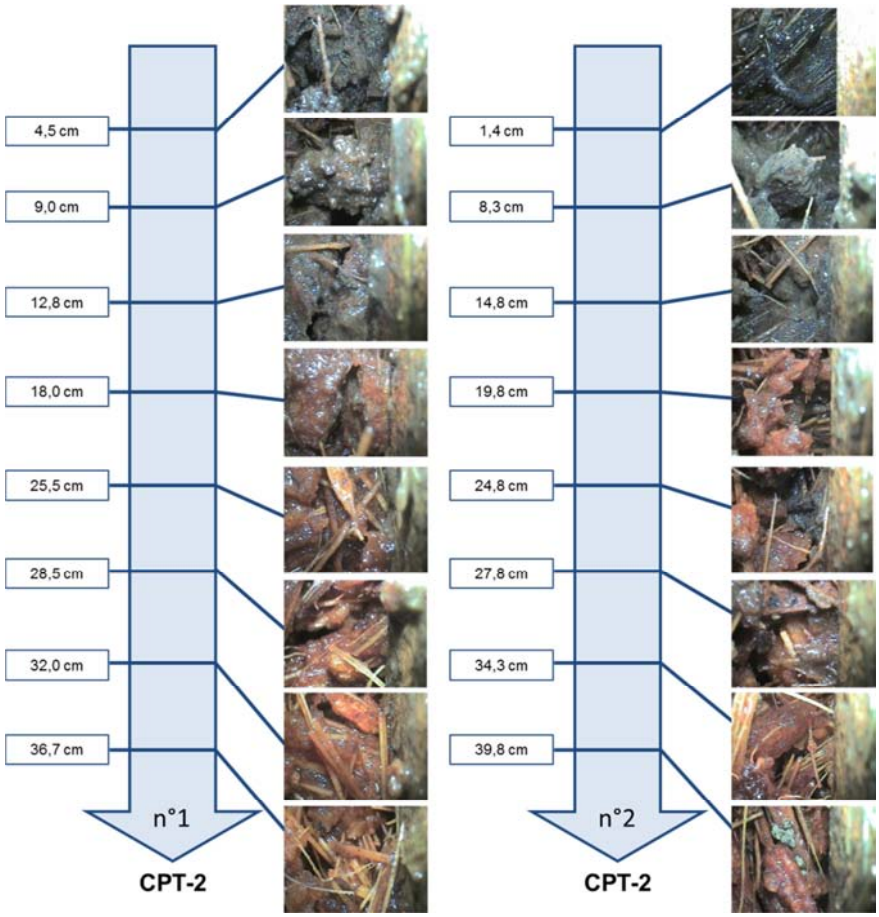


Figure 16. Observations endoscopiques milieu CPT-2

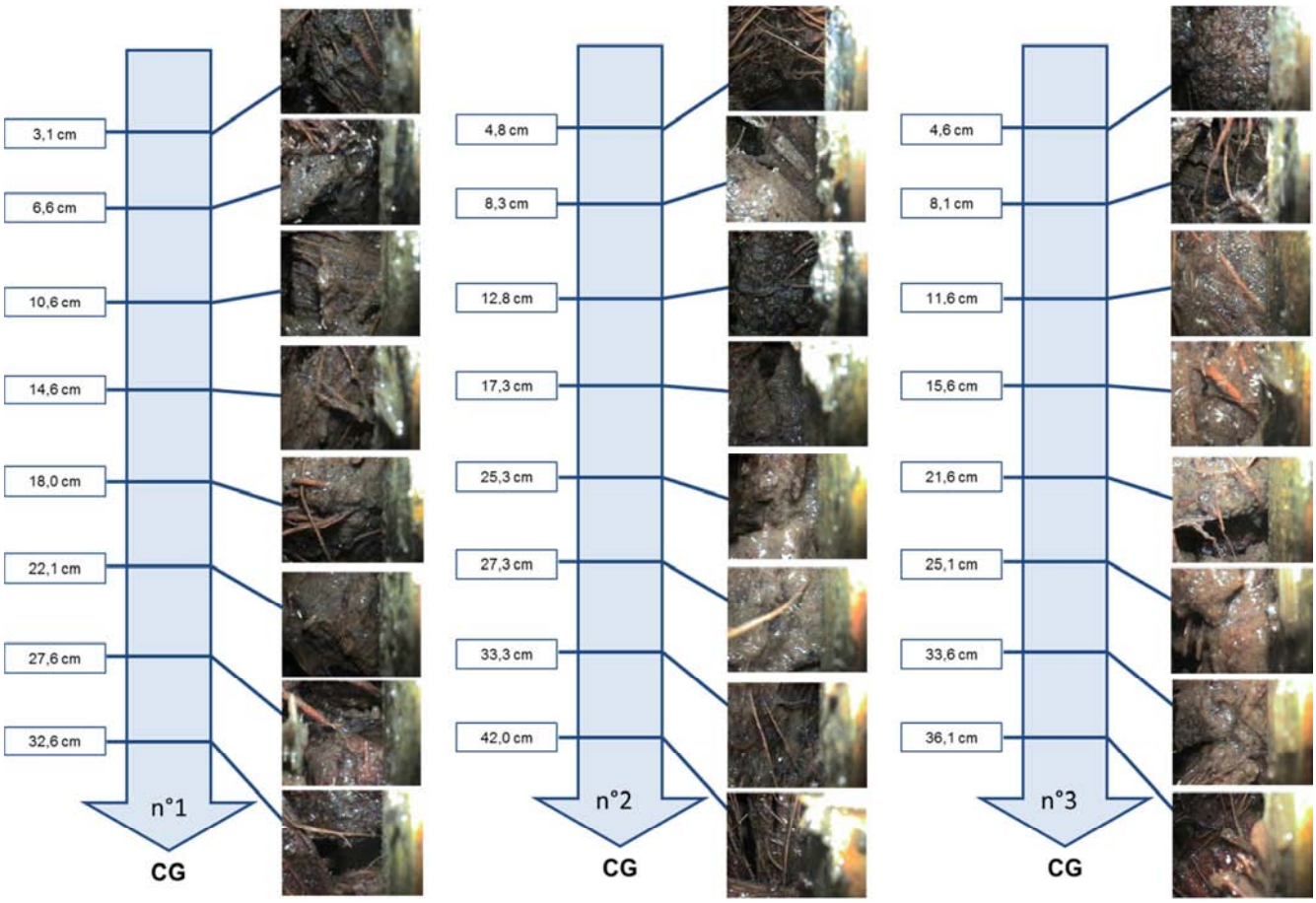


Figure 17. Observations endoscopiques milieu CG

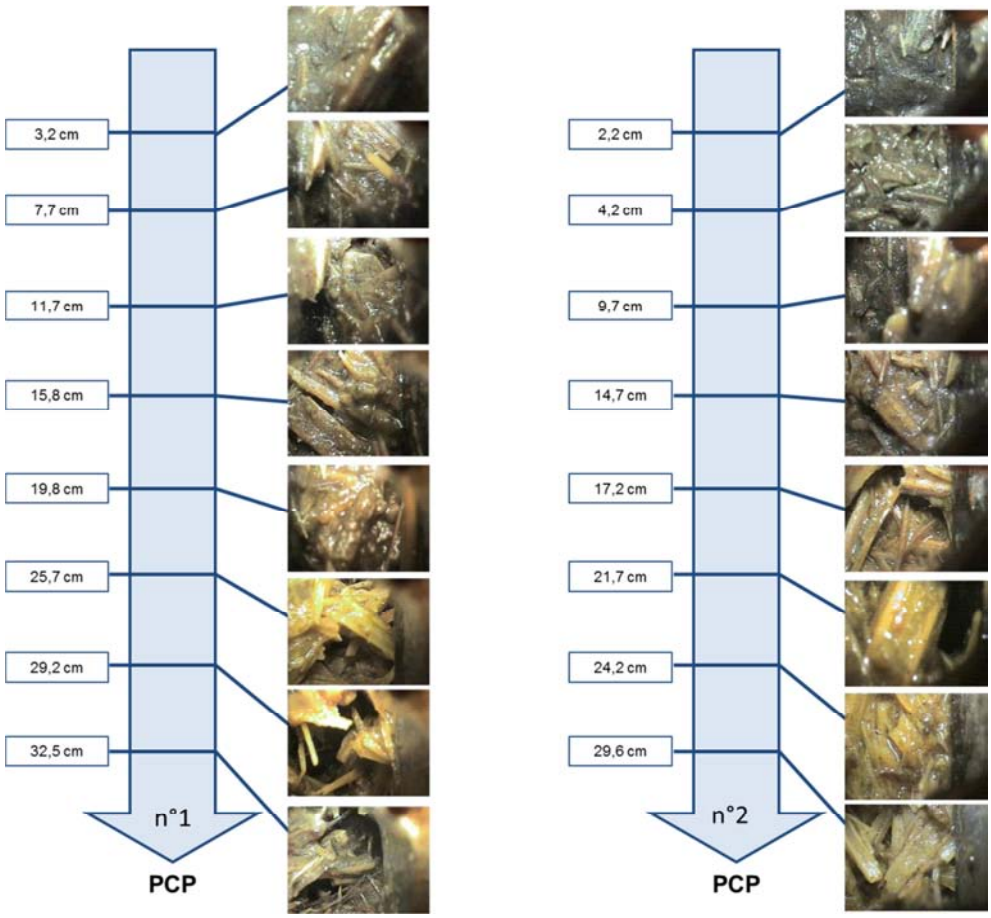


Figure 18. Observations endoscopiques milieu PCP

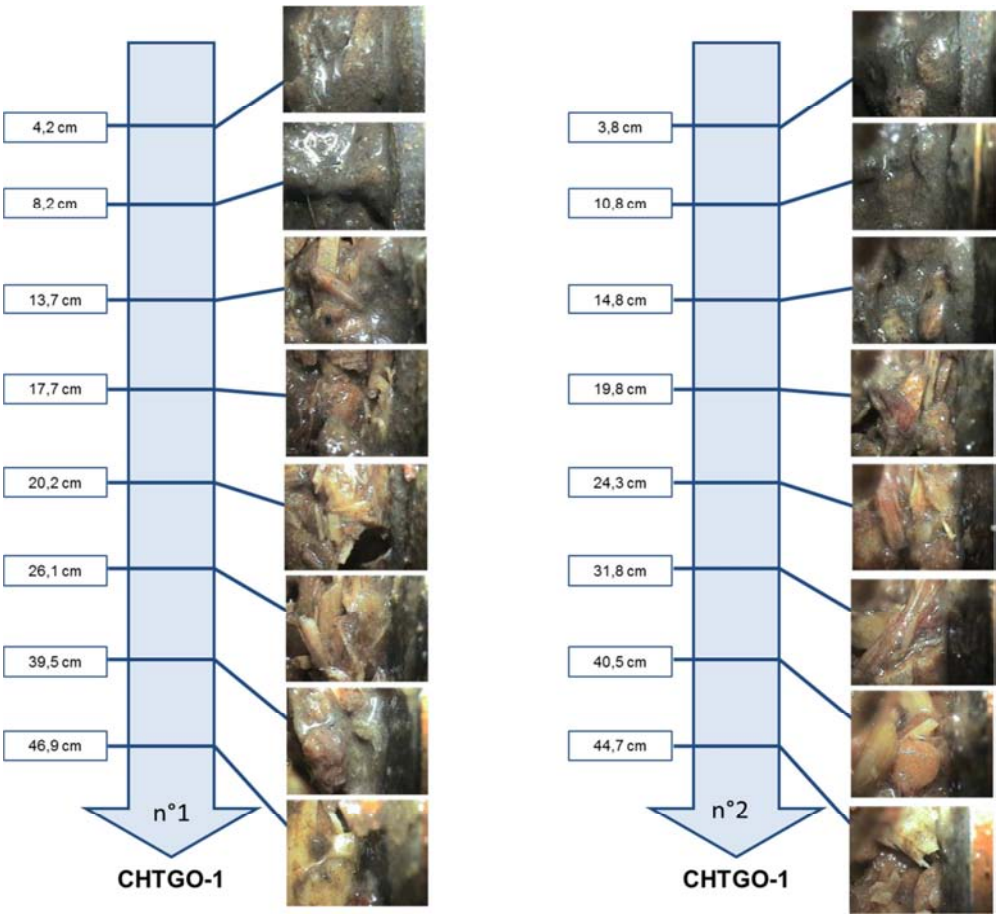


Figure 19. Observations endoscopiques milieu CHTGO-1

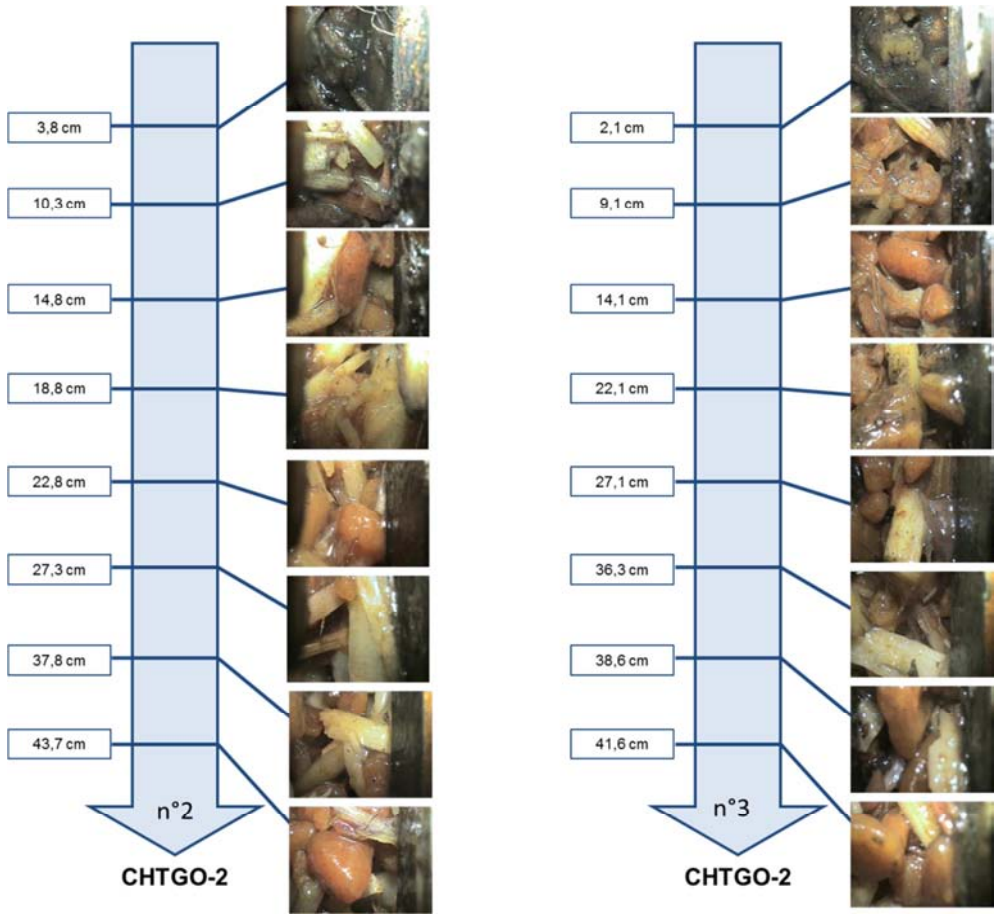


Figure 20. Observations endoscopiques milieu CHTGO-2

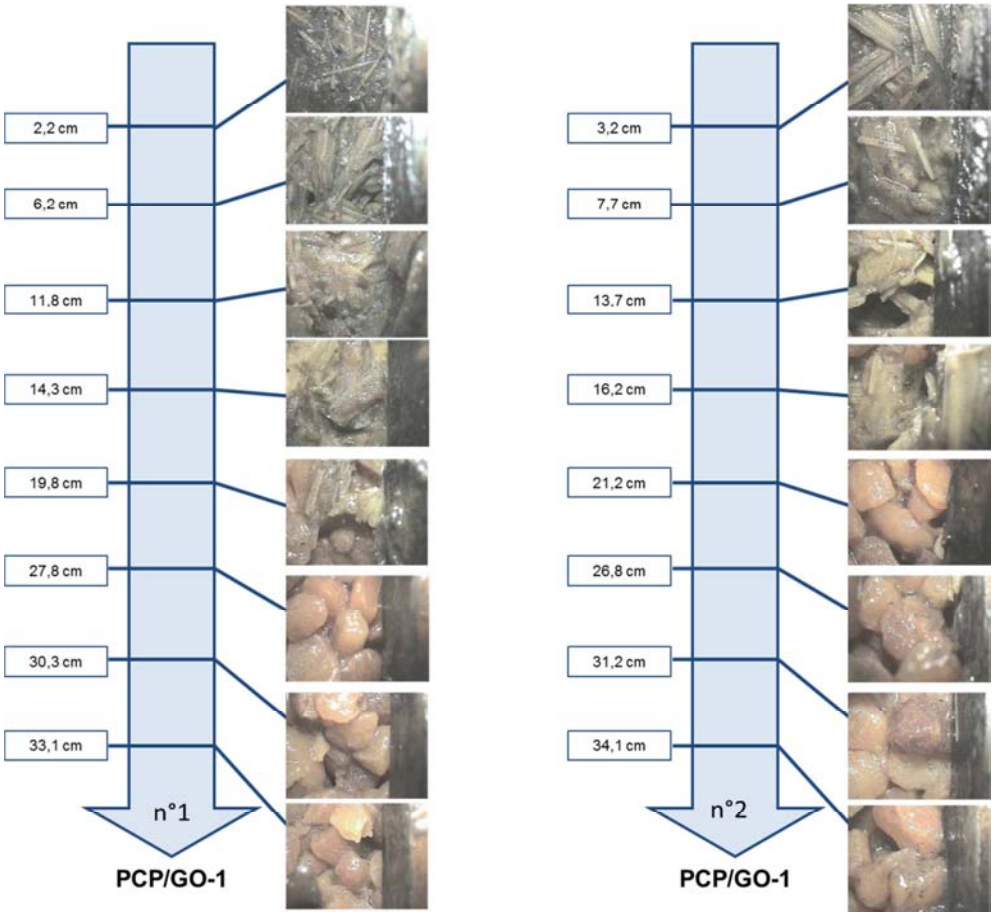


Figure 21. Observations endoscopiques milieu PCP/GO-1

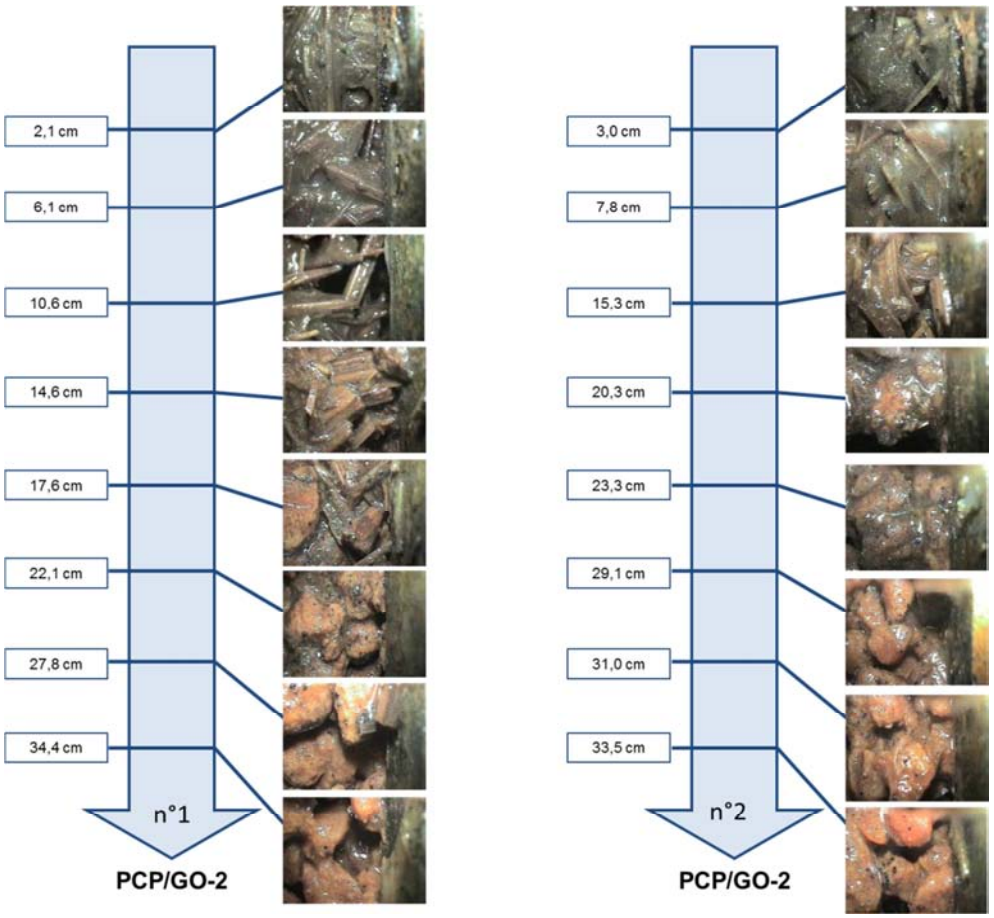


Figure 22. Observations endoscopiques milieu PCP/GO-2

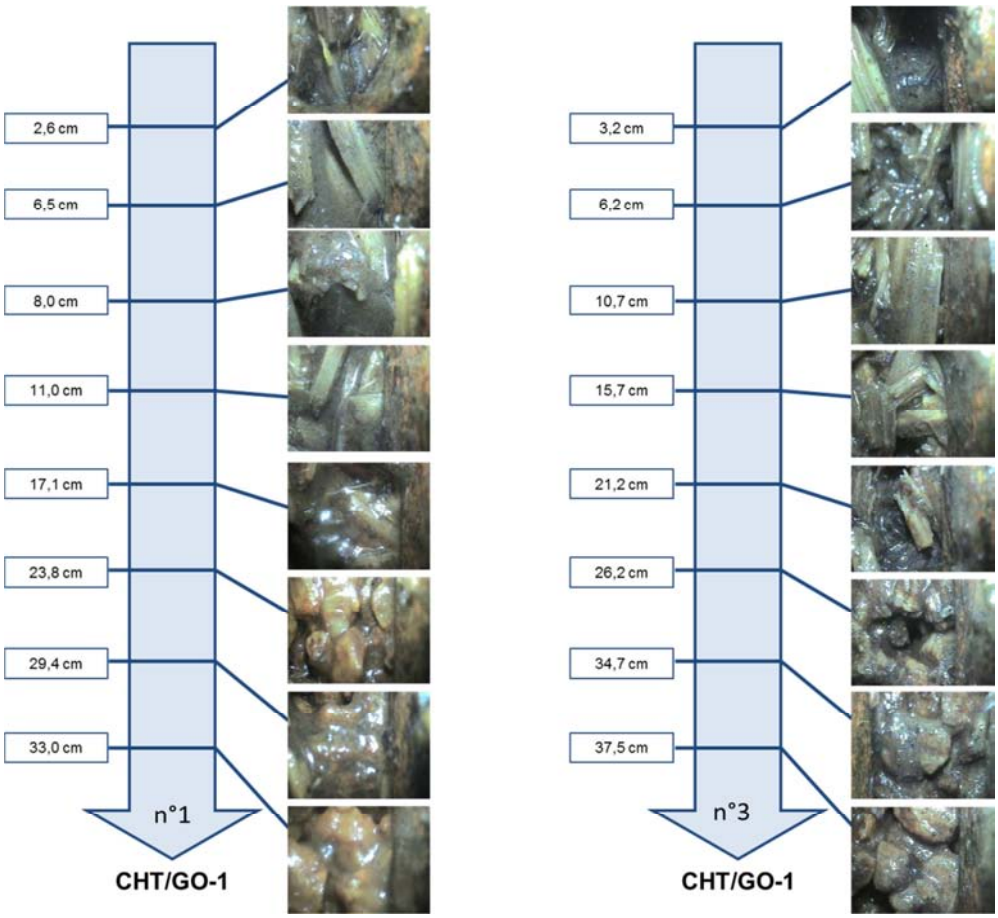


Figure 23. Observations endoscopiques milieu CHT/GO-1

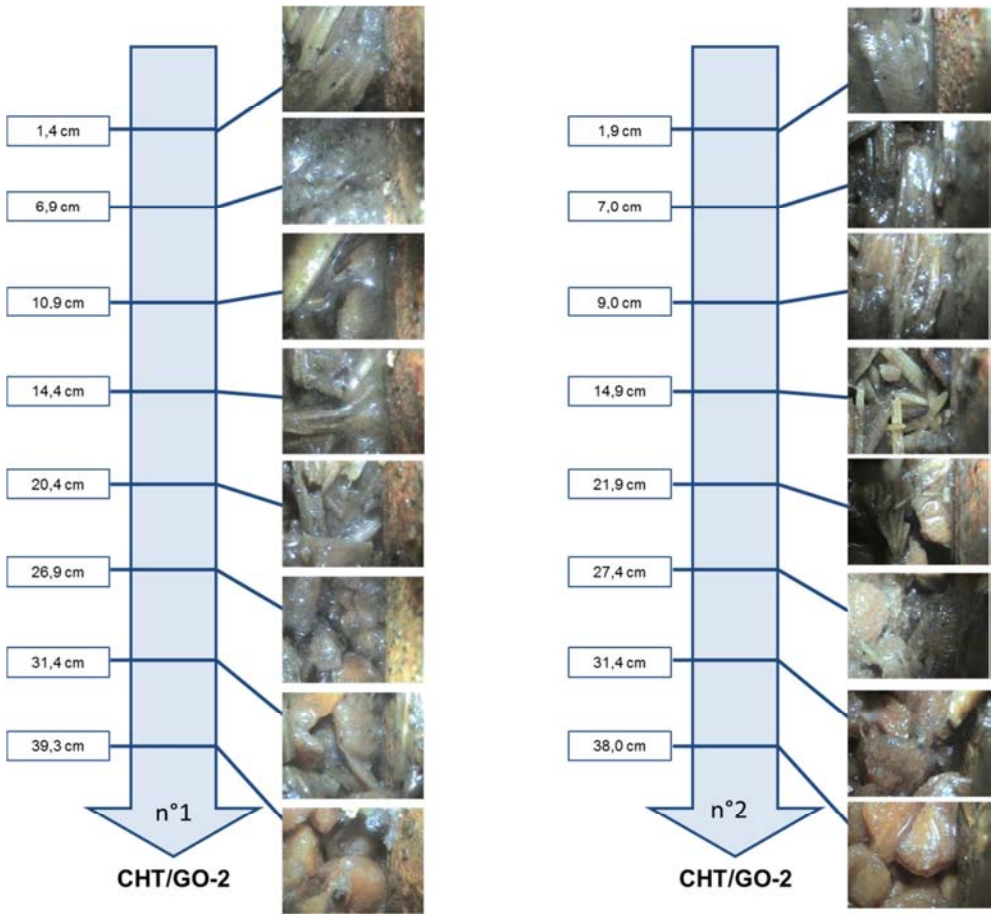


Figure 24. Observations endoscopiques milieu CHT/GO-2

IV ANNEXE 4 : EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL

IV.1 DONNEES D'INVENTAIRES

IV.1.1 Procédé in situ

L'ensemble des paramètres créés pour le procédé in situ est présenté dans le Tableau 41.
La qualité des données d'intrants est présentée dans le Tableau 42. Les fiches EcoInvent utilisée sont mentionnées ainsi que les fiches qui ont été créées pour cette analyse (en rouge), à partir de fiches EcoInvent.

Il est nécessaire de préciser qu'habituellement sous SIMAPRO®, la qualité de la donnée est précisée au moment où la donnée est entrée dans un processus unitaire.
Lorsque le projet est paramétré, il n'est pas possible de préciser la qualité des données au niveau des processus unitaires. Cette précision ne peut se faire qu'au niveau des paramètres créés. Le problème est que certains paramètres peuvent être associés à différentes fiches de la base de données (matériaux, processus ou transport). Si on affecte au paramètre les indicateurs de qualité liés à la fiche relative au matériau, le logiciel utilisera celle-ci pour le calcul d'incertitude relatif au matériau mais aussi pour celui relatif au processus et au transport. Hors ces différentes fiches ne présentent pas toutes les mêmes indicateurs de qualité pour la corrélation temporelle, géographique et technologique.
Il a donc été choisi de créer trois paramètres différents par donnée selon qu'elle concerne une fiche matériau, processus (P) ou transport (T). Les indicateurs de qualité attribués à chaque paramètre dépendent de la fiche pour laquelle le paramètre est utilisé. Pour le paramètre créé relatif à la fiche transport, seul l'indicateur de fiabilité est précisé, les autres scores sont précisés au niveau de la fiche transport utilisée.

Par exemple, la masse de la géogrille est utilisée pour :

- la fiche matériau du polyéthylène (Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U (2010))
- la fiche processus du moulage des plastiques (Injection moulding/RER U (2003))
- la fiche transport (Transport, lorry >16t, fleet average/RER U (2007))

Il a donc été créé trois paramètres :

- Masse_géogrille → relatif à la fiche matériau d'incertitude 1,05
- Masse_géogrille_P → relatif à la fiche processus d'incertitude 1,11
- Masse_géogrille_T → relatif à la fiche transport d'incertitude 1,05

Tableau 41. Paramètres créés pour l'ACV du procédé de traitement du pilote in situ

Paramètres	Commentaire
Masse_grignons	Masse de grignons d'olives (kg)
Masse_chenevotte	Masse de chènevotte (kg)
Masse_systeme	Masse du procédé complet (kg)
Masse_enveloppe	Masse de l'enveloppe (kg)
Masse_enveloppe_T	
Masse_geogrille_1m2	Masse d'1m² de la géogrille (kg)
Masse_geogrille_1m2_P	
Masse_geogrille_1m2_T	
Masse_plancher_1m2	Masse d'1m² du plancher intermédiaire (kg)
Masse_plancher_1m2_P	
Masse_plancher_1m2_T	
Masse_Poutrelles	Masse des poutrelles de soutien (kg)
Masse_Poutrelles_T	
Drain_PE_alimentation	Masse de PE des drains du dispositif de répartition de l'eau prétraitée (kg)
Drain_PE_alimentation _P	
Drain_PE_alimentation_T	
Masse_couvercle	Masse du couvercle (kg)
Masse_couvercle_P	
Masse_couvercle_T	
Tube_PVC_aeration_centrale	Masse PVC des drains d'aération centraux (kg)
Tube_PVC_aeration_centrale_P	
Tube_PVC_aeration_centrale_T	

Tableau 37 (suite). Paramètres créés pour l'ACV du procédé de traitement du pilote in situ

Paramètres	Commentaire
Tube_PVC_aeration_coin	Masse PVC - tubes d'aération aux coins (kg)
Tube_PVC_aeration_coin_P	
Tube_PVC_aeration_coin_T	
Masse_Inox_Pompe	Masse d'inox dans la pompe (kg)
Masse_Inox_Pompe_T	
Masse_Fonte_Pompe	Masse de fonte dans la pompe (kg)
Masse_Fonte_Pompe_T	
Energie_filtration_kWh_1m3	Energie de pompage d'1m3 d'eau (kWh/m^3)
m3_excavation_remblayage	Volume de terre déplacé par la pelleteuse (m^3)
Surface	Surface de milieu filtrant (m^2)
Distance_XX_ITREN	Distance entre le lieu XX (fournisseur de milieu filtrant, de matériaux) et ITREN (km)
Distance_ITREN_SitePilote	Distance entre ITREN et le site pilote (km)
Distance_SitePilote_CentreRecyclageBeton	Distance entre le site pilote industriel et le centre de recyclage du béton (km)

Tableau 42. Qualité des données pour le procédé de traitement du pilote in situ

Intrants	Fiche Ecoinvent ou fiche créée utilisée pour les données d'émissions et d'extractions (date de la fiche)	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Incertitude de base	**Variance (avec un intervalle de confiance de 95%)**
Masse_grignons	Aucune, cette masse intervient dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	2	na	na	na	na	na	1,05	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,07**
Masse_chenevotte		2	na	na	na	na	na	1,05	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,07**
Masse_systeme	Aucune, cette masse intervient dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	4	na	na	na	na	na	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Masse_enveloppe	Béton fibré PE 1kg/RER et CH (2003)*	1	na	3	3	1	na	1,00	1,00	1,10	1,02	1,00	1,00	1,05	**1,12**
Masse_enveloppe_T	Aucune, cette masse intervient dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	1	na	na	na	na	na	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,05**
Masse_geogrille_1m2	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U (2010)	1	na	1	2	1	na	1,00	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,05**
Masse_geogrille_1m2_P	Injection moulding/RER U (2003)	1	na	3	2	1	na	1,00	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,11**
Masse_geogrille_1m2_T	Aucune, cette masse n'intervient que dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	1	na	na	na	na	na	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,05**
Masse_plancher_1m2	PRV Plancher intermédiaire/RER (2003)	1	na	3	2	1	na	1,00	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,11**
Masse_plancher_1m2_P	Injection moulding/RER U (2003)	1	na	3	2	1	na	1,00	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,11**
Masse_plancher_1m2_T	Aucune, cette masse n'intervient que dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	1	na	na	na	na	na	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,05**
Masse_Poutrelles	Béton fibré acier inox 1kg/RER et CH (2003)*	1	na	3	3	1	na	1,00	1,00	1,10	1,02	1,00	1,00	1,05	**1,12**
Masse_Poutrelles_T	Aucune, cette masse n'intervient que dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	1	na	na	na	na	na	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,05**
Drain_PE_alimentation	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U (2010)	4	na	1	2	1	na	1,20	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Drain_PE_alimentation_P	Extrusion, plastic pipes/RER U (2005)	4	na	3	2	1	na	1,20	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,24**
Drain_PE_alimentation_T	Aucune, cette masse n'intervient que dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	4	na	na	na	na	na	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,21**

*Fiches créées à partir de fiches Ecoinvent existantes

Tableau 38 (suite). Qualité des données pour le procédé de traitement du pilote in situ

Intrants	Fiche Ecoinvent ou créée utilisée pour les données d'émissions et d'extractions (date de la fiche)	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Incertitude de base	**Variance (avec un intervalle de confiance de 95%)**
Masse_couvercle	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U (2010)	5	na	1	2	1	na	1,50	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,5**
Masse_couvercle_P	Injection moulding/RER U (2003)	5	na	3	2	1	na	1,50	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,52**
Masse_couvercle_T	Aucune, cette masse n'intervient que dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	5	na	na	na	na	na	1,50	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,5**
Tube_PVC_aeration_centrale	Polyvinylchloride, at regional storage/RER U (2009)	4	na	2	2	1	na	1,20	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Tube_PVC_aeration_centrale_P	Extrusion, plastic pipes/RER U (2005)	4	na	3	2	1	na	1,20	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,24**
Tube_PVC_aeration_centrale_T	Aucune, cette masse n'intervient que dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	4	na	na	na	na	na	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Tube_PVC_aeration_coin	Polyvinylchloride, at regional storage/RER U (2009)	4	na	2	2	1	na	1,20	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Tube_PVC_aeration_coin_P	Extrusion, plastic pipes/RER U (2005)	4	na	3	2	1	na	1,20	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,24**
Tube_PVC_aeration_coin_T	Aucune, cette masse n'intervient que dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	4	na	na	na	na	na	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Masse_Inox_Pompe	Iron-nickel-chromium alloy, at plant/RER U (2007)	4	na	2	2	4	na	1,20	1,00	1,03	1,01	1,50	1,00	1,05	**1,57**
Masse_Inox_Pompe_T	Aucune, cette masse n'intervient que dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	4	na	na	na	na	na	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Masse_Fonte_Pompe	Cast iron, at plant/RER U (2010)	4	na	1	2	1	na	1,20	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Masse_Fonte_Pompe_T	Aucune, cette masse n'intervient que dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	4	na	na	na	na	na	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,21**
m3_excavation_remblayage	Excavation, hydraulic digger/RER U (2005)	3	na	3	2	1	na	1,10	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,15**
Surface	Aucune, cette donnée intervient avec d'autres paramètres sur lesquels est précisée la qualité	2	na	na	na	na	na	1,05	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,07**
Energie_filtration_kWh_1m3	Electricity, medium voltage, at grid/FR U (2007)	3	na	2	1	1	na	1,10	1,00	1,03	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,12**
Distances	Transport, lorry >16t, fleet average/RER U (2007) Ou Transport, passenger car/RER U (2007)	1	na	2	2	1	na	1,00	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	2	**2**

IV.1.1 Procédés A, B et C

Les données relatives à la qualité de l'eau et aux transports utilisés pour la comparaison des procédés sont présentées dans le Tableau 43 et le Tableau 44.
Les flux élémentaires pour le calcul d'inventaire sont présentés du Tableau 45 au Tableau 47 pour les procédés de traitement A, B et C. L'ensemble des paramètres créés est présenté dans leTableau 48.
La qualité des données d'intrants est présentée dans le Tableau 49. Les fiches EcoInvent utilisée sont mentionnées ainsi que les fiches qui ont été créées pour cette analyse (en rouge), à partir de fiches EcoInvent.

Les remarques faites précédemment sur la qualité des données du procédé in situ sont également appliquées pour les procédés A, B et C.

Tableau 43. Données relatives à la qualité de l'eau utilisées pour l'ACV

		DCO	DBO_5	MES	N_T	NH_4^+	NO_3^-	P_T	Acidité (pH)
		$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$	$g.m^{-3}$
Eau entrante	**4 procédés testés**	369	164	91	59	38	0,4	14	0,0022
Eau sortante	**Procédé in situ**	70	10	13	42	22	16	12	0,0061
	Procédés A, B et C	25	3,5	3,8	48	18	27	13	0,44

Tableau 44. Données relatives aux transports utilisés pour l'ACV – Procédés A, B et C

	Départ	Arrivée	Nombre de km	Type de transport	Commentaire
Copeaux de coco	Port au Sri Lanka	Port en France	6628,5	Bateau	Les copeaux de coco sont importés depuis le Sri Lanka La distance moyenne entre le chemin le plus long et le chemin le plus court entre les différents ports ont été calculées (http://sea-distances.com/)
	Port en France	Chalonne sur Loire	566	Camion 16t	Le milieu filtrant est ensuite acheminé jusqu'au fournisseur pour être ajouté au procédé en usine
Procédés A, B et C	Chalonne sur Loire	ITREN	582	Camion 16t	Distributeur le plus proche pour les procédés A, B et C (enveloppe + composants internes + milieu)
Site pilote	ITREN	Site pilote	30,6	Camion 16t	Distribution des procédés (enveloppe + composants internes + milieux)
				Véhicule de tourisme	Entretien annuel du procédé
Recyclage enveloppe en béton	Site pilote	Merles	65	Camion 16t	Choix du centre de recyclage le plus proche (www.dechets-chantier.ffbatiment.fr)
Recyclage enveloppe en PE et PRV	Site pilote	Colomiers	71,2	Camion 16t	Choix du centre de recyclage le plus proche du site (base de donnée SINOE)

Tableau 45. Flux élémentaires pour le procédé de traitement A

	Unité[1]	Total	Fabrication	Distribution	Installation	Utilisation	Renouvellement du milieu filtrant	Fin de vie de l'enveloppe
Intrants								
PE	kg/UF	104	104					
Inox	kg/UF	6	6					
Fonte	kg/UF	10	10					
Béton fibré acier inoxydable	kg/UF	2629	2629					
Moulage plastique	kg/UF	104	104					
Moulage béton	kg/UF	2629	2629					
Moulage inox	kg/UF	6	6					
Moulage fonte	kg/UF	9,5	10					
Copeaux de coco	kg/UF	801	267				534	
Transport matériel	tkm/UF	8689	1923	1847			4748	171
Transport d'homme	km/UF	447				447		
Electricité	kWh/UF	4928				4928		
Pelleteuse	m3/UF	16			16			
Electricité	kWh/UF	4928				4928		
Pelleteuse	m3/UF	18			18			
Sortants								
Copeaux de coco usés[2]	kg/UF	2643					2643	
Béton fibré acier inoxydable	kg/UF	2629						2629

[1]UF : Unité Fonctionnelle ; [2]correspond à la masse de milieu nécessaire sur le cycle de vie multiplié par un coefficient d'augmentation de masse due au passage de l'eau sur le milieu.

Tableau 46. Flux élémentaires pour le procédé de traitement B

	Unité[1]	Total	Fabrication	Distribution	Installation	Utilisation	Renouvellement du milieu filtrant	Fin de vie de l'enveloppe
Intrants								
PE	kg/UF	233	233					
Inox	kg/UF	6	6					
Fonte	kg/UF	10	10					
Moulage plastique	kg/UF	233	233					
Moulage fonte	kg/UF	10	10					
Moulage inox	kg/UF	6	6					
Copeaux de coco	kg/UF	804	268				536	
Transport matériel	tkm/UF	7021	1930	316			4766	9
Transport d'homme	km/UF	447				447		
Electricité	kWh/UF	4928				4928		
Pelleteuse	m3/UF	15			15			
Sortants								
Copeaux de coco usés[2]	kg/UF	2653					2653	
PE	kg/UF	128,25						128,25

[1]UF : Unité Fonctionnelle ; [2]correspond à la masse de milieu nécessaire sur le cycle de vie multiplié par un coefficient d'augmentation de masse due au passage de l'eau sur le milieu.

Tableau 47. Flux élémentaires pour le procédé de traitement C

	Unité[1]	Total	Fabrication	Distribution	Installation	Utilisation	Renouvellement du milieu filtrant	Fin de vie de l'enveloppe
Intrants								
PE	kg/UF	104	104					
Inox	kg/UF	6	6					
Fonte	kg/UF	10	10					
PRV	kg/UF	289	289					
Moulage plastique	kg/UF	393	393					
Moulage inox	kg/UF	6	6					
Moulage fonte	kg/UF	10	10					
Copeaux de coco	kg/UF	762	254				508	
Transport matériel	tkm/UF	6773	1830	406			4517	21
Transport d'homme	km/UF	447				447		
Electricité	kWh/UF	4928				4928		
Pelleteuse	m3/UF	18			18			
Sortants								
Copeaux de coco usés[2]	kg/UF	2515					2515	
PRV	kg/UF	289						289

[1]UF : Unité Fonctionnelle ; [2]correspond à la masse de milieu nécessaire sur le cycle de vie multiplié par un coefficient d'augmentation de masse due au passage de l'eau sur le milieu.

Tableau 48. Paramètres créés pour l'ACV des procédés de traitement A, B, et C

Paramètres	Commentaire
Masse_milieu_A ou B ou C	Masse de copeaux de coco pour le procédé A ou B ou C (kg)
Masse_systeme_A ou B ou C	Masse du procédé complet A ou B ou C (kg)
Masse_enveloppe_A ou B ou C	Masse de l'enveloppe A ou B ou C (kg)
Masse_enveloppe_B ou C _P	
Masse_Constituants_Internes_PE	Masse des composants internes des procédés A, B et C (kg) (système de répartition de l'eau, géogrille et système d'aération)
Masse_Constituants_Internes_PE_P	
Masse_Inox_Pompe	Masse d'inox dans la pompe (kg)
Masse_Inox_Pompe_T	
Masse_Fonte_Pompe	Masse de fonte dans la pompe (kg)
Masse_Fonte_Pompe_T	
Energie_filtration_kWh_1m3	Energie de pompage d'1m3 d'eau (kWh/m^3)
m3_excavation_remblayage_A ou B ou C	Volume de terre déplacé par la pelleteuse pour le procédé A ou B ou C (m^3)
Surface_A ou B ou C	Surface de milieu filtrant pour le procédé A ou B ou C (m^2)
Distance_SriLanka_France	Moyenne entre la distance la plus longue et la plus courte entre Sri Lanka et France (km)
Distance_Port_PremierTech	Distance entre le port et Premier Tech (km)
Distance_PremierTech_ITREN	Distance entre le fournisseur des procédés A, B et C et ITREN (km)
Distance_ITREN_SitePilote	Distance entre ITREN et le site pilote (km)
Distance_SitePilote_CentreRecyclageBeton	Distance entre le site pilote industriel et le centre de recyclage du béton (km)
Distance_SitePilote_CentreRecyclagePlast	Distance entre le site pilote industriel et le centre de recyclage du plastique (km)

Tableau 49. Qualité des données pour les procédés de traitement A, B et C

Intrants	Fiche Ecoinvent ou créée utilisée pour les données d'émissions et d'extractions (date de la fiche)	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Corrélation technologique	Taille de l'échantillon	Incertitude de base	**Variance (avec un intervalle de confiance de 95%)**
Masse_milieu_A ou B ou C	Aucune, cette masse intervient dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	3	na	na	na	na	na	1,10	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,11**
Masse_systeme_A	Aucune, cette masse intervient dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	4	na	na	na	na	na	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Masse_systeme_B ou C	Aucune, cette masse intervient dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	1	na	na	na	na	na	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,05**
Masse_enveloppe_A	Béton fibré acier inox 1kg/RER et CH (2003)*	4	na	3	3	1	na	1,20	1,00	1,10	1,02	1,00	1,00	1,05	**1,24**
Masse_enveloppe_B	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U (2010)	4	na	1	2	1	na	1,20	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Masse_enveloppe_B_P	Injection moulding/RER U (2003)	4	na	3	2	4	na	1,20	1,00	1,10	1,01	1,50	1,00	1,05	**1,58**
Masse_enveloppe_C	Glass fibre reinforced plastic, polyester resin, hand lay-up, at plant/RER U (2003)	4	na	3	2	1	na	1,20	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,24**
Masse_enveloppe_C_P	Injection moulding/RER U (2003)	4	na	3	2	1	na	1,20	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,24**
Masse_Constituants_Internes_PE	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U (2010)	4	na	1	2	1	na	1,20	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Masse_Constituants_Internes_PE_P	Injection moulding/RER U (2003)	4	na	3	2	4	na	1,20	1,00	1,10	1,01	1,50	1,00	1,05	**1,58**
Masse_Inox_Pompe	Iron-nickel-chromium alloy, at plant/RER U (2007)	4	na	2	2	4	na	1,20	1,00	1,03	1,01	1,50	1,00	1,05	**1,57**
Masse_Inox_Pompe_T	Aucune, cette masse n'intervient que dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	4	na	na	na	na	na	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Masse_Fonte_Pompe	Cast iron, at plant/RER U (2010)	4	na	1	2	1	na	1,20	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Masse_Fonte_Pompe_T	Aucune, cette masse n'intervient que dans un transport dont la qualité de la fiche est précisée sur le paramètre de distance	4	na	na	na	na	na	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,21**
Energie_filtration_kWh_1m3	Electricity, medium voltage, at grid/FR U (2007)	3	na	2	1	1	na	1,10	1,00	1,03	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,12**
m3_excavation_remblayage_A	Excavation, hydraulic digger/RER U (2005)	4	na	3	2	1	na	1,20	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,24**
m3_excavation_remblayage_B ou C	Excavation, hydraulic digger/RER U (2005)	3	na	3	2	1	na	1,10	1,00	1,10	1,01	1,00	1,00	1,05	**1,15**
Surface_A ou B ou C	Aucune, cette donnée intervient avec d'autres paramètres sur lesquels est précisée la qualité	2	na	na	na	na	na	1,05	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,05	**1,07**
Distance_SriLanka_France	Transport, transoceanic freight ship/OCE U (2003)	4	na	3	1	1	na	1,20	1,00	1,10	1,00	1,00	1,00	2	**2,06**
Distance_Port_PremierTech	Transport, lorry >16t, fleet average/RER U (2007)	4	na	2	2	1	na	1,20	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	2	**2,05**
Autres distances	Transport, lorry >16t, fleet average/RER U (2007) Ou Transport, passenger car/RER U (2007)	1	na	2	2	1	na	1,00	1,00	1,03	1,01	1,00	1,00	2	**2**

*Fiches créées à partir de fiches Ecoinvent existantes

IV.1.2 Création des fiches pour les bétons fibrés

L'enveloppe du procédé in situ est composée de béton fibré avec des fibres en polyéthylène (PE) et celle du procédé C est composée de béton armé avec des fibres en acier inoxydable (inox).
Ces matériaux n'existent pas dans la base de données EcoInvent. Il a donc fallu les créés à partir de fiches existantes qui ont été modifiées.

La première étape a été de déterminer les proportions entre le béton et les fibres, ces informations n'étant pas connues pour les deux procédés. D'après la fiche technique CIMBéton (2006), le dosage des fibres dans un béton fibré est de 0,5 à 2% en volume que ce soit pour l'acier inoxydable ou le polyéthylène. La valeur 2 % a été choisie pour les deux types de béton.

Il a ensuite été nécessaire de créer des fiches « béton fibré volume » (Tableau 50). Ces fiches ont comme intrants les fiches EcoInvent, selon que les fibres sont en inox ou en PE:

- Concrete, normal, at plant/CH U (m^3)
- Iron-nickel-chromium alloy, at plant/RER U (kg)
- Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U (kg)

Tableau 50. Détail des fiches « béton fibré volume » créés

Béton fibré inox 1 m^3		**Béton fibré PE 1 m^3**	
Processus entrant (EcoInvent)	**Quantité**	**Processus entrant (EcoInvent)**	**Quantité**
Concrete, normal, at plant/CH U	0,98 m^3	Concrete, normal, at plant/CH U	0,98 m^3
Iron-nickel-chromium alloy, at plant/RER U	157 kg (masse de 0,02 m^3 d'acier inox (2% du volume))	Polyethylene, granulate, at plant/RER U	19 kg (masse de 0,02 m^3 de polyéthylène (2% du volume))

Enfin, des fiches « béton fibré masse », avec une unité en kg, ont été créées (Tableau 51). Ces fiches ont comme intrant les fiches « béton fibré volume » créées précédemment. Les quantités appelées correspondent au volume d'un kg de béton fibré (Équation 1).

Équation 1. Calcul du volume d'un kg de béton fibré

$$V_{BF} = \frac{1}{(V_B \times \mu_B + M_F)}$$

V_{BF} : Volume d'un kg de béton fibré (m^3) ; V_B : Volume de béton dans 1 m^3 de béton fibré (0,98 m^3)
μ_B : Masse volumique du béton $kg.m^{-3}$ → 2380 $kg.m^{-3}$ (fiche EcoInvent « Concrete, normal, at plant/CH U »)
M_F : Masse de fibre en PE ou en inox pour 1 m^3 de béton fibré

Tableau 51. Détail des fiches « béton fibré masse » créés

Béton fibré inox 1 kg		**Béton fibré PE 1 kg**	
Processus entrant	**Quantité**	**Processus entrant**	**Quantité**
Béton fibré inox 1 m^3	0,000402 m^3	Béton fibré PE 1m^3	0,000425 m^3

IV.2 EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL : METHODE FILNOV

IV.2.1 Catégories d'impacts intermédiaires

IV.2.1.a Changement climatique (CC)

- Méthode recommandée : IPCC 100 (2007)
- Indicateur : Global Warming Potential (GWP100)
- Unité : kg équivalent CO_2

Cette méthode est présente dans SIMAPRO®, elle a donc été exportée et intégrée dans la méthode FILNOV.

IV.2.1.b Amincissement de la couche d'ozone (Am-Oz)

- Méthode recommandée : Facteurs issus de l'évaluation de la World and Global Meteorological Organisation (WMO) (1999)
- Indicateur : Ozone Depletion Potential (ODP)
- Unité : kg CFC-11 équivalent (CFC : chlorofluorocarbons)

Montzka and Fraser (1999) fournissent les facteurs d'impacts de différentes substances.
Pour trois des substances considérées, la valeur du facteur était un maximum, les valeurs maximales ont donc été utilisées.

IV.2.1.c Toxicité humaine effet cancérigène (Tox-C)

- Méthode recommandée : USEtox
- Indicateur : Comparative Toxic Unit for humans (CTUh)
- Unité : CTUh

La CTUh correspond à une augmentation de la mortalité dans la population humaine totale par unité de masse de produit chimique émis (cas/kg) (Rosenbaum et al., 2008).

Il s'agit d'une méthode disponible dans SIMAPRO®, comme pour la catégorie CC, elle a été exportée et intégrée à la méthode FILNOV.

IV.2.1.d Toxicité humaine effet non-cancérigène (Tox-NC)

- Méthode recommandée : USEtox
- Indicateur : Comparative Toxic Unit for humans (CTUh)
- Facteurs de caractérisation d'impacts : CTUh

La même méthodologie que pour la catégorie Tox-C a été utilisée.

IV.2.1.e Problèmes respiratoires - Formation de particules (FP)

- Méthode recommandée : Modèle décrit dans les travaux de Humbert (2009), construit à partir d'une combinaison de différentes méthodes (USEtox, Greco et al., 2007, Van Zelm et al., 2008 et RiskPoll (Rabl and Spadaro, 2004))
- Indicateur : Particulate Matter (PM)
- Unité : mg de PM inhalés

Les fractions inhalées sont proposées pour différentes populations : urbaine (8300 habitants au km^2), rurale (100 habitants au km^2), isolée (1 habitant au km^2).
Etant donné qu'on ne sait pas où les émissions de particules auront lieu (lieux de production distants, transports dans différentes régions, etc), les moyennes pondérées également proposées par Humbert (2009) ont été utilisées (proportion des différentes densités de population). Les substances et leurs facteurs d'impacts sont présentés dans le Tableau 52.

Tableau 52. Facteurs d'impacts de différentes substances – Catégorie FP

Substance	Facteur d'impact (mg de PM inhalés par kg de substance émise)
$PM_{2,5}$	10
NO_x	0,16
NH_3	1,5
SO_2	0,79
$PM_{2,5-10}$	9,1
CO	34

IV.2.1.f Radiations ionisantes – Santé humaine (Rad-H)

- Méthode recommandée : Modèle d'effet sur la santé humaine comme développé par Frischknecht et al. (2000) (basé sur Dreicer et al., 1995)
- Indicateur : Effet de l'exposition humaine à U^{235}
- Unité : kBq U^{235} équivalent (Bq : Becquerel)

Les facteurs d'impact de différentes substances ont été pris sur les travaux de Frischknecht et al. (2000).

IV.2.1.g Radiations ionisantes – Ecosystèmes (Rad-E)

- Méthode recommandée : Screening Level Ecological Risk Assessment, (Garnier-Laplace et al. 2008)
- Indicateur : Comparative Toxic Unit for ecosystems (CTUe)
- Unité : CTUe / Bq

La CTUe correspond à la fraction potentielle d'espèces affectées (PAF), intégrée dans le temps et sur un volume par unité de masse de produit chimique émis (PAF m^3.day.kg^{-1}) (Rosenbaum et al., 2008).

Nous n'avons pas pu construire la catégorie comme le préconisait le document conseillé par Hauschild et al. (2012). Nous avons donc contourné ce problème par la méthode suivante.

D'après Garnier-Laplace et al. (2008), le facteur de caractérisation (CF) est le suivant : CF = FF x EF.

- FF (Fate Factor) représente l'augmentation de la concentration dans l'environnement suite à un rejet. Les processus produisant des substances radioactives précisent quelle quantité de substance est émise et dans quel compartiment. Le FF correspond, pour un compartiment donné, à la quantité de substance sommée sur tout le cycle de vie. Le logiciel SIMAPRO® réalise cette somme au moment de l'inventaire.
- Le facteur d'effet (EF) décrit l'augmentation d'un effet par unité de concentration de substance. Pour une substance i, il s'écrit : $EF_i = \Delta PAF_i/\Delta C_i$. La variation de concentration étant décrite par le FF, ΔCi ne représente ici qu'une unité de variation de la concentration (l'unité du facteur d'effet (EF) est alors ΔPAF/Bq).

Les auteurs ont appliqué leur méthode à la rivière du Rhône sur 4 sites. Ils présentent un tableau contenant les émissions de substances par an (Bq/year), puis le total ΔPAF/year (le facteur d'effet a été multiplié par les émissions). L'unité recherchée pour cette catégorie d'impact est le ΔPAF/Bq, un calcul a donc été effectué afin de retrouver les valeurs ΔPAF/Bq pour chaque substance décrite par Garnier-Laplace et al. (2008), en divisant les ΔPAF/year par les émissions totales en Bq/year (Tableau 53).

Tableau 53. Recherche des facteurs d'impacts - Catégorie Rad-E

Substance	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Emissions totales		
	Bq/Year				Bq/year	ΔPAF/year	ΔPAF/Bq
Ag	$7{,}77.10^{8}$	$4{,}60.10^{7}$	$5{,}14.10^{8}$	$1{,}18.10^{8}$	$1{,}46.10^{9}$	$9{,}01.10^{-11}$	**$6{,}19.10^{-20}$**
C14	$4{,}54.10^{10}$	$3{,}06.10^{10}$	$4{,}49.10^{10}$	$4{,}44.10^{10}$	$1{,}65.10^{11}$	$8{,}53.10^{-9}$	**$5{,}16.10^{-20}$**
CO58	$4{,}06.10^{8}$	$4{,}27.10^{8}$	$3{,}46.10^{8}$	$4{,}80.10^{7}$	$1{,}23.10^{9}$	$6{,}18.10^{-11}$	**$5{,}04.10^{-20}$**
Co60	$2{,}07.10^{8}$	$4{,}56.10^{8}$	$1{,}31.10^{8}$	$1{,}45.10^{8}$	$9{,}39.10^{8}$	$7{,}04.10^{-11}$	**$7{,}50.10^{-20}$**
Cs134	$2{,}10.10^{7}$	$1{,}70.10^{7}$	$4{,}80.10^{7}$	$3{,}30.10^{7}$	$1{,}19.10^{8}$	$1{,}13.10^{-11}$	**$9{,}50.10^{-20}$**
Cs137	$8{,}80.10^{7}$	$8{,}70.10^{7}$	$5{,}10.10^{-2}$	$4{,}30.10^{7}$	$2{,}18.10^{8}$	$3{,}63.10^{-11}$	**$1{,}67.10^{-19}$**
H-3	$4{,}91.10^{13}$	$4{,}74.10^{13}$	$4{,}58.10^{13}$	$4{,}60.10^{13}$	$1{,}88.10^{14}$	$6{,}13.10^{-10}$	**$3{,}26.10^{-24}$**
I-131	$2{,}00.10^{7}$	$1{,}20.10^{7}$	$3{,}70.10^{7}$	$3{,}20.10^{7}$	$1{,}01.10^{8}$	$4{,}89.10^{-13}$	**$4{,}84.10^{-21}$**
Mn54	$2{,}00.10^{7}$	$2{,}60.10^{7}$	$4{,}30.10^{7}$	$3{,}70.10^{7}$	$1{,}26.10^{8}$	$4{,}92.10^{-12}$	**$3{,}90.10^{-20}$**
Ni63	$2{,}45.10^{8}$	$2{,}08.10^{8}$	$1{,}30.10^{8}$	$1{,}01.10^{8}$	$6{,}84.10^{8}$	$1{,}13.10^{-11}$	**$1{,}65.10^{-20}$**
Sb-124	$1{,}55.10^{8}$	$3{,}30.10^{7}$	$8{,}30.10^{7}$	$9{,}60.10^{7}$	$3{,}67.10^{8}$	$7{,}10.10^{-12}$	**$1{,}93.10^{-20}$**
Sb-125	$1{,}93.10^{8}$	$4{,}40.10^{7}$	$2{,}27.10^{8}$	$1{,}00.10^{8}$	$5{,}64.10^{8}$	$3{,}72.10^{-12}$	**$6{,}60.10^{-21}$**
Te-123m	$3{,}50.10^{7}$	$1{,}10.10^{7}$	$4{,}20.10^{7}$	$3{,}00.10^{7}$	$1{,}18.10^{8}$	$3{,}03.10^{-12}$	**$2{,}57.10^{-20}$**

Les facteurs de caractérisation d'impacts utilisés dans la méthode sont ceux de la dernière colonne (en gras). Le nickel (Ni63) n'est pas utilisé dans la méthode FILNOV parce que cette substance n'existe pas dans la base de données. Cela ne pose pas de problème car cette même substance n'est pas précisée dans les processus de production d'énergie nucléaire.

IV.2.1.h Formation d'oxydants photchimiques (FOP)

- Méthode recommandée : LOTOS-EUROS (Van Zelm et al., 2008) comme pour ReCiPe 2008
- Indicateur : Augmentation de la concentration troposphérique de l'ozone
- Unité : kg de NMVOC équivalent (NMVOC : Non-Methane Volatile Organic Compounds)

La méthode ReCiPe 2008 est présente dans SIMAPRO®, la catégorie a été exportée et intégrée à la méthode créée.

IV.2.1.i Acidification (Ac)

- Méthode recommandée : Accumulated Exceedance (AE)
- Indicateur : AE
- Facteurs de caractérisation d'impacts : kg d'H^+ équivalent

Les facteurs d'impacts sont donnés par les travaux de Posch et al. (2008) (Tableau 54). Ces facteurs sont fournis par pays, les valeurs choisies sont donc celles calculées pour la France.
Les substances concernées par cette catégorie sont : l'ammoniac NH_3, le dioxyde de soufre SO_2 et les oxydes d'azote NO_x. Pour le calcul des facteurs, Posch et al. (2008) ont considéré NO_2 à la place de NO_x (cela a permis de simplifier les calculs dans lesquels intervenait la masse molaire).

Tableau 54. Facteurs d'impacts – Catégorie Ac

Substance	Facteur d'impact (kg H^+ éq / kg de substance)
NH_3	2,2
NO_x	0,8
SO_2	2

IV.2.1.j Eutrophisation terrestre (Eut-Ter)

- Méthode recommandée : Accumulated Exceedance (AE)
- Indicateur : AE
- Unité : kg d'N équivalent

Comme pour la catégorie acidification, les facteurs d'impacts sont fournis par Posch et al. (2008) pour la France. Les substances concernées par cette catégorie sont : l'ammoniac NH_3 et les oxydes d'azote NO_x. Comme pour la catégorie Ac, NO_2 a été considéré à la place des NO_x.

Substance	Facteur d'impact (kg N éq / kg de substance)
NH_3	14,8
NO_x	5

IV.2.1.k Eutrophisation aquatique (Eut-Aq)

- Méthode recommandée : Modèle EUTREND (Struijs et al., 2009) comme pour ReCiPe 2008
- Indicateur : Temps de résidence des nutriments dans l'eau fraiche (P) ou marine (N), potentiel d'eutrophisation
- Unité : kg N équivalent pour la catégorie Eutrophisation marine
  kg P équivalent pour la catégorie Eutrophisation de l'eau douce

Lors de la comparaison des facteurs d'impacts entre la méthode ReCiPe exportée depuis le logiciel SIMAPRO® et les facteurs donnés par Struijs et al. (2009), des différences ont été constatées. Le Tableau 55 et le Tableau 56 présentent une comparaison des facteurs d'impacts issus des deux travaux.

Tableau 55. Comparaison des facteurs d'impacts – Catégorie E-Aq eau douce

Substance	Struijs et al. (2009)		ReCiPe 2008	
	Compartiment atteint	Facteur d'impact (kg P éq/kg substance)	Compartiment atteint	Facteur d'impact (kg P éq/kg substance)
Fumier P	Sol	0,050	Sol	0,050
Fertilisant P	Sol	0,053	Sol	0,053
P de STEP	Eau	1		
P total			Eau	1
P total			Sol	1
Phosphate			Eau	0,33
Phosphate			Sol	0,33
Phosphoric acid			Eau	0,32
Phosphoric acid			Sol	0,32
Phosphorus			Eau	1
Phosphorus			Sol	1
Phosphorus pentoxide			Eau	0,44
Phosphorus pentoxide			Sol	0,44

Pour ce qui est de l'Eutrophisation de l'eau douce, les deux premiers facteurs (fertilisant et fumier) sont identiques pour les deux travaux comparés. Les facteurs suivant diffèrent, au lieu d'avoir un seul facteur comme prévu par Struijs et al. (2009), la méthode ReCiPe 2008 en présente 10. Cela s'explique par le fait que les auteurs proposent comme substance de référence le phosphore rejeté par les stations de traitement des eaux usées (STEP). Cette substance n'existe pas telle quelle dans la base de données. Les substances dont le facteur est 1 dans ReCiPe 2008 correspondent au phosphore émis par les STEP et d'autres molécules contenant du phosphore sont considérées. Leur facteur d'impact est égal à la proportion de leur masse molaire expliquée par le phosphore (plus précisément le rapport de la masse molaire du phosphore sur la masse molaire de la molécule considérée multiplié par le facteur d'impact 1 correspondant au « P de STEP » de Struijs et al. (2009)). Ces substances ont sûrement été ajoutées parce que les STEP n'émettent pas uniquement le phosphore sous forme atomique.

Deux compartiments sont considérés dans la méthode ReCiPe 2008 pour le compartiment d'émission des STEP avec le même facteur d'impact alors que Struijs et al. (2009) ne prévoient qu'un seul compartiment. Il a été décidé de conserver les deux compartiments.

Tableau 56. Comparaison des facteurs d'impacts – Catégorie E-Aq eau marine

Substance	Struijs et al. (2009)		ReCiPe 2008	
	Compartiment atteint	Facteur d'impact (kg N éq/kg substance)	Compartiment atteint	Facteur d'impact (kg N éq/kg substance)
Fumier N	Sol et air	0,079	Sol	0,079
Fertilisant N	Sol et air	0,073	Sol	0,073
N de STEP	Eau	1	Eau	1
Emission NH_3	Air	0,112		
Emission NO_2	Air	0,128		
Ammonia			Air	0,092
Ammonia			Eau	0,824
Ammonia, as N			Eau	1
Ammonium, ion			Air	0,087
Ammonium, ion			Eau	0,78
Cyanide			Eau	0,54
Nitrate			Air	0,028
Nitrate			Eau	0,23
Nitric oxide			Air	0,06
Nitrite			Eau	0,3
Nitrogen			Eau	1
Nitrogen dioxide			Air	0,039
Nitrogen oxides			Air	0,039
Nitrogen, organic bound			Eau	1

Pour ce qui est de l'Eutrophisation marine, 5 facteurs d'impacts sont présentés par Struijs et al. (2009) et 19 par la méthode ReCiPe 2008. Les facteurs d'impacts pour le fumier et les fertilisants sont identiques. Les facteurs d'impacts du compartiment eau de la méthode ReCiPe 2008 correspondent aux émissions des STEP. Ils sont expliqués de la même manière que les facteurs d'eutrophisaion de l'eau douce : le facteur d'impact de 1, correspondant aux émissions « N de STEP » de Struijs et al. (2009), est multiplié par le rapport entre la masse molaire de l'azote et la masse molaire totale de la molécule.
Pour les facteurs d'impacts du compartiment air, ils correspondent aux substances « émissions de NH_3 et émissions de NO_2 » décrites par Struijs et al. (2009). Les facteurs de la méthode ReCiPe 2008 peuvent être expliqués de la même manière que pour le compartiment eau :

- Le facteur d'impacts de la substance « ammonia » est obtenu en multipliant le facteur d'impact de la substance « Emission NH_3 » (Struijs et al., 2009) par le rapport de la masse molaire de l'azote et la masse molaire totale de la molécule.
- Le facteur d'impacts de la substance « nitrogen dioxides » est obtenu en multipliant le facteur d'impact de la substance « Emission NO_2 » (Struijs et al., 2009) par le rapport de la masse molaire de l'azote et la masse molaire totale de la molécule.

Ces vérifications ont permis de vérifier que les préconisations de Struijs et al. (2009) correspondaient à la méthode ReCiPe 2008 exportée et qu'il était donc possible d'utiliser la méthode ReCiPe 2008 pour la catégorie Eut-Aq de la méthode FILNOV composé de deux niveaux :

- Eutrophisation des eaux douces (Eut-EauD),
- Eutrophisation des eaux marines (Eut-EauM).

IV.2.1.l Ecotoxicité des eaux douces (EcoT-EauD)

- Méthode recommandée : USEtox
- Indicateur : Comparative Toxic Unit for ecosystems (CTUe)
- Unité : CTUe

La CTUe correspond à la fraction potentielle d'espèces affectées (PAF), intégrée dans le temps et sur un volume par unité de masse de produit chimique émis (PAF m^3.day.kg^{-1}) (Rosenbaum et al., 2008).

La méthode USEtox est présente dans SIMAPRO®, la catégorie a été exportée et intégrée à la méthode créée.

IV.2.1.m Utilisation de la terre (Ut-Ter)

- Méthode recommandée : Modèle basé sur la SOM (Soil Organic Matter), d'après Milà i Canals et al. (2007)
- Indicateur : Soil Organic Matter (SOM)
- Unité : LSF (Life Support Function)

La méthode recommandée n'a pas pu être adaptée au projet FILNOV. En effet, il faut avoir les données de « Soil Organic Matter » en fonction de l'utilisation de la terre pour pouvoir construire la catégorie, or nous ne possédons pas ces informations.
Comme ReCiPe 2008 est recommandée en Endpoint (détaillée ci-après), elle a également été appliquée au niveau Midpoint, en utilisant les facteurs fournis par De Schryver et Goedkoop (2009).
La catégorie d'impact a en fait été scindée en trois catégories :

- Occupation des terres par l'agriculture,
- Occupation des terres par les activités urbaines,
- Transformation des terres naturelles.

Pour les deux premières catégories, l'unité du facteur de caractérisation d'impact est le m^2.a (mètres carrés par an), pour la troisième, c'est le m^2.

La méthode ReCiPe 2008 est présente dans SIMAPRO®, la catégorie a été exportée et intégrée à la méthode créée. La catégorie Ut-Ter est donc composés de trois niveaux :

- Occupation des terres par l'agriculture (Oc-Agri),
- Occupation des terres par les activités urbaines (Oc-Urb),
- Transformation des terres naturelles (Trans-Ter).

IV.2.1.n Appauvrissement de la ressource en eau (App-Eau)

- Méthode recommandée : Modèle pour la consommation d'eau, Swiss Ecoscarcity (Frischknecht et al., 2008)
- Indicateur : Utilisation de l'eau, en relation avec la rareté locale de l'eau
- Unité : UBP / m^3 d'eau

UBP signifie Umwelt Belastung Punkten qui se traduit par Eco-point. Cet indicateur est utilisé pour quantifier les charges environnementales résultant de l'utilisation des ressources énergétiques, de la terre et de l'eau douce, des émissions dans l'air, l'eau et le sol, ainsi que de l'élimination des déchets (Eco-bat.ch).

Le modèle peut s'appliquer à la moyenne des pays de l'OCDE et peut également être spécifique aux pays individuellement, le modèle adapté à la France a été préféré.
Ce modèle s'applique à tous types d'utilisation de l'eau excepté pour la puissance hydraulique. Le facteur d'impact dépend de l'état de rareté de l'eau dans le pays (faible, modéré, moyen, élevé, très élevé, extrême). Les pays sont classés dans les catégories précédentes en fonction du rapport Consommation d'eau/ Disponibilité de l'eau (Tableau 57).

Tableau 57. Classement des pays selon le rapport consommation d'eau/disponibilité de l'eau

Etat de rareté de l'eau	Rapport Consommation/Disponibilité	Facteur d'impact (UBP/m^3)
Faible	< 0,1	24
Modéré	0,1 à < 0,2	220
Moyen	0,2 à < 0,4	880
Elevé	0,4 à < 0,6	2 400
Très élevé	0,6 à < 1	6 200
Extrême	> 1	22 000

D'après Frischknecht et al. (2008), la France est en pénurie d'eau modérée, le facteur d'impact à appliquer est donc 220 UBP/m^3 d'eau utilisée.

A partir de ces préconisations, la catégorie d'impact a été construite dans SIMAPRO®, toutes les eaux contenues dans la liste des substances du logiciel ont été ajoutées, sauf les eaux dites de turbine. Parfois, l'unité rencontrée n'est pas le m^3 mais le kg, le facteur d'impact est alors 0,220 UBP/kg.

IV.2.1.o Déplétion des ressources minérales et fossiles

- Méthode recommandée : CML 2001
- Indicateur : Scarcity
- Unité : kg de Sb équivalent (Sb : antimoine)

Cette méthode est présente dans SIMAPRO®, elle a été exportée et intégrée à la méthode FILNOV.

IV.2.2 Catégories de dommages

La méthode d'analyse d'impacts décrite précédemment ne pouvait pas être utilisée telle quelle pour la partie Endpoint (dommages). Deux méthodes différentes ont été réalisées :

- **FILNOV Impacts,** présentée dans l'Annexe 4, § IV.2.1, utilisée uniquement pour la présentation de l'analyse d'impact.
- **FILNOV Dommages** qui est une copie de FILNOV Impacts, modifiée et présentant une partie analyse de dommages. Elle est utilisée uniquement pour la présentation des catégories de dommages.

IV.2.2.a Santé humaine

Sept catégories d'impacts contribuent à cette catégorie de dommages. Les paragraphes suivants détaillent la méthode utilisée pour le passage Midpoint à Endpoint par catégories d'impacts. L'unité de cette catégorie de dommages est le DALY (Disabled Adjusted Life Years)

- Changement climatique (CC)

- Méthode recommandée : Modèle développé pour ReCiPe 2008 (De Schryver et Goedkoop, 2009)
- Indicateur : Disabled Adjusted Life Years (DALY)

Le facteur de dommages pour la catégorie Changement Climatique est : $1{,}40.10^{-6}$ DALY/kg CO_2 éq

- Déplétion de la couche d'ozone (Am-Oz)

- Méthode recommandée : Modèle développé pour ReCiPe 2008 (Struijs et al., 2009)
- Indicateur : DALY

Le document proposait des facteurs de dommage pour une liste de substances concernées. Au niveau Midpoint, l'ensemble des substances ont été converties en kg CFC-11 éq, le facteur de dommages de CFC-11 a donc été utilisé pour l'ensemble des substances concernées.
Le facteur de dommages pour cette catégorie d'impacts est : $1{,}76.10^{-3}$ DALY/kg CFC-11 éq.

- Toxicité humaine, cancérigène et non-cancérigène (Tox-C et Tox-NC)

- Méthode recommandée : Méthode de calcul adaptée des travaux de Huijbregts et al. (2005)
- Indicateur : DALY

Dans ces travaux, les DALY/cas (DALY/CTUh) sont calculés pour tous types de cancers puis une moyenne pondérée (fréquence des différents cancers) permet d'obtenir le nombre total de DALY par cas de cancer : 11,5 DALY/CTUh.
Il en est de même pour les autres maladies (non-cancérigènes) : 2,7 DALY/CTUh

- Problèmes respiratoires - Formation de particules (FP)

- Méthode recommandée : Méthode de calcul issue des travaux de Van Zelm et al. (2008), en utilisant les données d'études épidémiologiques plus récentes publiées par Humbert (2009) pour les facteurs d'effet et de dommage.
- Indicateur : DALY

Les études épidémiologiques correspondent à l'étude de la fréquence et de la répartition, dans le temps et dans l'espace, des problèmes de santé dans la population humaine ou des déterminants de ces problèmes.

- La méthode décrite par Van Zelm et al. (2008) est la suivante : *CF = IFxEFxDF.*

CF est le facteur de caractérisation, IF (Intake Factor) est en kg inhalé/kg émis (sans unité), EF (Effect Factor) en Cas/kg inhalé, DF (Damage Factor) en DALY/cas.

- La méthode décrite par Humbert (2009) est la suivante : *CF = IF x EF.*

Le EF de Humbert (en DALY/kg inhalé) est équivalent au EFxDF de Van Zelm et al. 2008.

Humbert (2009) utilise les données de Van Zelm et al. (2008), en ajoutant d'autres maladies (bronchites et asthme par exemple), complétant les facteurs de dommages.
La consigne donnée par Hauschild et al. (2012) consiste donc à utiliser directement le travail d'Humbert (2009), qui est un prolongement du travail de Van Zelm et al. (2008). Les facteurs de dommages sont présentés dans le Tableau 58.

Tableau 58. Facteurs de dommages – Catégorie FP

Substance	Facteur d'effet (DALY/kg inhalé)	Fraction inhalée (mg inhalé/kg émis)
PM_{10}	82	9,3
$PM_{2,5}$	140	10
NO_x	82	0,16
NH_3	82	1,5
SO_2	140	0,79
CO	0,019	34

Les facteurs de dommages sont donnés pour chaque substance. Les substances utilisées ne sont pas toutes les mêmes qu'au niveau impacts. C'est pourquoi, dans la méthode FILNOV Dommages, les facteurs d'impacts (en DALY/kg émis) utilisés sont directement le produit de la fraction inhalée par le facteur d'effet. Cette catégorie d'impact traduisant directement des dommages sera donc appelée au niveau dommage par un facteur de 1.

- <u>Radiations ionisantes, santé humaine (Rad-H)</u>

- Méthode recommandée : Modèle proposé par Frischknecht et al. (2000)
- Indicateur : DALY

Frischknecht et al. (2000) propose des facteurs de dommages pour chaque substance considérée. Au niveau Midpoint, l'ensemble des substances ont été converties en kg U^{235} éq, le facteur de dommages de U^{235} a donc été utilisé pour l'ensemble des substances concernées.
Le facteur de dommages pour cette catégorie d'impacts est : $2{,}1.10^{-8}$ DALY/ kBq U^{235} éq.

- <u>Formation photochimique de l'ozone (FPO)</u>

- Méthode recommandée : Modèle de dommages à la santé humaine comme développé pour ReCiPe 2008 (Van Zelm et al. 2008)
- Indicateur : DALY

Les facteurs de dommages ont été calculés pour des moyennes de concentration d'ozone sur 8 heures ou sur 24 heures. Le facteur obtenu est le même dans les deux cas, la question du choix ne s'est donc pas posée. Le facteur de dommages est : $3{,}9.10^{-8}$ DALY/ kg NMVOC éq

IV.2.2.b Environnement naturel

Quatre catégories d'impacts contribuent à cette catégorie de dommages. Les paragraphes suivants détaillent la méthode utilisée pour le passage Midpoint à Endpoint par catégories d'impacts. L'unité de cette catégorie de dommages est : species.year.

- Changement climatique (CC)

- Méthode recommandée : Modèle développé pour ReCiPe 2008 (De Schryver et Goedkoop, 2009)
- Indicateur : PDF.m^2.year (Potentially disappeared fraction of species) qui tient compte de la surface, de la fraction d'espèces disparues et du temps

Le facteur de dommages est : 7,93 x 10^{-9} yr / kg éq CO_2

- Eutrophisation aquatique (E-Aq)

- Méthode recommandée : Modèle de dommage aux écosystèmes développé pour ReCiPe 2008 (Struijs et al. 2009)
- Indicateur : PDF.m^3.year

Un facteur de dommages est fourni pour la catégorie d'impact eutrophisation de l'eau douce : 4,44x10^{-8} year / kg éq P.

En revenche, il n'y a pas de facteur de dommages fourni par Struijs et al. (2009) pour la catégorie de l'eutrophisation de l'eau marine. De plus, Hauschild et al. (2012) ne préconisent aucune méthode, c'est pourquoi cette catégorie d'impact a été retirée de FILNOV Dommages.

- Acidification (Ac)

- Méthode recommandée : modèle développé pour ReCiPe 2008 (Van Zelm et al., 2007)
- Indicateur : PDF of plant species

Les facteurs de dommage, ainsi que leur unité, proposés par Van Zelm et al. (2007) pour les trois substances influençant l'acidité, selon un horizon de temps de 100 ans, sont différents de ceux présents dans la méthode ReCiPe (Tableau 59).

Tableau 59. Comparaison des facteurs de dommages – Catégorie Ac

Substance	Van Zelm et al., 2007	ReCiPe 2008
	Facteur de dommages (m^2.year / kg de substance)	Facteur de dommages (species.year / kg de substance)
NH_3	0,52	1,42.10^{-8}
NO_x	0,12	3,25.10^{-9}
SO_2	0,21	5,80.10^{-9}

Van Zelm et al. (2008) expliquent que les facteurs de la méthode ReCiPe 2008 sont obtenus en multipliant les facteurs de Van Zelm et al. (2007) par la densité moyenne des espèces (en species.m^{-2}).

Ainsi, les facteurs utilisés dans ReCiPe 2008 et ceux fournis par Van Zelm et al. (2007) sont identiques à un facteur près. Les facteurs de ReCiPe 2008 sont utilisés puisqu'ils correpondent à l'unité de la catégorie de dommages « environnement naturel ».

De plus, à l'étape de caractérisation intermédiaire, les substances ont été converties en kg H^+ éq. Le facteur de caractérisation de dommage n'est pas fourni pour cette substance, mais il est fourni pour les trois substances entrant dans la catégorie. Afin de pouvoir utiliser les facteurs de caractérisation de dommages, la catégorie d'impacts a été reconstruite dans la méthode FILNOV Dommages.
Dans la méthode FILNOV dommages, les facteurs d'impacts utilisés sont directement lles facteurs de dommages (en species.year/kg de substance). Cette catégorie d'impact traduisant directement des dommages sera donc appelée au niveau dommage par un facteur de 1.

- Utilisation de la terre (Ut-Ter)

- Méthode recommandée : Modèle pour la perte de diversité des espèces de ReCiPe 2008 (De Schryver et Goedkoop 2009)
- Indicateur : PDF.m^2.year

Le facteur de caractérisation de dommages est donné pour chaque substance, les facteurs de dommages sont directement assignés au niveau des catégories d'impacts (comme s'il n'y avait pas de Midpoint), les différentes catégories sont ensuite appelées par un facteur 1 dans la catégorie de dommages.

IV.2.2.c Ressources naturelles

Une catégorie d'impacts contribue à cette catégorie de dommages. Le paragraphe suivant détaille la méthode utilisée pour le passage Midpoint à Endpoint.
L'unité de cette catégorie de dommages est le $.

- Appauvrissement des ressources minérales et fossiles

- Méthode recommandée : Méthode développée pour ReCiPe 2008 (De Schryver et Goedkoop 2009)
- Indicateur : $

Pour ce qui est de l'appauvrissement des ressources fossiles et minérales, la méthode d'analyse de dommages fournit le chemin pour passer de la catégorie d'impacts à la catégorie de dommages selon deux voies :
- appauvrissement des ressources fossiles (en kg huile éq),
- appauvrissement des ressources minérales (en kg Fe éq).

Cette préconisation pose problème étant donné qu'au niveau impacts, il n'y a qu'une catégorie « appauvrissement des ressources minérales et fossiles » et que son unité est l'antimoine équivalent (Sb éq). La catégorie d'impacts a donc dû être retravaillée et adaptée pour être construite comme l'indique la Figure 25.

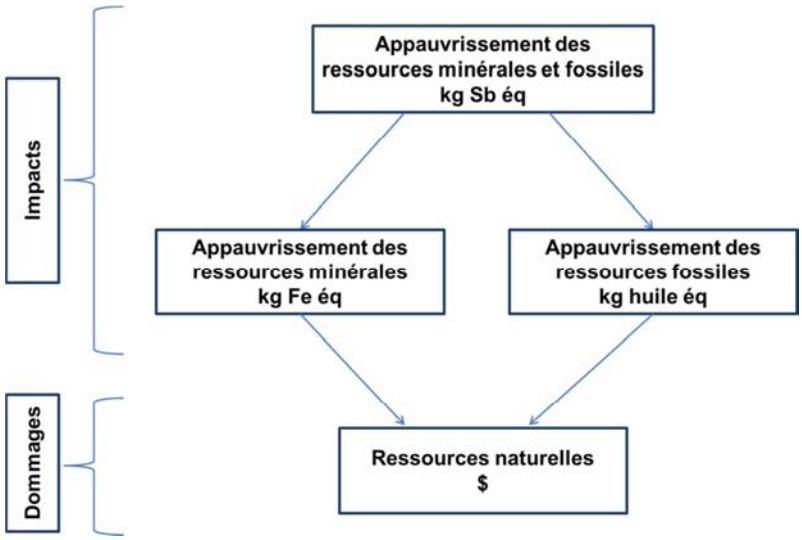


Figure 25. Reconfiguration de la catégorie d'impact App-Res

Ce travail a débuté par la répartition des substances de la catégorie « appauvrissement des ressources minérales et fossiles » en deux nouvelles catégories.

- Les substances de type gaz, énergie, huile, ont été placées dans les ressources fossiles,
- les autres dans les ressources minérales (minerais, métaux, etc.).

Il faut ensuite passer du facteur d'impact de l'unité kg Sb équivalent à l'unité kg Fe équivalent (ressources minérales) ou kg d'huile équivalent (ressources fossiles).
Dans la méthode CML 2001, les facteurs d'impacts du fer et de l'huile exprimés en kg Sb éq/kg substance sont disponibles. Sachant que toutes les substances ont été transformées en antimoine équivalent par leur facteur d'impacts (pour la méthode FILNOV impacts), il suffira de multiplier ce facteur d'impact par le facteur permettant de convertir l'antimoine en fer (1 kg Sb = $2{,}08.10^{7}$ kg Fe équivalent) ou en huile (1 kg Sb = $4{,}98.10^{1}$ kg d'huile équivalent).

Les facteurs d'impacts des substances entrant dans la catégorie appauvrissement des ressources minérales sont alors multipliés par $2{,}08.10^{7}$, ceux des substances entrant dans la catégorie appauvrissement des ressources fossiles sont multipliés par $4{,}98.10^{1}$.

Il ne reste plus qu'à appliquer aux deux nouvelles catégories d'impacts les facteurs de caractérisation de dommages préconisés: 0,0715 $/ kg Fe éq et 0,165 $/ kg huile éq (De Schryver et Goedkoop, 2009).

IV.3 RESULTATS

IV.3.1 Evaluation environnementale du procédé in situ

IV.3.1.a Durée de vie du milieu filtrant

La Figure 26 présente l'analyse d'incertitudes de Monte-Carlo (avec 1000 itérations) pour les scénarios de fin de vie A (5 ans) et C (2,5 ans) pour la durée de vie du milieu filtrant du procédé in situ.

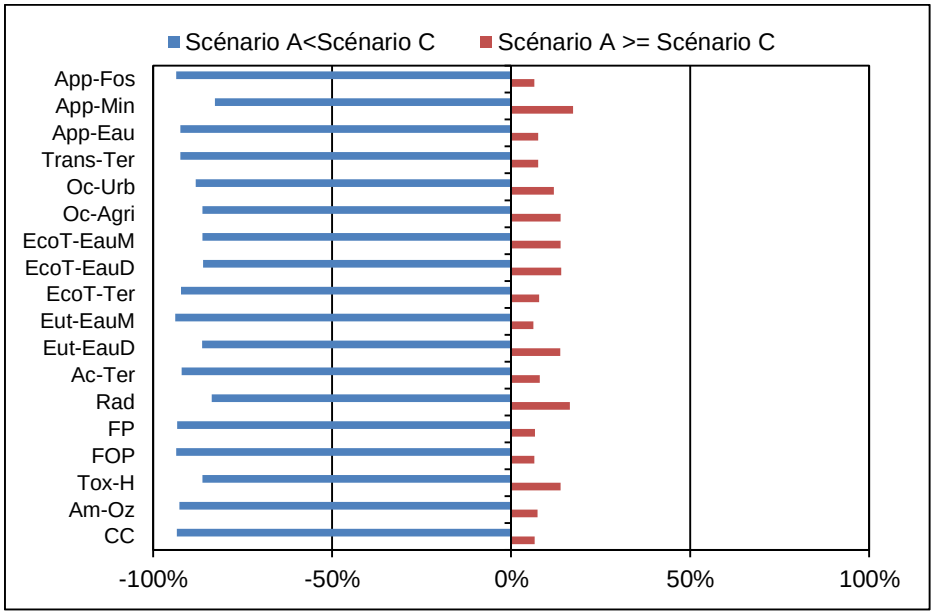
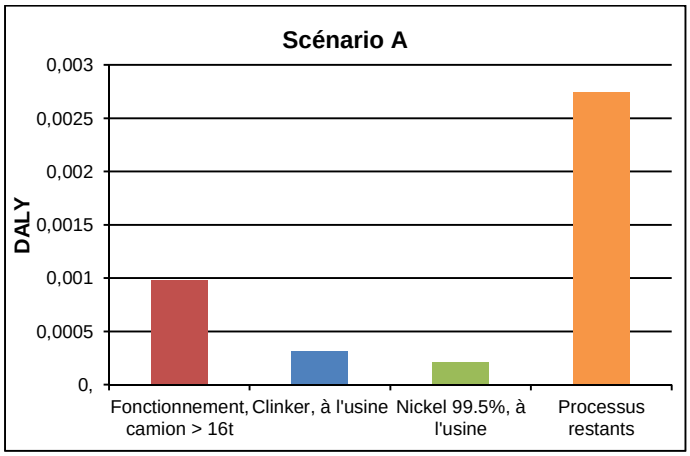


Figure 26. Analyse d'incertitudes durée de vie du milieu filtrant (Scénarios A et C) – Monte-Carlo avec ReCiPe Midpoint (H)

IV.3.1.b Scénarios de fin de vie du milieu filtrant

La Figure 27 et la Figure 28 présentent les contributions des processus élémentaires pour les scénarios de fin de vie du milieu filtrant du procédé in situ pour les catégories de dommages « santé humaine » et « écosystème ».



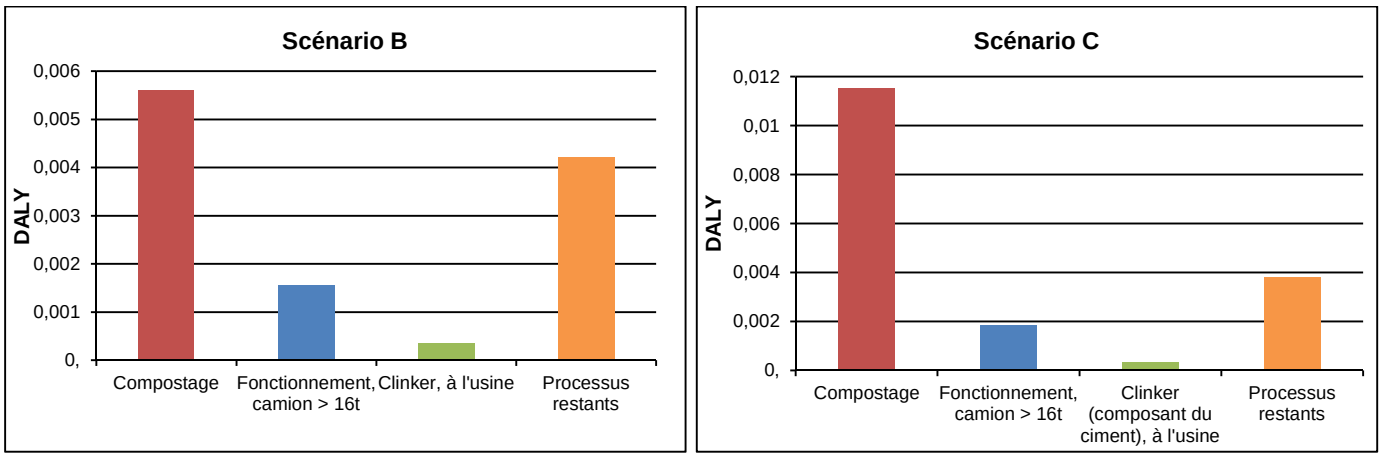


Figure 27. Contribution des processus élémentaires à la catégorie de dommages « santé humaine » pour la fin de vie du milieu filtrant du pilote in situ pour les scénarios A, B et C - ReCiPe Endpoint (H) 2008

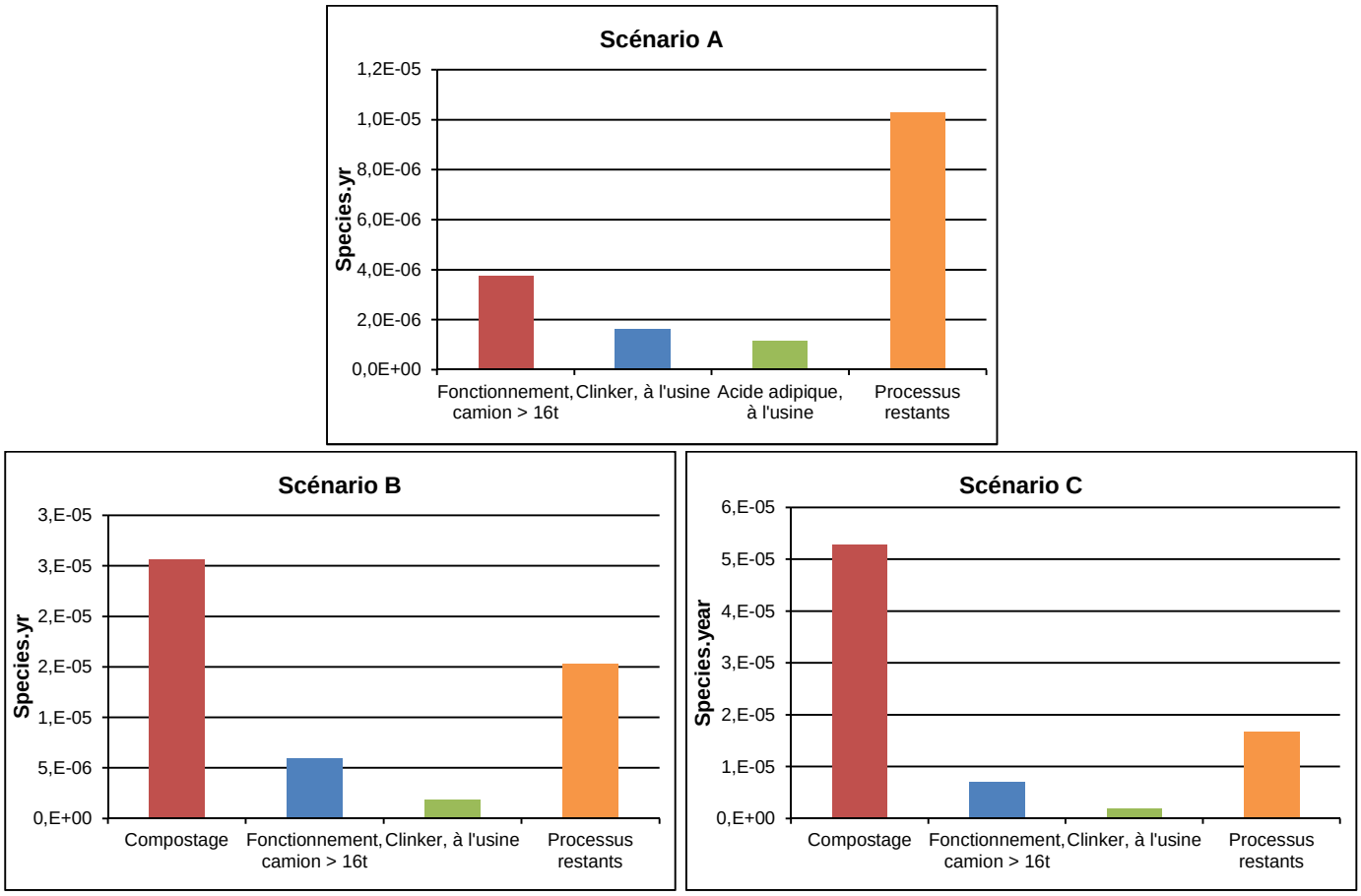


Figure 28. Contribution des processus élémentaires à la catégorie de dommages « écosystème » pour la fin de vie du milieu filtrant du pilote in situ pour les scénarios A, B et C - ReCiPe Endpoint (H) 2008

IV.3.1.c Qualité des données

- <u>Distances fournisseurs-ITREN et ITREN-site pilote</u>

La Figure 29 présente les résultats obtenus pour les variations de distances fournisseurs-ITREN et ITREN-site pilote avec la méthode ReCiPe Endpoint (H).
Les modifications sur les distances sont nommées :

- Fenveloppe-ITREN : distance entre le fournisseur de l'enveloppe et ITREN (bleu foncé)
- Fplancher-ITREN : distance entre le fournisseur du plancher intermédiaire et ITREN (vert)
- Fgrignons-ITREN : distance entre le fournisseur des grignons d'olives et ITREN (orange)
- Fchènevotte-ITREN : distance entre le fournisseur de chènevotte et ITREN (violet)
- ITREN-Site : distance entre ITREN et le site d'installation (bleu clair)

Pour les distances entre le fournisseur du plancher intermédiaire, des grignons d'olives et de la chènevotte et ITREN, elles ont été :

- divisées par 2 : barres pleines,
- multipliées par 2 : barres hachurées.

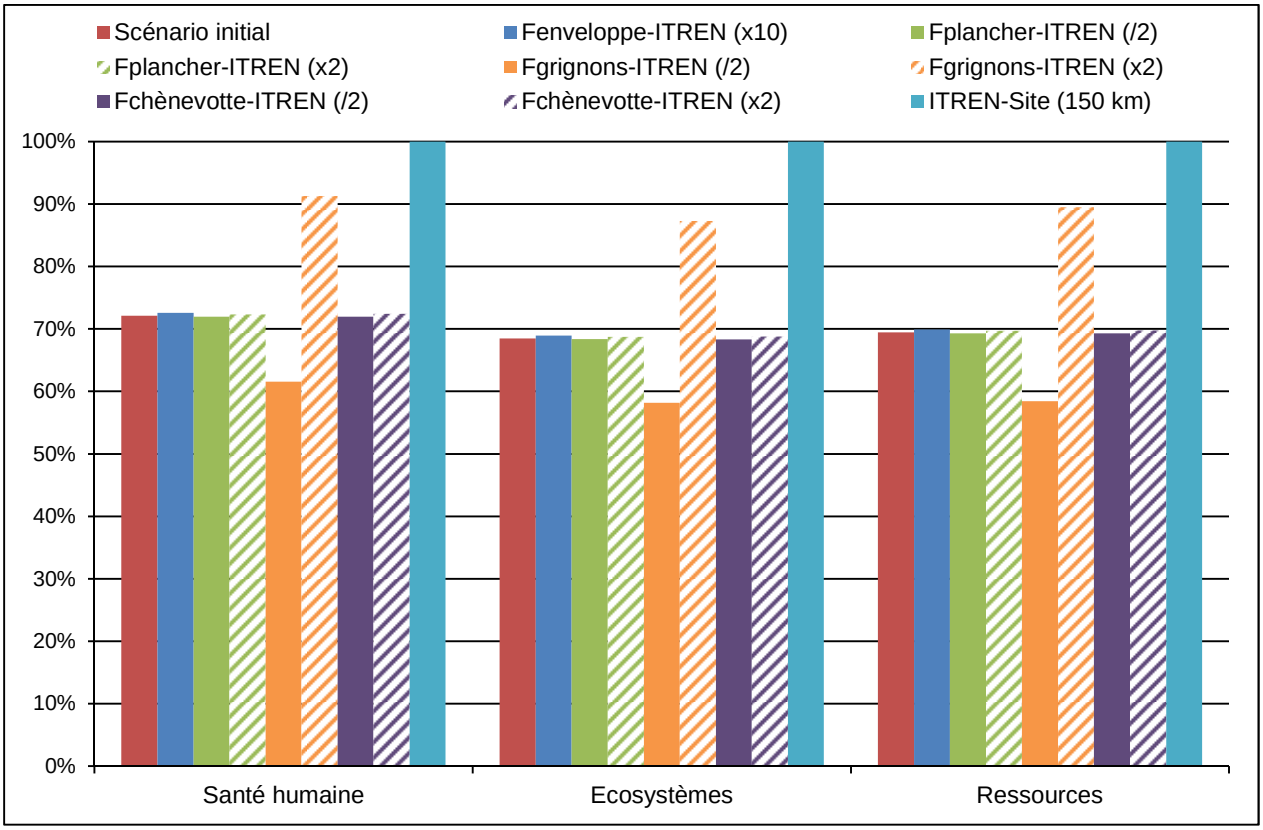


Figure 29. Comparaison des différents scénarios de distances pour le procédé in situ – ReCiPe Endpoint (H)

- <u>Masses des composants du procédé in situ</u>

La Figure 30 présente les résultats obtenus pour les variations de masses avec la méthode ReCiPe Endpoint (H).
L'analyse d'incertitude de Monte-Carlo comparant le scénario initial et le scénario avec une diminution de la masse de grignons d'olives est présentée en Figure 31.

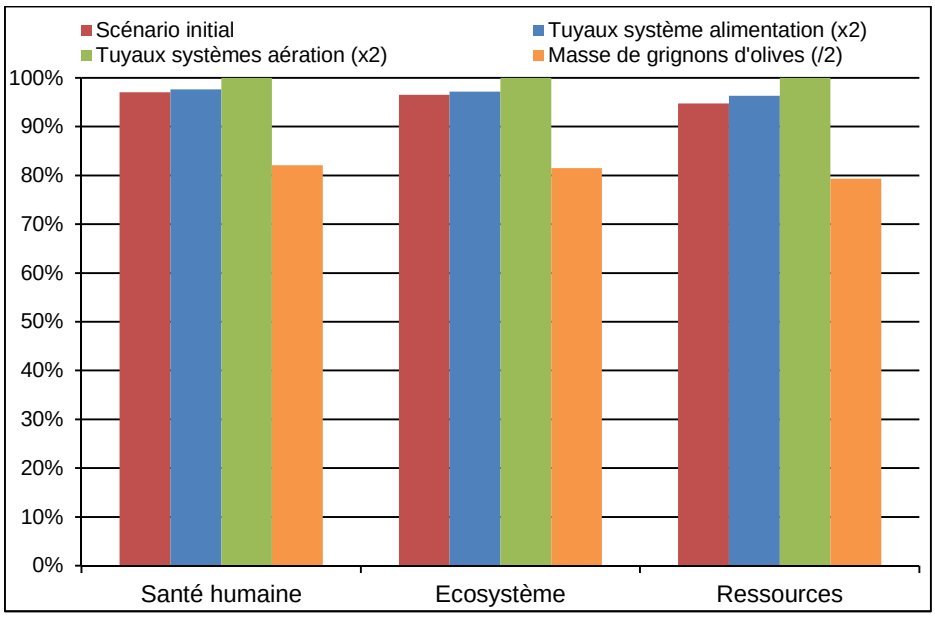


Figure 30. Comparaison des différents scénarios de masses pour le procédé in situ – ReCiPe Endpoint (H)

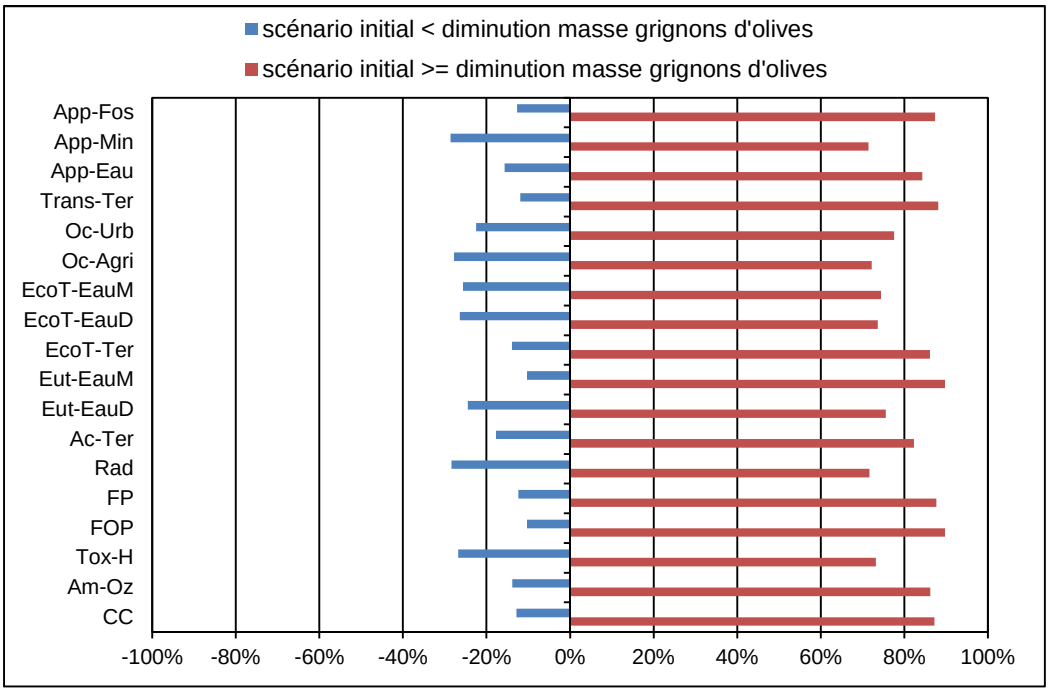


Figure 31. Analyse d'incertitudes – scénario initial et diminution de la masse de grignons d'olives – Monte-Carlo avec ReCiPe Midpoint (H)

- <u>Mix Electrique français</u>

La Figure 32 présente les résultats obtenus pour les catégories d'impacts intermédiaires lorsque tous les types d'électricité utilisés par l'analyse sont remplacés par le mix électrique français (Electricity, medium voltage, at grid/FR U).

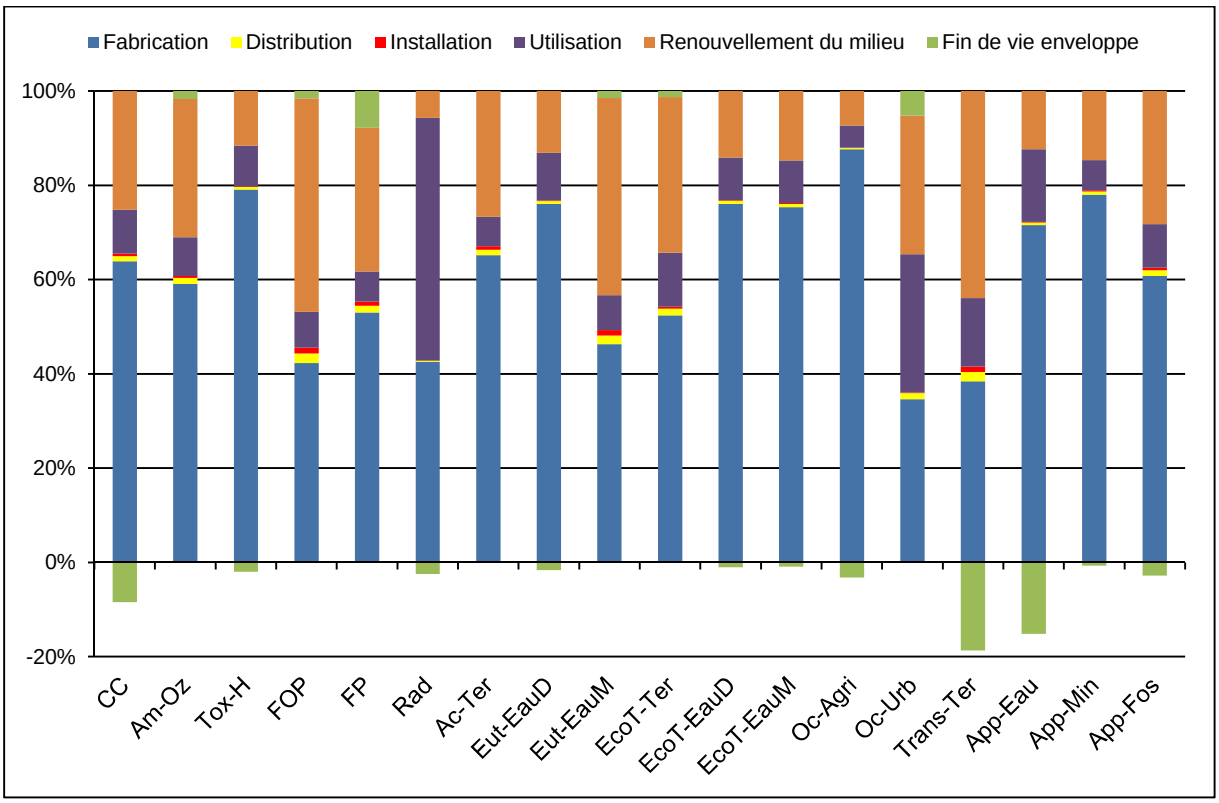


Figure 32. Contribution des différents processus unitaires aux catégories d'impacts intermédiaires avec le mix électrique français – ReCiPe Midpoint (H)

IV.3.2 Comparaison à des systèmes existants

IV.3.2.a Analyse d'incertitudes de Monte-Carlo

Les résultats obtenus pour la comparaison du procédé in situ aux procédés B et C par l'analyse d'incertitudes de Monte-Carlo (avec 1000 itérations) sont présentés en Figure 33 et Figure 34 respectivement.

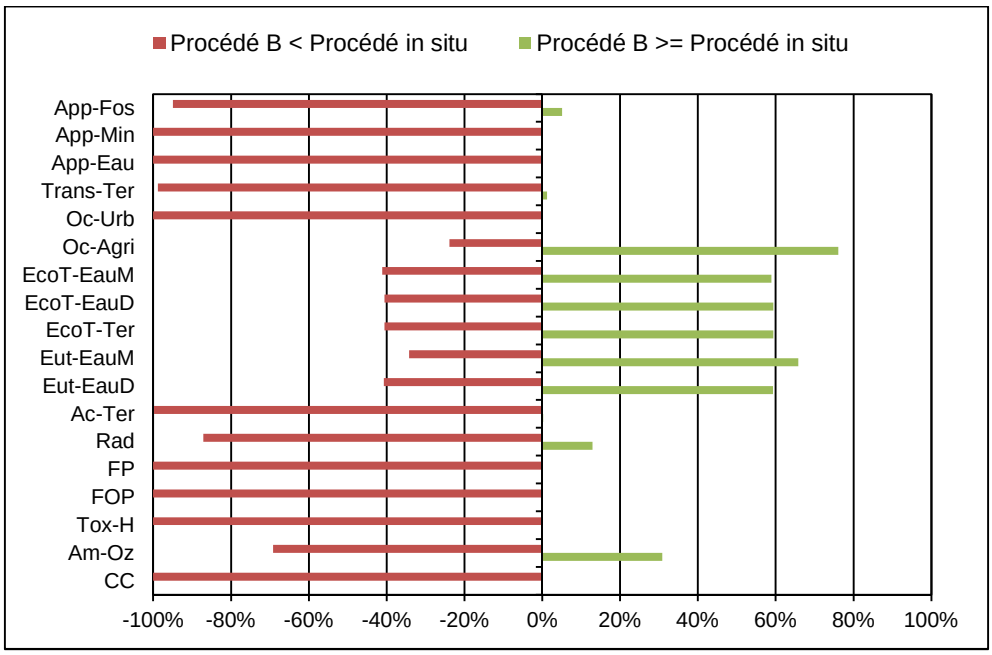


Figure 33. Analyse d'incertitudes – Procédé in situ et Procédé B – Monte-Carlo avec ReCiPe Midpoint (H)

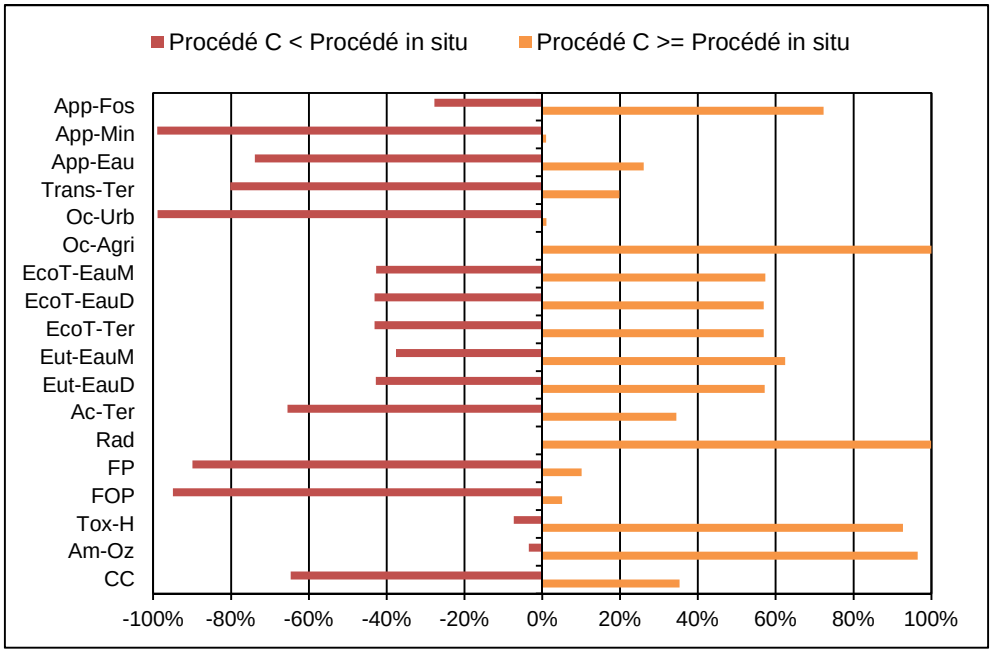


Figure 34. Analyse d'incertitudes – Procédé in situ et Procédé C – Monte-Carlo avec ReCiPe Midpoint (H)

IV.3.2.b Hypothèses sur les procédés A, B et C

Les résultats obtenus pour la sensibilité des données d'entrée pour les procédés A, B et C sont présentés de la Figure 35 à la Figure 37.

Cette analyse a été réalisée pour différents points :

- une augmentation (x2) et une diminution (÷2) de la masse des constituants internes des procédés A, B et C.
- une diminution de la proportion de fibre en acier inoxydable dans le procédé A (Passage du taux maximal (2 %) de fibres au taux minimal (0,5 %)).

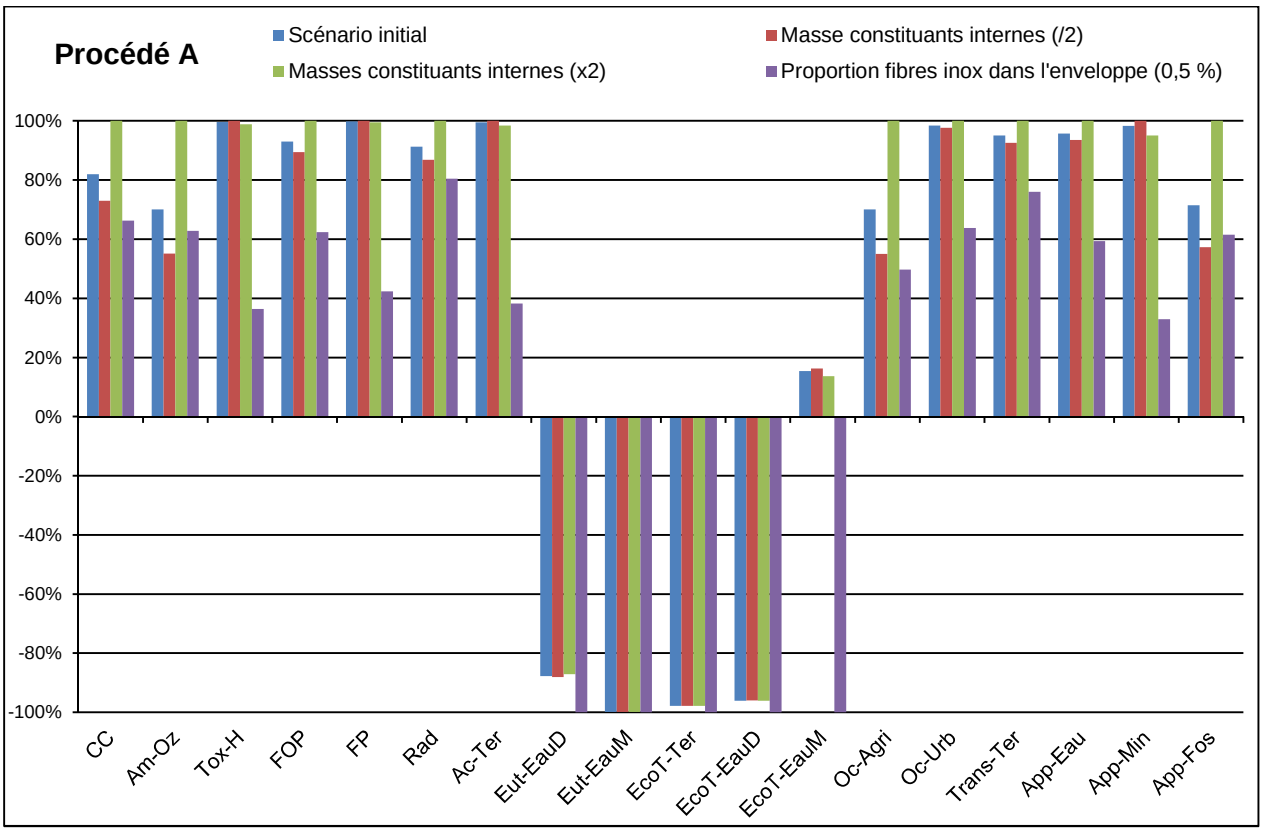


Figure 35. Comparaison des différents scénarios de masses pour le procédé A – ReCiPe Midpoint (H)

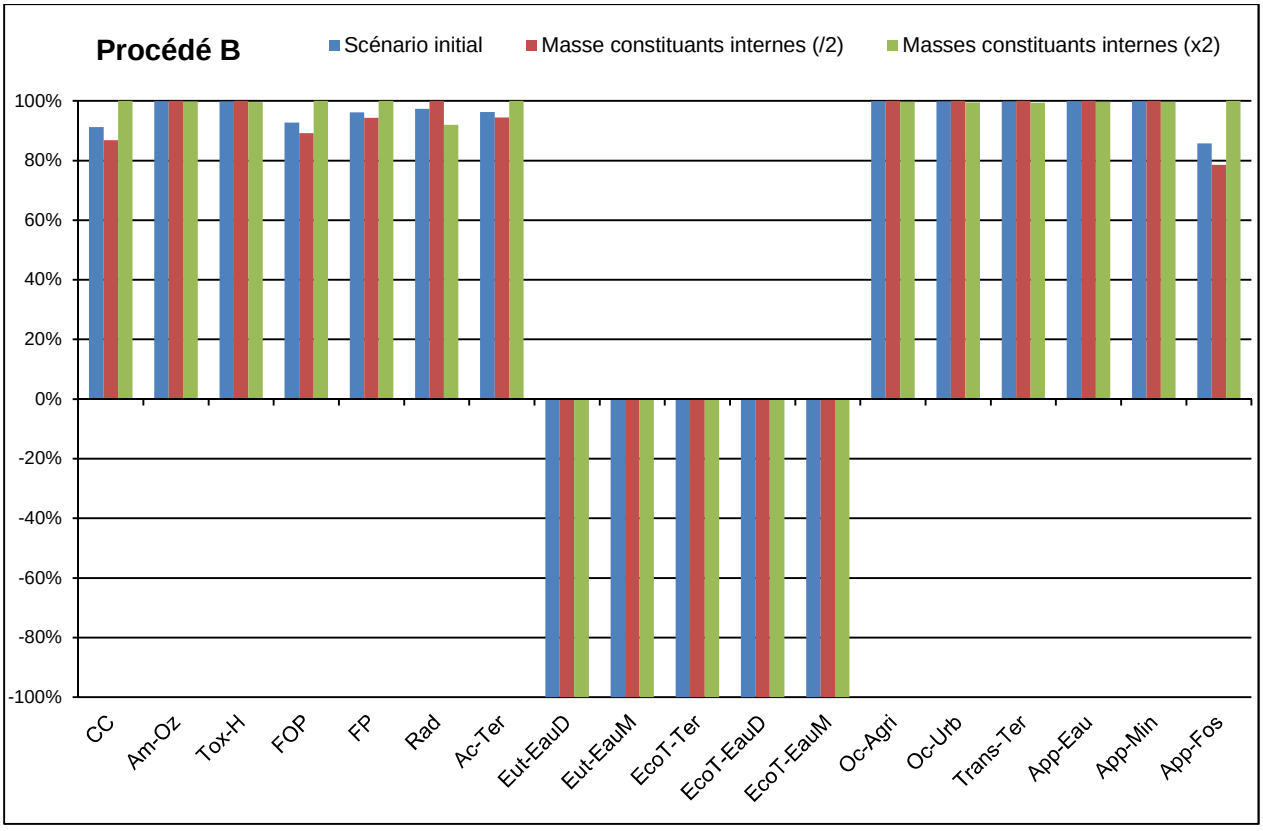


Figure 36. Comparaison des différents scénarios de masses pour le procédé B – ReCiPe Midpoint (H)

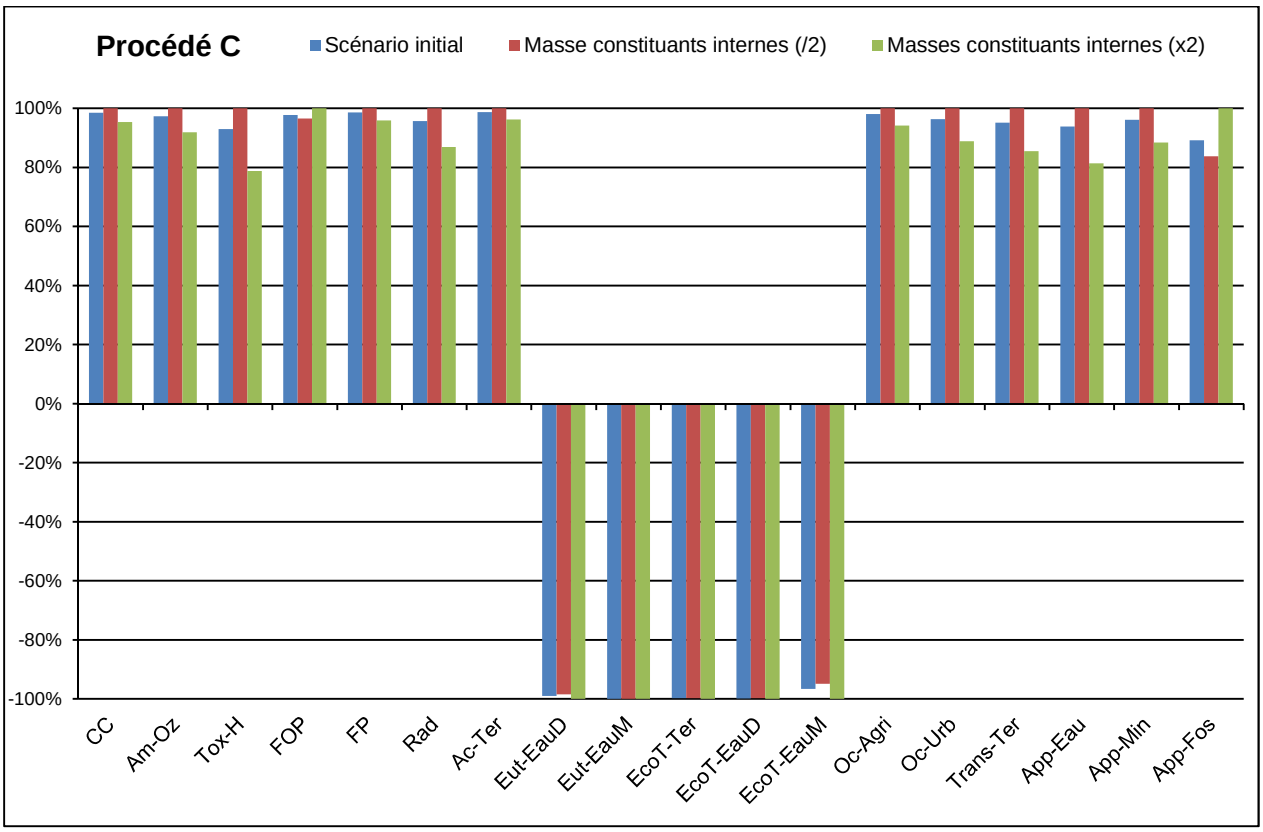


Figure 37. Comparaison des différents scénarios de masses pour le procédé C – ReCiPe Midpoint (H)