

		
Réf projet : PR2301553	Rapport PR 2301553 _240926_Matière organique	Rapport du 26/09/2024
 Lisa CHAMART  lisa.chamart@spw.wallonie.be	Département Assistance Technique	 Nicolas GRAINDORGE  Françoise PIRARD  ngraindorge@cebedeau.be  fpirard@cebedeau.be  +32(0)4 254 98 25

RESRECOVERY

MESURE 32 : RÉCUPÉRER LES RESSOURCES PRÉSENTES DANS LES EAUX USÉES.

PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES

CENTRE DE RECHERCHE ET D'EXPERTISE POUR L'EAU

CEBEDEAU ASBL
Allée de la découverte, 11 B53
4000 Liège

IBAN : BE02 2400 6287 9040
TVA : BE0402 381 833

TABLE DES MATIÈRES

I.	Introduction.....	1
I-1.	Contexte	1
I-2.	Effluents concernés	1
I-3.	Ressources contenues dans les effluents.....	2
I-3.1.	Eaux usées urbaines	2
I-3.2.	Industries agro-alimentaires	7
I-3.3.	Industries textiles	13
I-3.4.	Industries de la pâte à papier.....	13
II.	Technologie conventionnelle pour le traitement des eaux usées.....	16
II-1.	Prétraitement	16
II-2.	Traitement primaire	17
II-3.	Traitement secondaire	17
II-4.	Traitement tertiaire.....	18
II-4.1.	Dénitrification	18
II-4.2.	Déphosphatation.....	19
II-5.	Traitement quaternaire	21
II-5.1.	La désinfection	21
II-5.2.	L'élimination des micropolluants	21
II-6.	Traitement des boues.....	22
II-6.1.	Digestion anaérobie	22
III.	Produits à valeur ajoutée issus du traitement des eaux usées.....	24
III-1.	Acides gras volatils (AGV)	25
III-1.1.	Description	25
III-1.2.	Applications.....	25
III-1.3.	Procédés de production	26
III-1.4.	Degré de maturité de la technologie	28
III-1.5.	Étude de cas	29
III-1.6.	Synthèse de données issues de la littérature	30
III-1.7.	Enjeux, opportunités et axes de recherche.....	30
III-2.	Polyhydroxyalcanoates (PHA)	30
III-2.1.	Description	30
III-2.2.	Applications et avantages	33
III-2.3.	Procédés de production	34
III-2.4.	Degré de maturité de la technologie	39
III-2.5.	Études de cas.....	39
III-2.6.	Synthèse des données issues de la littérature	71
III-2.7.	Enjeux, opportunités et axes de recherche.....	81
III-3.	Cellulose	84
III-3.1.	Description	84
III-3.2.	Applications et intérêt.....	85
III-3.3.	Procédés de récupération	86
III-3.4.	Degré de maturité de la technologie	88

RESRECOVERY

PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES

PR2301553_240926_Matière organique - Table des matières

III-3.5. Étude de cas	89
III-3.6. Synthèse des données issues de la littérature	94
III-3.7. Enjeux, opportunités et axes de recherche.....	97
III-4. Produits de pyrolyse (biochar, bio-oil, acide pyroligneux)	99
III-4.1. Description	99
III-4.2. Applications et avantages	100
III-4.3. Procédés de fabrication	101
III-4.4. Degré de maturité de la technologie	103
III-4.5. Étude de cas	104
III-4.6. Enjeux, opportunités et axes de recherche.....	111
III-5. Biodiesel	112
III-5.1. Description	112
III-5.2. Applications.....	113
III-5.3. Procédés de fabrication	113
III-5.4. Degré de maturité de la technologie	117
III-5.5. Étude de cas	117
III-5.6. Synthèse des données issues de la littérature	123
III-5.7. Enjeux, opportunités et axes de recherche.....	126
III-6. Acides carboxyliques à chaîne moyenne (MCFA)	127
III-6.1. Description	127
III-6.2. Applications.....	127
III-6.3. Procédés de fabrication	127
III-6.4. Degré de maturité de la technologie	128
III-6.5. Étude de cas	128
III-6.6. Enjeux, opportunités et axes de recherche.....	130
III-7. Protéines microbiennes	131
III-7.1. Description	131
III-7.2. Applications.....	131
III-7.3. Procédés de fabrication	131
III-7.4. Degré de maturité de la technologie	132
III-7.5. Enjeux, opportunités et axes de recherche.....	133
III-8. Substances polymériques extracellulaires (EPS)	134
III-8.1. Description	134
III-8.2. Applications.....	134
III-8.3. Procédés de fabrication	134
III-8.4. Degré de maturité de la technologie	135
III-8.5. Étude de cas	135
III-8.6. Enjeux, opportunités et axes de recherche.....	135
III-9. Esters.....	137
III-9.1. Description	137
III-9.2. Applications.....	137
III-9.3. Procédés de fabrication	137
III-9.4. Degré de maturité de la technologie	137
III-9.5. Étude de cas	137
III-9.6. Enjeux, opportunités et axes de recherche.....	137
III-10. Substances spécifiques récupérées à d'eaux de rejet d'industries.....	139
IV. Inventaire des gisements en Région wallonne	141

RESRECOVERY

PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES

PR2301553_240926_Matière organique - Table des matières

IV-1. Inventaire des STEP urbaines	141
IV-2. Fractionnement de la charge des eaux résiduaires urbaines.	142
IV-3. Gisement total associé aux ERU à l'échelle du territoire	145
IV-3.1. FOG.....	147
IV-3.2. Boues primaires.....	147
IV-3.3. Boues secondaires.....	148
IV-4. Gisement associé aux ERI	149
IV-4.1. Caractéristiques des rejets industriels documentés	149
IV-4.2. Estimation des charges déversées pour les entreprises des secteurs sélectionnés	155
V. Sélection des technologies et élaboration des scénarios	157
V-1. Évaluation comparative des technologies	158
V-2. Filière 1a : production de cellulose alternative	162
V-2.1. Synthèse des hypothèses de travail	162
V-2.2. Estimation du potentiel pour la Région wallonne et scénario de valorisation	163
V-2.3. Scénario de valorisation	168
V-3. Filière 1b : variante BIOCHAR.....	170
V-3.1. Synthèse des hypothèses de travail (voir III-4.5)	170
V-3.2. Estimation du potentiel pour la Région wallonne	174
V-3.3. Possibilité de traiter des boues industrielles	178
V-3.4. Marché du BIOCHAR	180
V-4. Filière 2 : Production de biodiesel à partir des FOG.....	181
V-4.1. Synthèse des hypothèses de travail	181
V-4.2. Estimation du potentiel pour la Région wallonne	183
V-4.3. Possibilités d'inclure les FOG d'origine industrielle	184
V-4.4. Scénario de valorisation	184
V-4.5. Marché du biodiesel.....	185
V-5. Filière 3 : Production de PHA	187
V-5.1. Synthèse des hypothèses de travail	187
V-5.2. Estimation du potentiel pour la Région wallonne	189
V-5.3. Possibilités de valoriser des flux d'origine industrielle	190
V-5.4. Scénario(s) de valorisation	191
V-5.5. Marché des bioplastiques	197
VI. Synthèse.....	200
VII. Bibliographie.....	201
VIII. Annexe.....	1

I. INTRODUCTION

I-1. Contexte

Le traitement conventionnel des eaux usées par le procédé à boues activées est largement utilisé pour l'assainissement des eaux usées urbaines et industrielles avant leur rejet dans l'environnement. Ce procédé nécessite de forts besoins énergétiques, principalement liés à l'aération des bassins, permettant de fournir l'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour pouvoir métaboliser la matière organique. Ces eaux usées contiennent des matières riches en carbone qui pourraient être récupérées et directement utilisées comme matière première pour la production de produits biosourcés, réduisant par ailleurs la consommation nette d'énergie de la station d'épuration. Malheureusement, le potentiel de récupération de ces matériaux reste largement inexploité en Europe occidentale. En général, les seules filières de valorisation existantes se concentrent sur la digestion anaérobie afin de produire du biogaz, dont la valeur ajoutée pourrait être largement plus élevée.

Les voies de traitement des eaux usées doivent donc être repensées de manière à ne plus les considérer comme des déchets, mais comme une ressource en eau, en énergie, en nutriments, et autres produits biosourcés. C'est dans cette optique que le Service Public de Wallonie (SPW) a lancé le projet ResRecovery. Celui-ci a pour but de dynamiser l'économie circulaire, en se concentrant sur la récupération des ressources présentes dans les eaux-usées industrielles et urbaines en Région wallonne.

Ce premier volet de l'étude se concentre principalement sur la récupération de la matière organique contenue dans les eaux de rejet, dans le but de produire des substances à plus haute valeur ajoutée. La récupération des autres substances (nutriments/métaux) contenus dans ces eaux font l'objet d'autres volets du rapport.

I-2. Effluents concernés

Les effluents concernés par cette étude peuvent avoir différentes origines, à condition qu'ils contiennent de la matière organique. Il peut s'agir d'eaux usées urbaines, c'est-à-dire des eaux usées qui sont transportées par les égouts et centralisées vers une station de traitement des eaux. On y retrouve par exemple les eaux usées domestiques, les eaux usées industrielles, les eaux usées des établissements institutionnels (écoles, hôpitaux, ainsi que les eaux souterraines qui pénètrent inévitablement dans les égouts par le biais de fissures ou de fuites. Mais il peut s'agir également d'effluents provenant de sources décentralisées telles que les rejets de certaines industries (par exemple les industries laitières, brasseries, industries pharmaceutiques, industries chimiques, ...) ou encore des lixiviats de décharges. Ces effluents peuvent être rejetés à l'égout (en mélange donc avec les eaux usées domestiques) ou directement traités sur place avant rejet en eau de surface. Certains flux spécifiques sont également générés en interne dans les stations d'épuration des eaux usées, telles que les huiles et graisses issues du prétraitement, le surnageant de l'épaississeur, le surnageant du digesteur, l'eau de rejet de la déshydratation des boues, l'eau de drainage des lits de séchage des boues, l'eau de lavage des filtres et l'eau de nettoyage de l'équipement. Les boues issues de ces

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 1 sur 210

stations d'épuration sont une source très importante de matière organique pouvant faire l'objet d'une valorisation.

À noter que le volume et la composition de ces effluents peuvent varier très fortement d'une région à une autre et d'une période à une autre en fonction de diverses conditions. Par exemple, les précipitations peuvent augmenter fortement le débit et diluer les effluents dans le cas, très courant en Région wallonne où le système d'égouttage ne sépare pas les eaux de ruissellement des eaux usées domestiques. Des productions ponctuelles dans les entreprises peuvent modifier fortement la concentration et la composition des effluents, surtout s'il n'y a pas de stockage tampon. (Chen *et al.*, 2020)

Le Tableau I-1 reprend quelques exemples de sources d'eaux usées, classées en fonction de leur origine.

Tableau I-1 - Différentes sources d'eaux usées (Chen et al., 2020)

<i>Effluents non traités</i>	<i>Effluents internes aux stations d'épuration</i>
Eaux usées domestiques	Surnageant d'épaississeur
Eaux usées institutionnelles (hôpitaux, écoles)	Surnageant de digesteur
Eaux usées industrielles	Eau de rejet de la déshydratation des boues
Infiltration dans les égouts	Eau de drainage des lits de séchage des boues
Eaux pluviales	Eau de lavage des filtres
Lixiviats de décharge	Eau de nettoyage des équipements
Eaux usées des fosses septiques/boues	Boues primaires et secondaires

I-3. Ressources contenues dans les effluents

Ce chapitre reprend les données issues de la littérature, une caractérisation plus précise des effluents propres à la Région wallonne est détaillée au chapitre V-1.

I-3.1. Eaux usées urbaines

La composition typique des eaux usée urbaines avant leur traitement dans les stations d'épuration est reprise dans le Tableau I-2.

On y retrouve de la matière organique, qui peut être plus ou moins rapidement biodégradable, mais également des inertes, tels que du sable, récupéré lors du prétraitement. La composition des effluents peut être très hétérogène, avec la présence de substances solubles, colloïdales, ou particulaires.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 2 sur 210

La composition des eaux domestiques se retrouvant dans les eaux usées est reprise dans le Tableau I-2.

Comme indiqué dans le Tableau I-3, la concentration en matières organiques dans les eaux usées urbaines varie généralement entre 500 et 1 200 mgDCO/L. En Région wallonne, le rejet moyen journalier d'effluents par habitant est estimé à 105 L/hab.jour (2006) (Brahya and Cadelli, 2006). La charge réelle associée à un Equivalent Habitant est de l'ordre de 100 à 120 gDCO/jour, soit de l'ordre de 35 à 45 kgDCO/an.

En 2022, sur base des bilans d'exploitation, le volume traité par les 439 STEP documentées était de l'ordre de 875 000 m³/j associé à un flux de matière organique (exprimé en DCO) de l'ordre de 333 tonnes par jour ou 121 000 tonnes par an correspondant à environ 3 millions d'équivalents-habitants (EH en charge réelle). Cette valeur est inférieure à la capacité épuratoire nominale (capacité administrative totale : 4,1 millions d'EH¹), prévue par surdimensionnement des installations (cas d'orage, réserve épuratoire, ...). (SPGE, 2019)

Tableau I-2 - Différentes sources d'eaux domestiques rentrant dans la composition des eaux usées (1995)

Paramètres	Toilettes		Cuisine	Salle de bain et buanderie	Total
	Total	Urine			
Eaux usées (m³/an)	19	11	18	18	55
DCO (kg/an)	27.5	5.5	16	3.7	47.2
BDO (kg/an)	9.1	1.8	11	1.8	21.9
Azote (kg/an)	4.4	4.0	0.3	0.4	5.1
Phosphore (kg/an)	0.7	0.5	0.07	0.1	0.87
Potassium (kg/an)	1.3	0.9	0.15	0.15	1.6

Tableau I-3 - Composition typique d'eaux usées brutes de stations d'épuration (composés majeurs) (Pikaar et al., 2022)

Paramètres	Valeur faible	Valeur moyenne	Valeur élevée
DCO totale (mg/L)	500	750	1200
DCO soluble (mg/L)	200	300	480
DBO5 (mg/L)	230	350	560
Acides gras volatils (AGV - VFA) (mg-acétate/L)	10	30	80
Azote total (mg/L)	30	60	100
Azote total Kjeldahl (mg/L)	30	60	100

¹ La capacité nominale des STEP, exprimée en EH, fait couramment référence à l'EH dit « Région wallonne » (54 g DBO5/jour) ou à l'EH dit « administratif » fixé par l'UE à 60 g DBO5/j.

Ammoniaque-N (mg/L)	20	45	75
Phosphate total (mg/L)	6	15	25
Matières en suspension totales (MES – TSS) (mg/L)	250	400	600
Matières en suspension volatiles (MSV - VSS) (mg/L)	200	320	480

La matière organique retrouvée dans les eaux usées urbaines est composée d'un mélange de composés organiques, parmi lesquels on trouve de la cellulose, des substances polymériques extracellulaires (Extracellular Polymeric Substances, EPS), des acides gras volatils (Volatil Fatty Acids, VFA), des protéines, des lipides ou encore des glucides (complexes). La cellulose, provenant principalement du papier toilette, constitue généralement la fraction principale des composés organiques contenus dans les eaux usées urbaines (environ 25% à 30%). On estime qu'une simple étape de séparation par tamisage/filtration pourrait permettre de récupérer entre 8 et 10 kg de cellulose par habitant et par an (Ruiken *et al.*, 2013), voir III-3.

I-3.1.1. Boues de stations d'épuration

La plupart des composés organiques présents dans les eaux usées urbaines, tels que les AGV's, les protéines, les lipides ou les glucides, sont éliminés au moyen de procédés à boues activées, notamment les procédés classiques, de nitrification/dénitrification et d'élimination du phosphore, par voie chimique, biologique (EBPR) ou une combinaison des deux. Ces procédés permettent de séparer et de transformer la matière organique contenue dans les eaux usées, générant ainsi deux flux riches en matière organique : les boues primaires et les boues secondaires. Les boues primaires sont principalement composées de matières organiques particulaires facilement biodégradables, telles que les glucides et les lipides. Les boues secondaires contiennent en grande partie des matériaux plus difficilement biodégradables, surtout si les boues sont âgées et bien stabilisées. Une vue d'ensemble de la composition type des boues primaires et secondaires est reprise dans le Tableau I-4 suivant. Une autre partie de la matière organique contenue dans les eaux usées est constituée de graisse et d'huile qui sont généralement éliminées en amont de la station d'épuration. (Pikaar *et al.*, 2022)

Les effluents des ateliers de conditionnement des boues sont également chargés en matières organiques solubles. Un exemple est repris dans le Tableau I-5. En cas de digestion des boues, le digestat résultant est particulièrement riche en azote. Un exemple de composition est repris dans le Tableau I-6.

Tableau I-4 - Composition typique des boues primaires et secondaires (Pikaar *et al.*, 2022)

Paramètres	Boues primaires	Boues secondaires
Concentration en solides totale (TS) (%)	5-9	0,8-1,2
Solides volatiles (VS) (en % de la TS)	60-80	59-68
Azote (%TS)	1,5-4	2,4-5,0
Phosphore (%TS)	0,8-2,8	0,5-0,7
Potassium (K ₂ O %TS)	0-1	0,5-0,7
Cellulose (%TS)	8-15	7-9,7

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 4 sur 210

<i>Fer (g Fe/kg)</i>	2-4	-
<i>Silice (SiO₂%)</i>	15-20	-
<i>pH</i>	5,0-8,0	6,5-8,0
<i>Graisses (%TS)</i>	7-35	5-12
<i>Protéines (%TS)</i>	20-30	32-41
<i>Alcalinité (mg/L CaCO₃)</i>	500-1500	580-1100
<i>Acides organiques (mg/L acétate)</i>	200-2000	1100-1700
<i>Contenu énergétique(MJ/kg TS)</i>	23-29	19-23

Tableau I-5 - Composition de l'eau récupérée après essorage des boues de stations d'épuration (Chen et al., 2020)

	<i>Valeur</i>
<i>DCO (mg/L)</i>	700 - 1400
<i>TSS (g/L)</i>	< 0,8
<i>Azote K. (mg/L)</i>	600 – 1513
<i>Azote organique (mg/L)</i>	90 - 187
<i>Phosphore (mg/L)</i>	0 – 130
<i>pH</i>	7 - 13

Tableau I-6 - Composition du surnageant issu de la digestion anaérobie des boues (Chen et al., 2020)

	<i>Valeur</i>
<i>DCO tot (mg/L)</i>	700 - 9000
<i>DCO soluble (mg/L)</i>	200 - 2000
<i>DBO tot (mg/L)</i>	300 – 4000
<i>DBO soluble (mg/L)</i>	100 - 1000
<i>TSS (g/L)</i>	500 – 10000
<i>Azote K. (mg/L)</i>	120 - 800
<i>Azote ammoniacal (mg/L)</i>	100 - 500
<i>Phosphore (mg/L)</i>	15 - 300
<i>VSS</i>	250 - 6000

I-3.1.2. Boues de fosses septiques (boues fécales)

Les boues fécales sont une ressource abondante et valorisable. Celles-ci sont riches en matières organiques et surtout en nutriments, et elles sont pauvres en métaux toxiques. Elles contiennent également du sable et d'autres inertes. Toutefois, avec la présence de nombreux pathogènes, sa gestion est très fortement contrôlée et elles ne peuvent être épandues directement sur les cultures. Il existe donc un intérêt dans son traitement, à la fois pour les assainir mais également pour les valoriser, surtout dans les pays où le coût des fertilisants ou leur disponibilité ne permet pas leur application. Le

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 5 sur 210

schéma repris à la Figure I-1 montre différentes options de valorisation de ces boues, telles que l'épandage après compostage et séchage et mélange avec d'autres nutriments. Ces techniques sont utilisées en Afrique du Sud, au Zimbabwe et au Ghana. Toutefois, l'utilisation de ces matières est encore peu répandue au vu de l'image qu'elle répand à propos des risques sanitaires. Les restrictions de culture et un séchage solaire suffisant permettraient de minimiser ces risques. Afin d'améliorer les qualités « nutritionnelles » de ces boues pour un usage agricole, un ajout de struvite, urine ou fertilisant industriel peut être réalisé. (Pikaar *et al.*, 2022) (Chen *et al.*, 2020) (Mavugara and Matsa, 2023)

La production de ces boues fécales est de l'ordre de 100 à 520 g de boue humide par personne et par jour. De nombreux facteurs influencent sa composition, comme la diète, les habitudes, la durée de stockage, les infiltrations, la méthode de collection et le climat. Il y a aujourd'hui peu d'informations détaillées sur les caractéristiques de ces matières, dont la composition peut varier en fonction du lieu et du temps. Le Tableau I-7 reprend diverses informations sur la composition des boues de fosses septiques et des toilettes publiques. Celui-ci montre bien que la charge est plus importante que dans les boues de station d'épuration. La variabilité compositionnelle est également beaucoup plus importante au vu des facteurs décrits plus haut, variabilité devant être prise en compte lors du dimensionnement d'une installation. (Chen *et al.*, 2020) A titre d'information, en Norvège, 86% de la population est relié aux systèmes d'égouttage. Les 14% restants disposent de systèmes d'épuration décentralisés (> 50 EH), de fosses septiques ou de systèmes d'infiltration. (Fernando-foncillas *et al.*, 2021)

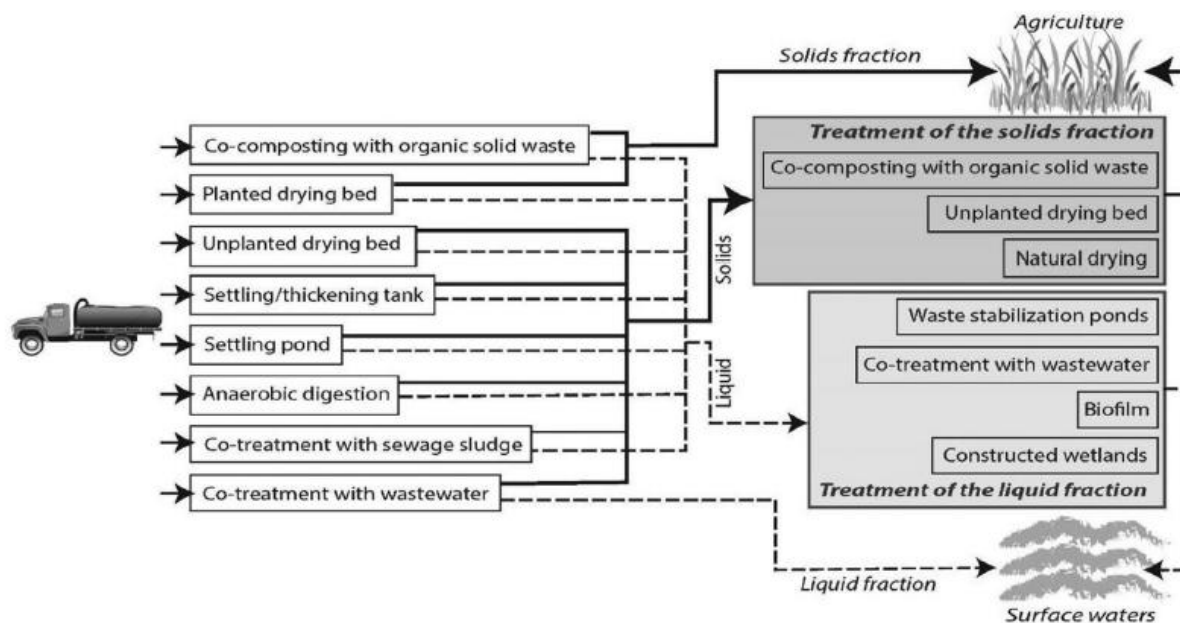


Figure I-1 - Différentes options de valorisation des boues fécales (boues de fosses septiques). (Pikaar *et al.*, 2022)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 6 sur 210

Tableau I-7 Composition des boues fécales (fosses septiques et toilettes publiques) (Chen et al., 2020)

Caractéristiques	Toilettes Publiques	Fosses Septiques
pH	1,5 - 12,6	
	6,55 - 9,34	
TS (mg/l)	52,5	12 000 - 35 000
	30	22
		34 106
	≥3,5%	<3%
TVS (%)	68	50 - 73
	65	45
DCO (mg/l)	49	1 200 - 7 800
	30	10
	20 000 - 50 000	<10 000
DBO (mg/l)	7,6	840 - 2 600
	-	190 - 300
Azote total, TN (mg/l)	3,4	1
	3,3	150 - 1 200
Azote total Kjeldhal, TKN (mg/l)	2	400
NH ₄ -N (mg/l)	2 000 - 5 000	< 1 000
	-	0,2-21
	450	150
Nitrate, NO ₃ (mgN/l)	1 - 105	1 - 105
Phosphore total, TP (mgP/l)	2,5	4 000 - 5 700
Coliformes fécaux (cfu/100 ml)	20 000 - 60 000	4
Œufs d'helminthes (nombre/l)		600 - 6 000
		16

La composition typique d'effluents issus de diverses entreprises est reprise dans les sections suivantes. Ces industries sont par exemple des brasseries, des laiteries, des papeteries, des abattoirs.

I-3.2. Industries agro-alimentaires

I-3.2.1. Abattoirs et industries de la viande (Suez Water Handbook, no date)

La composition des effluents issus de ce type d'industrie dépend principalement du type de viande considéré (bovins, porcins, volailles, ...) et des procédés retrouvés en aval de l'abattoir. Généralement, il s'agit d'effluents riches en matière organique.

En particulier, le sang contenu dans ces effluents présente la DCO la plus élevée parmi tous les liquides générés :

- DCO = 400 g/L

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 7 sur 210

- DBO = 200 g/L
- Azote Kjeldhal : 30 g/L

On peut également retrouver des graisses en quantité importante, des chlorures si il y a présence d'un atelier de salaison, une matière en suspension élevée correspondant à des matières cellulosiques fibreuses non biodégradables. Les ateliers de transformation peuvent également générer des sulfures, du sang, de la gélatine.

Le Tableau I-8 reprend quelques valeurs typiques relatives à la masse de carcasse traitée.

Tableau I-8 - Données relatives aux émissions causées par l'abattage de bovin, porcs et volailles (Suez Water Handbook, no date)

Atelier	Volume eaux usées L/kg de carcasse	DBO	DBO	Azote	Phosphore	MES
		g/kg de carcasse				
Bovins	1,6 – 9	1,8 - 28	4 – 40	0,1 - 1,8	0,02 - 0,2	11 - 16
Porcs	1,6 – 6	2,1 - 10	3,2 - 10	0,1 - 2	0,02 - 0,2	0,12 – 5,1
Volaille	5 – 67	2,4 -43	4 -41	0,5 - 4,6	0,02 - 0,7	0,048 - 0,7

Le Tableau I-9 reprend la composition moyenne typique des effluents bruts, avant et après dégrillage.

Tableau I-9 - Composition moyenne d'effluents d'abattoirs (H2orus, no date a)

	<i>Effluents bruts</i>	<i>Effluents dégrillés (100 µm)</i>
<i>DCO (mg/L)</i>	78.700	73.000
<i>DBO5 (mg/L)</i>	28.400	26.200
<i>MES (g/L)</i>	29,8	25,2
<i>Azote K. (g/L)</i>	2,68	0,43
<i>Phosphore (mg/L)</i>	790	750
<i>Graisses (g/L)</i>	11,1	11,1

I-3.2.2. Tanneries

Les volumes générés et la DCO générée par les tanneries dépendent du type de procédé utilisé :

- Tannage au chrome (20 à 120 m³/t)
- Tannage végétal (20 à 90 m³/t)
- 200 à 250 kg DCO par tonne de peau
- 75 à 150 kg MES par tonne de peau

I-3.2.3. Colles et gélatines

Il s'agit des eaux provenant du traitement des os et des peaux. Les volumes d'eaux générées peuvent être de 60 à 70 m³ par tonne d'os et correspondre à 50 kg de DBO par tonne de colles produites.

I-3.2.4. Elevages

Les animaux élevés hors sol génèrent du lisier dont les quantités sont variables en fonction de l'espèce (canards 0,3 L/j, porcs 25 L/j, bovins 40 à 85 L/j). Cela correspond à environ 1 à 5 m³/jour de lisier pour un élevage de taille moyenne. (H2orus, no date c)

La composition du lisier brut est la suivante :

Tableau I-10 - Composition moyenne du lisier brut (H2orus, no date c)

	<i>Effluents bruts</i>
<i>DCO (mg/L)</i>	96.000
<i>DBO5 (mg/L)</i>	53.000
<i>MES (g/L)</i>	33
<i>Azote K. (g/L)</i>	5,6
<i>Phosphore (mg/L)</i>	590
<i>pH</i>	5,45

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 9 sur 210

I-3.2.5. Industries laitières

En fonction du produit formé après transformation du lait, divers composés peuvent être retrouvés dans les eaux de rejet :

- Pasteurisation : pertes de lait (peut atteindre 3 à 4%)
- Fromagerie et caséineries : rejet de sérum déprotéiné mais riche en lactose
- Beurrerie : rejet de babeurre, pauvre en matière grasse mais riche en lactose et protéines

Ces rejets sont généralement riches en DCO, en azote et en phosphore à cause des pertes générées lors de la transformation du lait.

Les protéines peuvent être récupérées par ultrafiltration. Le lactose peut être récupéré des sérums par électrodialyse.

Le tableau suivant reprend la composition du lait entier, du lait écrémé, du lactosérum et du babeurre.

Tableau I-11 - Tableau reprenant la composition de différents produits issus de laiteries (Suez Water Handbook, no date)

	Lait entier		Lait écrémé	Lactosérum	Babeurre
	Vache	Chèvre			
DBO (mg/L)	90 à 120		50 à 73	34 à 55	60 à 70
Ca (%)	1,25	1,3	1,2		1,2
K (%)	1,5	2			
P (%)	0,95	0,9	0,9	0,8	0,95
Cl (%)	1,1	1,3	1		1
MS (%)	130	114		60 à 45	
Mat. Gras. (%)	39	33	80	0,8	0,5 à 2
Matières azotées solubles (%)	33	29	35	7,9	30
+ protéines (%)					
Lactose (%)	47	43	50	47 à 50	44
Acide lactique (%)				2 à 6	1
Cendres (%)	8 à 9	8		5 à 7	

Les effluents de laiterie sont facilement biodégradables (DCO/DBO = 1,5 à 2). À noter que les procédés utilisés génèrent des variations de pH importantes (2 à 12) au cours de la journée mais également du débit. (Suez Water Handbook, no date) Généralement, ils contiennent des concentrations élevées en lactose, acide aminés, petits peptides, etc. (H2orus, no date b) La concentration moyenne typique des effluents est reprise dans le tableau suivant :

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 10 sur 210

Tableau I-12 - Composition typique moyenne d'effluents de laiterie polyvalentes

	<i>Composition d'effluents bruts (Djelal, Rigail and Boyer, 2008)</i>	<i>Composition (Chen et al., 2020)</i>
<i>DCO (mg/L)</i>	950 à 5000	80 – 95000
<i>DBO5 (mg/L)</i>	360 à 3200	40 – 48000
<i>MES (g/L)</i>	90 à 1040	0,024 – 7,175
<i>Azote K. (mg/L)</i>	40 à 90	14 – 329
<i>Phosphore (mg/L)</i>	4 à 20	9 – 132
<i>Sulfites (mg/L)</i>	210 (H2orus, no date b)	-
<i>Graisses (mg/L)</i>	110 à 800	-

I-3.2.6. Brasseries et établissements viticoles

Les rejets des brasseries proviennent des pertes au remplissage des bouteilles, du nettoyage (bouteilles, cuves, sols), de la filtration du moût et des levures et de l'évacuation des fonds de cuve. Les procédés de fermentation et de filtration contribuent jusqu'à 97% de la charge totale en DBO.

Le tableau suivant reprend les caractéristiques principales de ces eaux.

Celles-ci peuvent varier assez fortement en pH. La MES peut être constituée d'inertes tels que de la terre de diatomite, ou encore de matière organique telle que de la pulpe d'étiquette (cellulose). L'azote provient principalement du malt, des additifs et des détergents utilisés lors du nettoyage des réservoirs. (Suez Water Handbook, no date)

Tableau I-13 - Composition typique d'effluent de brasserie (Suez Water Handbook, no date)

<i>Paramètre</i>	<i>Plage (mg/L)</i>
<i>DBO</i>	1000-1500
<i>DCO</i>	1800-3000
<i>Solides en suspension</i>	10-60
<i>Azote total</i>	30-100
<i>Phosphore total</i>	30-100
<i>pH</i>	3,0-13

Un exemple de rejet d'établissement viticole est repris dans le tableau suivant :

Tableau I-14 - Composition d'effluent d'établissement viticole (Chen et al., 2020)

Effluents bruts

DCO (mg/L)	320 – 49105
DBO5 (mg/L)	203 – 22418
MES (g/L)	0,066 – 8,6
Azote K. (g/L)	10 – 415
Phosphore (mg/L)	2 – 280
pH	2.5 – 12.9

I-3.2.7. Industries de la pomme de terre (Suez Water Handbook, no date)

La pomme de terre est composée à 12 à 20% de fécule et contient également beaucoup de protéines.

En plus de ces matières pouvant être retrouvées dans les eaux usées, il peut également y avoir des graisses s'il y a une étape de cuisson à l'huile. Il peut également y avoir une forte concentration en pulpe, en amidon et en protéines s'il y a présence d'un pelage à la soude.

Le tableau suivant reprend des données relatives aux eaux générées par l'industrie de la pomme de terre.

Tableau I-15 - Caractéristiques d'effluents pouvant être générés par l'industrie de la pomme de terre (Suez Water Handbook, no date)

Atelier ou poste	Volume d'eau m³ par t	MES kg par t	DBO ₅ kg par t
Préparation - Transport et lavage - Pelage et coupe	2,5-6 recyclables 2-3	20-200	- 5-10
Flocons: Cuisson	2-4		10-15
Pommes chips : Cuisson	2,2-5	5-10	5-10
Féculerie - Lavage, râpage, dilacération - Pressage-raffinage	2-6 (eau rouge) 1	Pulpe à recycler	20-60 ⁽¹⁾

1. Dont les eaux de préparation.

I-3.2.8. Industries de l'amidon (Suez Water Handbook, no date)

Ces industries traitent généralement du manioc, de la pomme de terre, ou encore des céréales plus riches (blé, maïs et riz). Les effluents générés sont riches en matière organique facilement biodégradable. La DCO et la DBO peuvent augmenter après hydrolyse et fermentation des sucres

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 12 sur 210

réduits, des acides volatils et des aldéhydes. La dégradation des protéines induit la présence d'azote, d'urée et d'ammoniaque.

I-3.3. Industries textiles

Le lavage et le peignage des laines génèrent une charge polluante composée typiquement de :

- 25 à 30% de graisses (acides gras)
- 10 à 15% de sable et terre
- 40 à 60% de sels organiques

La laine est riche en DCO (150 à 500 g/kg de laine brute).

Ainsi les eaux de rejet contiennent beaucoup de matière organique et une quantité variable de micropolluants provenant d'antiparasitaires.

Les agents utilisés pour le traitement des tissus (lubrifiants, agent d'encollage, ...) sont aussi responsables de la teneur en matière organique dans les eaux de rejet. Le pH peut varier fortement. Le désencollage des tissus en coton peut représenter 70% de la charge en DCO totale de l'effluent final, à savoir 20 gDCO/L. Les polluants retrouvés dans l'eau dépendent de plusieurs facteurs, tels que le type de fibre (synthétique ou naturelle) et des procédés de teinture. (Suez Water Handbook, no date)

Les concentrations typiques des rejets sont reprises dans le tableau suivant.

Tableau I-16 - Composition typique d'effluents d'industrie textile (Chen et al., 2020) (Suez Water Handbook, no date)

Variable	Valeurs (Chen et al., 2020)	Valeurs (Suez Water Handbook, no date)
DBO (mg/L)	80 - 6000	80 – 700 (DCO/DBO = 2,2 à 5)
TSS (mg/L)	15 – 8000	30 – 400 (jusqu'à 1000 pour le coton)
DCO (mg/L)	100 - 30000	250 - 1500
Azote tot (mg/L)	70 - 80	-
Phosphore (mg/L)	< 10	-
Soufre (mg/L)	500 – 1000	0 – 50 (S ²⁻)
pH	5,5 – 11,8	4 - 12
Cr(VI) (mg/L)	-	1 – 4

Il peut également y avoir une teneur importante en AOX, hypochlorite de sodium ou en peroxyde d'hydrogène s'il y a une unité de blanchiment. (Suez Water Handbook, no date)

I-3.4. Industries de la pâte à papier

Les eaux issues des industries de la pâte à papier peuvent provenir de différentes origines :

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 13 sur 210

- Condensats de cuisson et d'évaporation
- Lavage et vidanges
- Préparation des bois (écorçage, coupe, ...)
- Blanchiment

Ils présentent les caractéristiques suivantes :

- Débit important : 15 à 150 m³/t
- Pollution importante en insolubles (fibres et fibrilles, CaCO₃, argiles), caractérisées par une forte teneur en matières en suspension non décantables (10 à 30 % de la MES).
- Teneur en DBO de 100 à 1000 mg/L
- Teneur en DCO de 300 à 4000 mg/L (en fonction de la nature du bois)

Les condensats d'évaporation des liqueurs noires peuvent être traités séparément et ont la composition reprise dans le Tableau I-17 suivant.

Les effluents de fabriques de papier et de carton peuvent contenir différents adjuvants en plus de la cellulose et des autres matières lignocellulosiques :

- Charge minérale : Kaolin, CaCO₃, talc, TiO₂
- Charge organique (amidon, latex)
- Colorants, sulfate d'aluminium, agents de rétention

Les effluents sont caractérisés par une charge variable en fibres et en additifs peu solubles. La DCO est généralement 2 à 3 fois plus élevée que la DBO. Le I-18 suivant reprend les caractéristiques des matières retrouvées après traitement de différentes sortes de papier. (Suez Water Handbook, no date)

Le Tableau I-19 reprend la composition typique d'eaux usées de ce type d'industrie.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 14 sur 210

Tableau I-17 - Composition des condensats d'évaporation des liqueurs noires (Suez Water Handbook, no date)

Caractéristiques		Pâte bisulfite	Pâte kraft
pH		1,8 - 2,2	8-9
DCO	g · L ⁻¹	4 - 10	4-7
DBO	g · L ⁻¹	2 - 5	1-2
SO ₂	g · L ⁻¹	0,2 - 2	0,4-1
Acétate	g · L ⁻¹	2,5 - 4	
Méthanol	g · L ⁻¹	0,2 - 1,2	
Acide formique	g · L ⁻¹	0,15 - 0,5	

Tableau I-18 - Caractéristiques de la pollution issue de la fabrication de différentes sortes de papiers (Suez Water Handbook, no date)

Type de fabrication	Consommation d'eau m ³ · t ⁻¹	MES kg · t ⁻¹	DBO ₅ (kg · t ⁻¹)
Papier journal	10 - 20	8 - 20	2 - 5
Papier couché lisse	10 - 20	10 - 20	2 - 5
Papier impression-écriture	10 - 30	7 - 15	3 - 7
Papier emballage kraft	5 - 15	8 - 15	1 - 3
Carton plat (pâte neuve)	15 - 20	2 - 8	2 - 7
Papier pour ondulé	1,5 - 10	10 - 25	10 - 20
Papiers fins et spéciaux	Très dépendants des types fabriqués		
Papier tissu	2 - 30	1 - 8	5 - 7

Tableau I-19 - Composition typique d'effluents d'industrie papetière (Chen et al., 2020)

Variable	Valeurs
DBO (mg/L)	16 – 13300
SS (mg/L)	0 – 23319
DCO (mg/L)	78 – 39800
Azote tot (mg/L)	11 – 600
Phosphore (mg/L)	0,02 – 36
Soufre (mg/L)	6 – 1270
pH	2,5 – 12,3

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 15 sur 210

II. TECHNOLOGIE CONVENTIONNELLE POUR LE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

Cette section décrit brièvement le principe de fonctionnement des stations d'épurations utilisant le procédé à boues activées². Certains points utiles aux sections suivantes y seront un peu plus détaillés, comme la dénitrification, la déphosphatation et la digestion anaérobie.

Un schéma global d'une installation typique de traitement des eaux est repris à la Figure II-1.

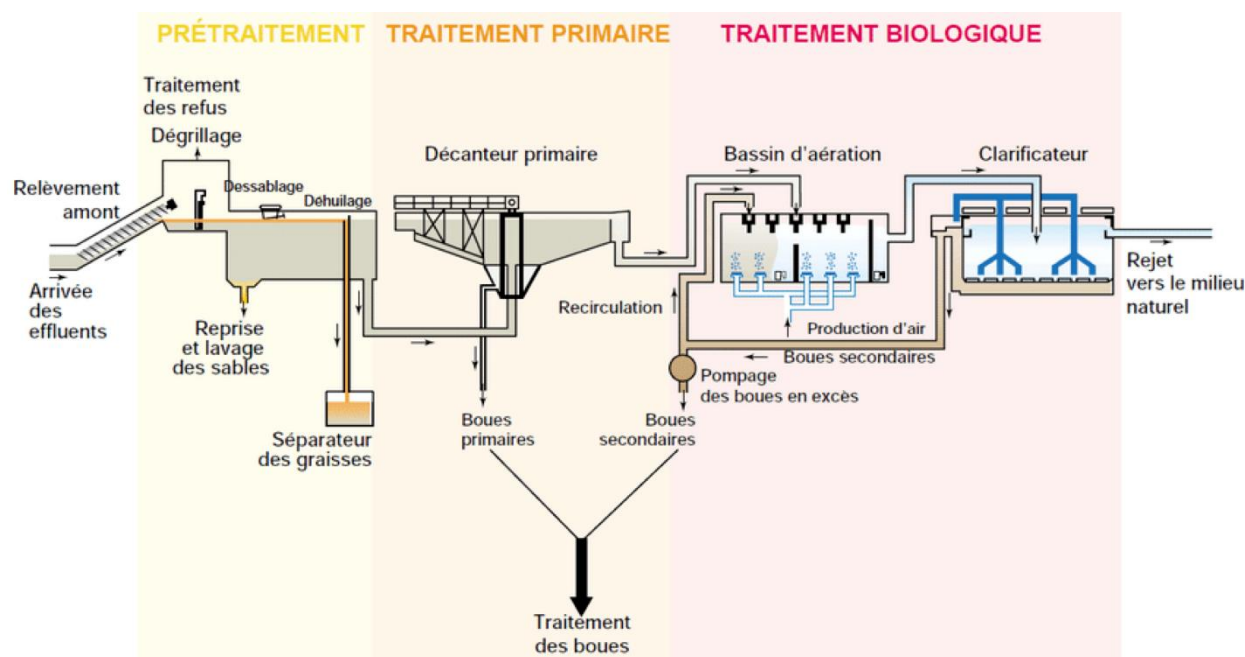


Figure II-1 - Schéma global du fonctionnement d'une station d'épuration par le procédé à boues activées (Bessedik and Belkaid, 2021)

II-1. Prétraitement

La première étape rencontrée dans une station d'épuration consiste essentiellement à éliminer les déchets qui ne peuvent pas être traités par voie biologique, ou qui risqueraient de causer des dégâts aux installations ultérieures. Cela permet également de réduire la quantité de boues formées.

Lors de cette première étape, les effluents subissent d'abord un dégrillage, permettant d'éliminer les déchets grossiers.

Deuxièmement, un dessablage est réalisé par décantation, permettant d'éliminer les matières les plus denses et dont la taille est supérieure à 200 microns. Il s'agit principalement de sable. En moyenne, la charge varie de 0,1 à 3 kg par habitant et par an (valeur qui peut largement augmenter en cas de

² En Région wallonne, plus de 75 % des stations d'épuration collectives, et plus de 95% des stations de capacité nominale > 10.000 EH, sont conçues selon ce principe.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 16 sur 210

précipitations s'il s'agit d'égouts combinés). Les deux tiers du sable récupéré sont généralement réutilisés dans la construction tandis que le reste est éliminé en décharge. (Pikaar *et al.*, 2022)

Troisièmement, les huiles et les graisses (Fat Oil Grease, FOG) sont éliminées par flottation, car celle-ci met un temps très important pour être dégradées, qui ne correspond pas avec le temps de séjour des eaux dans la station d'épuration. Ces substances sont généralement incinérées ou valorisées énergétiquement, ou encore transformées en savon par ajout de soude avant réinjection dans la station d'épuration. (AIDE S.C.R.L., 2005) Celles-ci pourraient faire l'objet d'une valorisation en produits à plus haute valeur ajoutée, comme du biodiesel par estérification directe, voir III-5. (Pastore *et al.*, 2015)

La digestion anaérobie de ces composés est généralement évitée car sa mise en place pratique rencontre de nombreux obstacles (inhibition, production de mousse, blocage des pompes et tuyaux, etc). (Long *et al.*, 2012) (AIDE, no date)

L'installation d'un déshuileur est généralisée sur les STEP > 10.000 EH.

II-2. Traitement primaire

Le traitement primaire des eaux usées vise à éliminer la fraction des composés en suspension par décantation. Les boues primaires générées sont généralement composées de matières organiques particulaires facilement biodégradables car elles n'ont pas encore été minéralisées lors du processus de traitement biologique. Ces matières organiques comprennent des glucides, des lipides (graisses et huiles), et d'autres matières organiques qui se déposent lors du processus de sédimentation. Les boues primaires se caractérisent par leur teneur organique relativement élevée et sont un excellent substrat pour les processus de traitement biologique, tels que la digestion anaérobie, qui peut contribuer à une dégradation supplémentaire et à la stabilisation des matières organiques tout en produisant du biogaz. (Pikaar *et al.*, 2022) (AIDE, no date)

On notera que moins de 15% des STEP en Région wallonne (20 % des STEP > 10.000 EH) sont équipées d'une décantation primaire.

II-3. Traitement secondaire

Le procédé à boues activées est l'un des procédés les plus couramment utilisés pour le traitement secondaire des eaux usées. Il permet de digérer la matière organique, en réduisant considérablement les déchets solides tout en les stabilisant (en diminuant leur fermentescibilité).

Le traitement repose sur l'utilisation d'une biomasse composée de bactéries, qui, en conditions aérobies (présence d'oxygène), décomposent et oxydent les substances organiques présentes dans les eaux usées. Cette opération se déroule dans des bassins d'aération. Les bactéries se nourrissent des substances organiques présentes dans les eaux usées pour subvenir à leurs besoins de maintien et de croissance. Au cours du processus, les bactéries ont tendance à s'agglomérer en incorporant une partie des matières en suspension présentes dans les eaux usées pour former des floccs, agrégats de bactéries et de matières en suspension.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 17 sur 210

La biomasse, plus dense que l'eau, se dépose au fond du décanteur secondaire. Une partie de celle-ci est renvoyée en tête du traitement biologique afin de conserver une certaine concentration en micro-organismes dans le bassin d'aération, tandis qu'une partie est extraite sous forme de boues secondaires. L'eau épurée est ensuite rejetée, ou subit un traitement tertiaire et/ou quaternaire pour éliminer d'autres composés (nitrates, phosphates, micropolluants). L'eau épurée peut également subir une étape finale de désinfection si nécessaire. (Chen *et al.*, 2020)(AIDE, no date)

II-4. Traitement tertiaire

Le traitement tertiaire consiste à éliminer les nutriments résiduels contenus dans l'eau, à savoir les nitrites/nitrates et le phosphore, avant rejet dans l'environnement. Le traitement tertiaire de l'azote et/ou du phosphore est actuellement mis en place dans plus de la moitié des STEP wallonnes. On notera à ce sujet qu'un processus de révision de la Directive européenne relative au traitement des eaux résiduaires urbaines devrait conduire à un renforcement des obligations relatives au traitement tertiaire.

II-4.1. Dénitrification

L'azote contenu dans les eaux usées est essentiellement sous forme d'azote ammoniacal (NH_4^+) ou d'azote organique ammonifiable (qui peut se transformer par hydrolyse enzymatique en azote ammoniacal) ou réfractaire (non biodégradable).

Lors du traitement des eaux usées par les boues activées, l'azote organique ammonifiable est hydrolysé en azote ammoniacal et est ensuite oxydé en nitrites et puis en nitrates en conditions aérobies par les bactéries nitrifiantes.

Ces nitrates se retrouvent ensuite dans les eaux de rejet, ce qui peut nuire à la qualité de l'eau à cause de son potentiel d'eutrophisation.

La dénitrification consiste à éliminer complètement les nitrites et les nitrates contenus dans l'eau en les transformant en azote N_2 , grâce à la présence de micro-organismes qui peuvent utiliser ces nitrates et nitrites comme oxydant en conditions anoxiques (absence d'oxygène). Ces micro-organismes ont également besoin de matière organique pour pouvoir couvrir leurs besoins énergétiques. (Deronzier, 2002)

Il existe plusieurs procédés permettant d'éliminer les nitrites et nitrates des eaux de rejet (Deronzier, 2002):

- La dénitrification par alternance de phases :

Le bassin d'aération (du traitement secondaire) est équipé d'un système d'aération fonctionnant en discontinu. Ainsi, le milieu passe d'anoxique à aérobie et inversement une dizaine de fois par jour. La nitrification s'effectue durant les phases aérobies tandis que la dénitrification a lieu durant les phases anoxiques.

- La dénitrification par recirculation nitrates

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 18 sur 210

Dans ce procédé, un bassin non aéré (anoxie) est placé en amont du bassin d'aération. Une boucle de recirculation envoie une partie des effluents sortant du bassin d'aération après décantation dans ce bassin.

Ce type de procédé peut également être complété avec une zone anaérobie en amont dans le cadre d'une déphosphatation.

II-4.2. Déphosphatation

Les micro-organismes qui participent à la dégradation du carbone et de l'azote intègrent naturellement du phosphore dans leur structure cellulaire. Ce phosphore joue d'ailleurs un rôle majeur dans leur métabolisme en stockant de l'énergie sous forme d'ATP. Environ un quart de la quantité totale de phosphore se trouvant dans les eaux usées est éliminé de cette manière. Pour intensifier l'élimination du phosphore, les installations à boues activées utilisent deux approches, qui sont généralement combinées pour améliorer les performances:

- La précipitation chimique des phosphates par ajout de chlorure de calcium, d'aluminium ou de fer ;
- La suraccumulation biologique du phosphore par la biomasse, ou encore « enhanced biological phosphorus removal » (EBPR).

Le phosphore est ainsi extrait du système via le soutirage des boues.

Une description de la déphosphatation biologique (EBPR) est reprise ci-dessous. Elle est directement associée à la production de polyhydroxyalcanoates (PHA) qui est une des voies principales de la valorisation des matières organiques dans les eaux usées. (Chen *et al.*, 2020) (Deronzier and Choubert, 2004)

II-4.2.1. Déphosphatation biologique (EBPR)

Le procédé de déphosphatation biologique consiste à exposer la biomasse à une alternance de conditions anaérobies (milieu réducteur : sans oxygène ni nitrates/nitrites) et aérobies (milieu avec oxygène). La Figure II-2 reprend un schéma général d'une station d'épuration avec les différents bassins permettant une déphosphatation biologique.

Dans le bassin anaérobie, en tête de traitement secondaire, les bactéries déphosphatantes (phosphorus-accumulating organisms (PAO)) synthétisent des produits de réserve, des polyhydroxyalcanoates (PHA) à partir du substrat organique facilement biodégradable contenu dans les eaux usées. Elles réalisent cette synthèse avec l'énergie libérée par l'hydrolyse intracellulaire de polyphosphates. Les phosphates sont ainsi relargués dans le milieu extérieur.

Lors de la phase aérobie, les PAO oxydent les PHA ainsi que la matière organique contenue dans les eaux usées. L'énergie générée par la respiration permet de régénérer les stocks de polyphosphates en assimilant les phosphates contenus dans les eaux usées.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 19 sur 210

L'assimilation surpassant le relargage, cette alternance de phase permet une réabsorption plus importante du phosphore comme indiqué à la Figure II-3.

Ces alternances permettent également de sélectionner et d'enrichir la biomasse en PAO, ce qui peut être utile notamment pour la synthèse des PHA. À noter que ces PAO ne sont qu'une sous-catégorie des organismes accumulateurs de PHA, non essentielle pour le stockage de ce dernier. (Simon Bengtsson *et al.*, 2017)

Les bactéries déphosphatantes ont besoin de consommer de la DCO facilement biodégradable. Il s'agit principalement d'acides gras volatiles (AGV), issus de la fermentation de la matière organique. (Chen *et al.*, 2020) (Deronzier and Choubert, 2004)

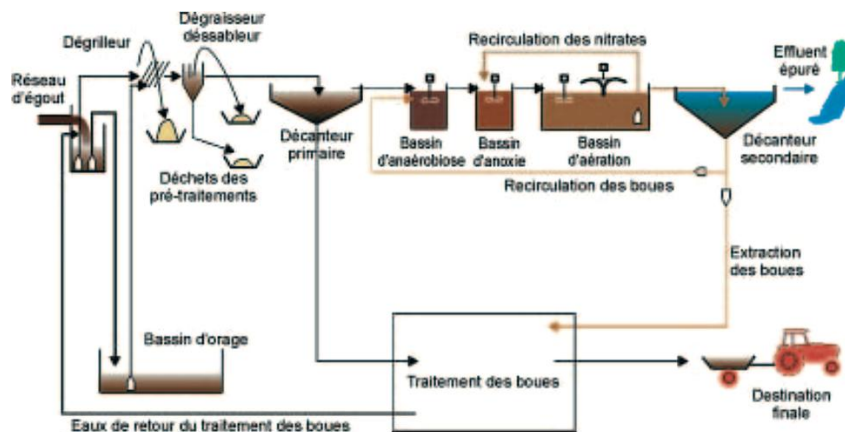


Figure II-2 - Schéma général d'une station d'épuration avec traitement tertiaire pour l'élimination de l'azote et du phosphore des eaux usées (Deronzier and Choubert, 2004)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 20 sur 210

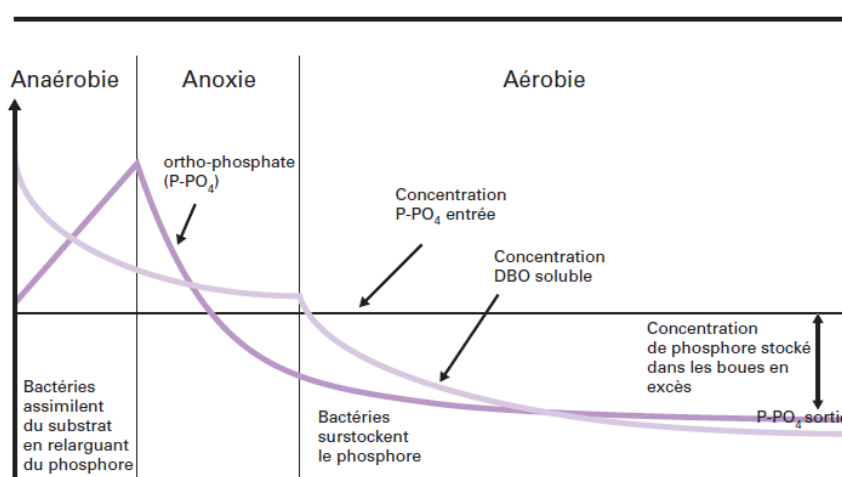


Figure II-3 - Phénomène du relargage et de la suraccumulation de phosphore et évolution simultanée de la concentration en matière organique assimilable (DBO) (Degrémont, no date)

II-5. Traitement quaternaire

Le traitement quaternaire des eaux usées est une étape additionnelle importante après le traitement conventionnel en station d'épuration. Il se compose de deux principales étapes : la désinfection et l'élimination des micropolluants. (AIDE, no date)

II-5.1. La désinfection

Cette étape vise à éliminer les organismes pathogènes restants dans les eaux usées après leur passage dans la station d'épuration. Les eaux usées peuvent contenir des bactéries et des virus qui pourraient être nocifs pour l'environnement ou la santé publique si elles étaient rejetées sans traitement supplémentaire. Parmi les méthodes courantes de désinfection, on retrouve la chloration, l'ozonation et l'utilisation de rayons ultraviolets (UV). (AIDE, no date)

II-5.2. L'élimination des micropolluants

Les micropolluants sont des substances chimiques présentes dans les eaux usées à de très faibles concentrations mais qui peuvent avoir des effets néfastes sur l'environnement ou la santé humaine, tels que les médicaments, les œstrogènes, les cosmétiques, les métaux, etc. Les polluants concernés et les technologies avancées permettant de les éliminer sont très variés. On citera des techniques telles que filtration membranaire, adsorption sur charbon actif, oxydation avancée.... Souvent très énergivores, elles sont coûteuses à mettre en place et à exploiter. (AIDE, no date) Actuellement

On notera à ce sujet qu'aucune STEP en Région wallonne n'est actuellement équipée pour le traitement spécifique des micropolluants mais que le processus de révision de la Directive européenne relative au traitement des eaux résiduaires urbaines déjà mentionné plus haut conduira à de nouvelles obligations relatives à ces substances. Certaines STEP collectives devront par conséquent être mises à niveau au regard de ces nouvelles obligations.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 21 sur 210

II-6. Traitement des boues

Les boues primaires et secondaires sont en général traitées par déshydratation et stabilisation, ce qui permet de produire un produit concentré. Ces boues peuvent être regroupées et traitées ensemble, on parlera alors de « boues mixtes ».

Les méthodes d'élimination de ces boues sont l'épandage sur les terres agricoles ou l'incinération/valorisation énergétique, dans un rapport d'environ 2/3-1/3. L'épandage sur les terres en tant qu'engrais ou amendement du sol est souvent considéré comme la stratégie préférée pour la réutilisation des matières organiques, du phosphore et de l'azote. Malgré les avantages, les propriétés intrinsèques des boues comportent également des risques environnementaux et des risques pour la santé humaine en raison de la présence de composés organiques ou minéraux (métaux lourds) persistants, de pathogènes et de contaminants émergents. Les boues, après concentration, peuvent également être utilisés dans l'industrie cimentière, où la valeur calorifique des boues séchées et les cendres résultant de leur incinération peuvent être exploitées.

Les boues primaires, beaucoup plus fermentescibles que les boues secondaires, peuvent également être stabilisées par digestion anaérobie et ainsi valorisées pour la production de biogaz. (Pikaar *et al.*, 2022).

II-6.1. Digestion anaérobie

La digestion anaérobie est une technique de stabilisation de la matière organique réalisée en absence d'oxygène (et autres oxydants i.e. nitrates). Celle-ci permet de réduire considérablement la quantité de déchets solides produits : pour 100 kg de DCO, le traitement par boues activées génère 30 à 60 kg de solide tandis qu'avec la digestion anaérobie, il n'en reste plus que 5 kg de matière sèche stabilisée. Durant le traitement, du méthane est généré, pouvant ensuite être valorisé énergétiquement (électricité et/ou chaleur). Les besoins énergétiques sont de plus largement diminués par rapport aux procédés par boues activées qui requièrent une aération. (Chen *et al.*, 2020)

La digestion anaérobie se réalise en quatre étapes métaboliques successives comme repris à la Figure II-4 - Les différentes étapes de la digestion anaérobie (Moscoviz *et al.*, 2018) Figure II-4 :

- 1) Hydrolyse : processus enzymatique permettant la décomposition des glucides, protéines, lipides et autres polymères complexes qui ne peuvent pas être directement utilisés par les micro-organismes anaérobies. Ces polymères sont décomposés en leurs monomères (en sucres, acides aminés et acides gras à longue chaîne), facilement fermentescibles. La vitesse d'hydrolyse dépend de la nature de ces composés : les glucides sont les premiers à être dégradés, suivis des protéines et des lipides, tandis que la cellulose est dégradée en dernier en raison de sa complexité. Pour accélérer l'hydrolyse, il est courant d'agiter le milieu, la durée de la phase est ainsi de quelques heures. Contrairement aux étapes ultérieures, la présence ou l'absence d'oxygène n'a pas d'impact sur l'hydrolyse, qui peut se produire aussi bien milieu aérobie qu'anaérobie.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 22 sur 210

- 2) Acidogénèse, ou fermentation primaire, transforme les produits de l'hydrolyse en composés intermédiaires, tels que des acides gras volatils (AGV), des alcools, du lactate, du formate et de l'hydrogène. Les sucres et les acides aminés subissent généralement une fermentation, tandis que les acides gras à longue chaîne subissent une oxydation anaérobie. Cette étape prend également quelques heures.
- 3) Acétogénèse, ou fermentation secondaire, implique la transformation des produits de la fermentation primaire (alcools, acides organiques, AGV) en acétate, hydrogène et dioxyde de carbone. Cette étape prend quelques jours (moins d'une semaine).
- 4) Méthanogénèse, au cours de laquelle des bactéries dites « méthanogènes » transforment l'hydrogène, le dioxyde de carbone et l'acétate en méthane. Le biogaz produit est typiquement composé à 60% de méthane, 40% de dioxyde de carbone et contient des traces de sulfure d'hydrogène, d'ammoniac et d'hydrogène. Cette étape prend entre une et deux semaines.

En se limitant à l'acidogénèse, les acides gras volatils (AGV) produits ne sont pas consommés et deviennent donc disponibles pour produire des substances à plus haute valeur ajoutée que le méthane. (Pikaar *et al.*, 2022) (Jouany and Thivend, 2008) (Moletta *et al.*, 2015)

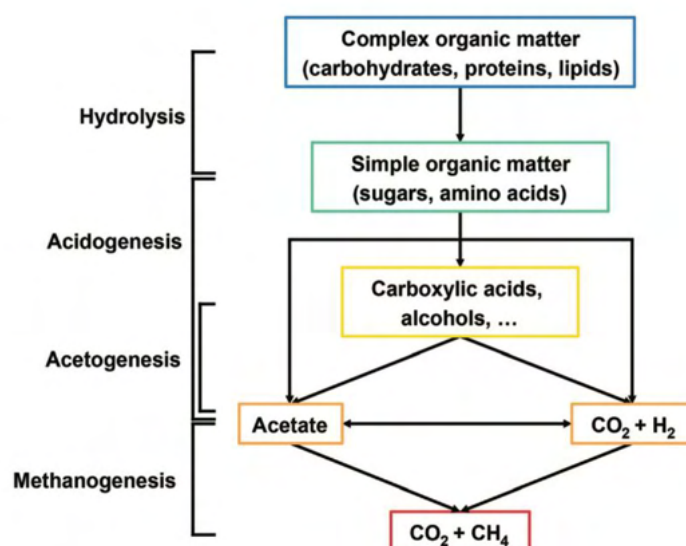


Figure II-4 - Les différentes étapes de la digestion anaérobie (Moscoviz *et al.*, 2018)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 23 sur 210

III. PRODUITS À VALEUR AJOUTÉE ISSUS DU TRAITEMENT DES EAUX USÉES

Cette section se concentre sur les matières organiques récupérables et valorisables retrouvées principalement dans les eaux usées urbaines. D'autres flux issus de l'industrie peuvent être également concernés, en particulier ceux de l'industrie agro-alimentaire. Une section ultérieure présentera quelques études de cas.

La production de biogaz par digestion anaérobie est la méthode la plus couramment mise en œuvre et établie pour la valorisation, sous forme d'énergie, des matières organiques présentes dans les flux d'eaux usées. Au vu de la faible valeur ajoutée du biogaz, il y a de plus en plus d'intérêt à développer des technologies qui pourraient récupérer ces matières pour en faire des composés à plus haute valeur ajoutée.

Cette section présente les différentes matières organiques pouvant être récupérées à partir des eaux usées. Une description de ces matières sera tout d'abord réalisée avant de présenter leurs applications, les différentes technologies permettant leur production, une évaluation du degré de maturité du procédé et les différents procédés existants à une plus grande échelle.

En 2019, Le projet Interreg WOW ! a évalué le niveau de maturité technologique (technology readiness level TRL) pour la récupération d'une série de produits organiques (parmi ceux évalués dans le présent rapport) à partir des eaux usées dans différents pays Européens (+ UK). Ce niveau de maturité varie de 1 à 9 (1 correspondant à une technologie à l'état de la recherche, et 9 la technologie la plus mature démontrée par des opérations réussies). Sont considérés uniquement dans ce rapport : la production de PHA à partir d'eaux usées (voir III-2), la pyrolyse à partir de la cellulose récupérée (voir III-4). De plus, aux Royaume-Unis, il existe un procédé à grande échelle consistant à récupérer les huiles et graisses des eaux usées et les transformer en biodiesel qui n'est pas pris en compte dans ce tableau. (WOW! State of the art report, 2019)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 24 sur 210

Tableau III-1 - Niveau de maturité technologique pour différents produits organiques récupérés à partir des eaux usées pour différents pays (WOW!, 2019)

\ Country	DE	FR	NL	UK	BE	LU
Value chain \						
Power (biogas)						
Heat (WWTP)						
Heat (sewer system)						
Phosphorus						
Nitrogen						
Extrapolymers						
Cellulose						
PHA						
Lipid						
Pyrolysis						

	no application
	lab scale (TRL 1-4)
	pilot scale (TRL 5-7)
	large scale (TRL 8-9)

III-1. Acides gras volatils (AGV)

III-1.1. Description

Les acides gras volatils (AGV), ou acides carboxyliques à chaîne courte (ACCC) sont des composés organiques formés d'une chaîne saturée de 1 à 4 carbones liés à un groupement carboxylique.

Il s'agit des acides suivants, et de leurs isomères :

- Acide acétique
- Acide propionique
- Acide butyrique
- Acide valérique

III-1.2. Applications

Les AGV sont généralement des substances issues de la pétrochimie, mais qui pourraient également être produits par fermentation acidogène à partir de déchets organiques. Les AGV ont une valeur économique largement plus importante que le méthane, malgré un processus de production similaire. Le Tableau III-2 suivant reprend les différents prix du marché de ces molécules respectivement par unité de masse et par unité de masse de DCO et de carbone. L'hydrogène, le méthane, l'éthanol, l'acide lactique et le PHA y sont également listés pour comparaison. Il y a un intérêt évident dans la production de ces substances, par rapport à la production de méthane.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 25 sur 210

Tableau III-2 - Prix du marché de différents AGV et MCFA en comparaison à d'autres molécules. Les coûts ne comprennent pas le transport. (Moscoviz et al., 2018) (Pikaar et al., 2022)

Molécules	Prix du marché (€/t)	Prix du marché (€/tDCO)	Prix du marché (€/tC)
Acide acétique (AGV)	330 - 670	310 - 630	825 - 1675
Acide propionique (AGV)	1250 - 1380	830 - 910	2570 - 2840
Acide butyrique (AGV)	1670 - 2090	920 - 1150	3060 - 3830
Acide caproïque (MCFA)	1880 - 2090	850 - 950	3030 - 3370
Méthane	90 - 200*	20 - 50	120 - 267
Hydrogène	1500 - 5000	190 - 630	-
Acide lactique	840 - 1510	790 - 1410	2100 - 3775
Ethanol	300 - 1500	140 - 720	575 - 2880
PHA	2200 - 5000	1380 - 3140	3940 - 8960 **

* tarif d'achat du biométhane par les fournisseurs de gaz en France

** (si 100% PHB)

Les AGV sont des molécules qui peuvent être utilisées directement ou indirectement pour la production d'autres produits à plus haute valeur ajoutée par des procédés chimiques ou biologiques. Une partie des applications sont les suivantes (Alloul et al., 2018) (Pikaar et al., 2022) (Bhatia and Yang, 2017):

- Production de bioplastiques (PHA) (voir III-2)
- Production de protéines microbiennes (voir III-7)
 - o Alimentation animale
- Production d'acide gras à chaîne moyenne (voir III-6)
 - o Parfums, produits pharmaceutiques, additifs alimentaires, désinfectants, ...
- Production d'esters (éthylbutyrate, éthylacétate et butylacétate)
 - o Solvants, parfums, encres, ...
- Élimination améliorée des nutriments (azote et phosphore) contenus dans les surnageants lors de la digestion anaérobie
- Production de bio-carburants
- Additifs alimentaires
- Additifs cosmétiques
- Production d'énergie :
 - o Production d'énergie électrique par pile à combustible microbienne (MFC)
 - o Production de méthane
 - o Production d'hydrogène par photofermentation

III-1.3. Procédés de production

La fabrication des AGV à partir des boues issues du traitement des eaux usées se déroule de la même manière que la digestion anaérobie (voir section II-6.1) mais avec un arrêt du procédé à l'étape de

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 26 sur 210

l'acidogénèse (d'où le nom « fermentation acidogène »). Ainsi, les AGV peuvent s'accumuler dans le moût de fermentation.

Il existe différents procédés de synthèse de ces AGV à partir d'effluents organiques qui ont chacun leurs avantages et inconvénients mais ceux-ci reposent tous sur le même principe de la fermentation anaérobie. (Bhatia and Yang, 2017)

L'auteur de la source (Laumeyer, Zimmer and Andrade, 2022) recommande une certaine concentration en nutriments (azote et phosphore) pour que la production soit optimale. Celle-ci est idéalement de 100:5:1 (C:N:P).

L'étape limitante lors de la fermentation acidogène est l'hydrolyse, qu'il est possible d'accélérer avec une étape de prétraitement qui permet également d'améliorer significativement le rendement. La technologie la plus mature aujourd'hui est l'hydrolyse thermique à haute pression, durant laquelle les boues sont exposées à une température de 130 à 180°C et à une pression de 6 à 12 bars pour hydrolyser certaines matières organiques (par exemple des sucres complexes comme la cellulose) et pour détruire la membrane des micro-organismes. Cette technique permet d'accroître le rendement de la production de méthane de 30 à 65%. L'utilisation de produits chimiques et enzymes pourraient être également utilisées pour l'hydrolyse des boues comme le niveau de maturité technologique est suffisamment élevé pour d'autres domaines, mais au détriment du coût élevé de ces composés. D'autres techniques existent, telles que la sonication ou la centrifugation pour provoquer la lyse des micro-organismes et pour réduire la taille des particules, mais ne sont pas utilisées à ce jour. (Alloul *et al.*, 2018)

Les AGV sont très solubles dans l'eau et leur concentration atteinte lors du processus de fermentation est relativement faible (de l'ordre de 10-20 g/L). Pour certaines applications, il est nécessaire de les purifier et de les concentrer. En particulier, une extraction est nécessaire si l'on souhaite les utiliser directement. Ces méthodes sont également valables pour les acides gras à chaîne moyenne (III-2.7). Plusieurs procédés sont repris ci-dessous. (Bhatia and Yang, 2017) (Pikaar *et al.*, 2022) Ces procédés doivent idéalement être précédés d'une séparation liquide-solide tels que la centrifugation ou la filtration pour la protection des installations ultérieures.

- Précipitation :

L'ajout de sels d'ammonium ou de calcium permet de former des composés moins solubles de carboxylates d'ammonium ou de calcium. Cependant, la faible concentration en AGV atteinte lors de la fermentation (10-20 g/L) est trop faible pour les précipiter directement. Il faut alors avoir recours à des composés organiques spécifiques, tel que la cyclodextrine, qui permet de précipiter sélectivement l'acide butyrique.

- Extraction liquide-liquide :

L'extraction liquide-liquide se base sur la différence de solubilité relative entre des solvants immiscibles. La toxicité des solvants utilisés (dichlorométhane, méthylterbutylether, oxydes d'alkylphosphines, etc) et l'énergie requise lors de la distillation sont les désavantages principaux de cette technique. L'avantage de cette méthode est qu'elle est très sélective en

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 27 sur 210

fonction des solvants utilisés, et permet de séparer les acides gras à chaîne courte de ceux à chaîne moyenne. Des techniques d'extraction réactive liquide-liquide peuvent être envisagées pour atteindre des taux de récupération plus importants (61-98%), mais en utilisant à nouveau des solvants toxiques.

- Distillation :
Il s'agit d'une méthode robuste pour récupérer les AGV surtout quand ils sont en faible concentration. Cependant, elle consomme de l'énergie et le taux de récupération est faible (53-58%).
- Adsorption sur résines échangeuses d'ions :
Cette technique se base sur l'affinité qu'ont les AGV avec les groupements fonctionnels de certaines résines échangeuses d'ions. Mais la présence d'autres anions dans la solution nuit généralement à une bonne efficacité d'adsorption. Il s'agit toutefois d'une technique efficace. (Alloul *et al.*, 2018)
- « Gas stripping » avec précipitation :
Technique qui consiste à injecter de l'air dans la solution pour volatiliser les AGV, en se basant sur leur équilibre entre leur pression partielle et leur solubilité dans le milieu. Le gaz chargé d'AGV est ensuite lavé et ceux-ci sont récupérés par précipitation avec du carbonate de calcium pour former des carboxylates de calcium.
- Techniques membranaires :
L'osmose inverse et la nanofiltration sont des techniques permettant de séparer et concentrer les AGV. Cependant, le milieu dans lequel sont récupérés ces composés induit le colmatage fréquent des membranes (biofouling et incrustations inorganiques). Celles-ci doivent être nettoyées régulièrement.
- Autres techniques à l'état de recherche : électrodialyse, « membrane-based solvent extraction »

III-1.4. Degré de maturité de la technologie

Les procédés permettant la synthèse des AGV à partir de matières organiques par fermentation acidogène sont des procédés tout à fait développés et largement utilisés à travers le monde pour la valorisation des boues de stations d'épuration mais également pour la valorisation d'autres déchets organiques. Les AGV ne sont toutefois généralement pas recherchés car les procédés se poursuivent jusqu'à la production de méthane.

Cependant, l'extraction des AGV à partir du moût de fermentation pour pouvoir les concentrer et les sélectionner est beaucoup plus difficile à mettre en œuvre. Cela constitue un obstacle significatif et des efforts considérables ont été investis dans la recherche d'une approche économique et faisable pour les récupérer. (Bhatia and Yang, 2017) Seules les stations d'épuration de moyenne et grande

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 28 sur 210

permettraient une mise en œuvre économiquement viable, au vu du capital nécessaire requis. (Pikaar *et al.*, 2022)

Il semble qu'il n'existe actuellement aucune installation à l'échelle pilote ni d'études de cas qui démontrent la production d'AGV à partir d'eaux usées et leur récupération directe sous forme d'acides organiques. Plusieurs études de cas ont cependant examiné la production et l'utilisation d'AGV dans des processus biologiques secondaires, tels que la production de PHA ou encore l'élimination améliorée de l'azote et du phosphore. Ceux-ci sont repris dans la section suivante.

Il existe toutefois quelques procédés à l'échelle pilote et industrielle pour la production combinée d'AGV et d'MCFA (acides carboxyliques à chaîne moyenne) à partir d'effluents provenant de différentes industries (brasserie, industrie laitière et industrie sucrière). Ceux-ci sont surtout dédiés à la production d'MCFA, qui ont une plus grande valeur ajoutée et qui sont aussi plus simples à extraire que les AGV. Ces quelques cas sont présentés au point III-6.5.

III-1.5. Étude de cas

Comme indiqué précédemment, les deux cas présentés ci-dessous sont des projets qui produisent des AGV mais qui sont directement consommés pour la suite du procédé.

1) Projet PHARIO

Ce projet a démontré la **production de PHA** à partir d'AGV issus de la digestion anaérobie des boues activées et de déchets organiques. L'un des objectifs du projet était de démontrer la production d'AGV à partir d'effluents riches en glucides provenant d'une usine de bonbons locale ainsi que de boues activées. Ce procédé a permis d'atteindre des rendements en AGV d'environ 0,25 gAGV/gVSS et des concentrations d'AGV de l'ordre de 8 à 10 gDCO/L, principalement des mélanges d'acides acétique, propionique, butyrique et valérique.(Pikaar *et al.*, 2022)

Ce projet est décrit plus en détail dans la section relative à la production de PHA (III-2).

2) Projet SCENA

Le projet SCENA est un autre exemple de production d'AGV et de leur utilisation intégrée dans une station d'épuration pour une **amélioration de l'élimination des nutriments (azote et phosphore)** lors du traitement du digestat. Les liquides issus de la déshydratation des boues digérées sont souvent riches en azote et en phosphore. Le retour des digestat en tête de STEP impose une charge additionnelle en N et P et limite la capacité globale de l'installation de traitement. De plus, les digestats contiennent peu de carbone organique biodégradable, nécessitant ainsi l'ajout d'une source de carbone externe pour les processus biologiques classiques d'élimination des nutriments (notamment la dénitrification). Le procédé SCENA résout ce problème en utilisant une source de carbone interne telle que le surnageant provenant de l'épaississement des boues primaires ou les AGV issus de la fermentation des boues.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 29 sur 210

La récupération d'AGV par fermentation acidogène à partir des eaux usées urbaines a été réalisée à l'échelle pilote dans la station d'épuration de Carbonera en Italie (projet SMART-Plant Horizon2020), dans un réacteur de fermentation séquentiel de 3 mètres cube. Des concentrations élevées d'AGV ont été obtenues, notamment de l'acide acétique, de l'acide propionique et de l'acide valérique. Les analyses de cycle de vie relatives à l'environnement et les analyses de coût ont montré que l'intégration du processus SCENA dans une station d'épuration est à la fois économique et respectueux de l'environnement, comparée à une configuration traditionnelle sans traitement. Cela permet de réduire la consommation en énergie et en produits chimiques pour l'élimination de l'azote et du phosphore, tout en permettant la production de solides concentrés en phosphore. Selon les estimations, l'installation du procédé SCENA dans une installation existante nécessiterait un investissement CAPEX supplémentaire d'environ 6 € par équivalent-habitant et générerait des économies d'exploitation (OPEX) d'environ 1,3 € par EH et par an. Le retour sur investissement d'une telle installation serait d'environ cinq ans. (Pikaar *et al.*, 2022)

III-1.6. Synthèse de données issues de la littérature

Des données sur le rendement de production en AGV par unité de masse de substrat (initial, ou consommé), soluble ou total ont été fournies lors des études sur la production des PHA. Celles-ci sont reprises au point **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** **Erreur ! Signet non défini.**

III-1.7. Enjeux, opportunités et axes de recherche

La récupération des AGV et leur concentration présentent des défis significatifs, indiquant la nécessité d'explorer des solutions novatrices. Actuellement, les méthodes conventionnelles impliquent l'utilisation d'acides ou de bases, ainsi que des apports énergétiques élevés pour la concentration/extraction, avec des coûts d'équipement non négligeables. De plus, l'utilisation de procédés membranaires peut entraîner des coûts supplémentaires liés à l'opération et à la maintenance en raison du colmatage des membranes.

Une fois les AGV concentrés, l'étape suivante est leur extraction, une opération complexe en raison de la faible concentration initiale des AGV malgré les techniques utilisées pour les récupérer. Les liquides ioniques ont été suggérés comme une alternative verte aux solvants organiques actuels, mais ils sont encore au stade de développement technologique, indisponibles en quantités importantes pour un usage industriel, et leurs prix sont bien plus élevés que ceux des solvants organiques conventionnels (5 à 20 fois plus chers).

Les futures recherches sur l'extraction des AGV doivent se concentrer sur l'amélioration de l'efficacité, des taux et des coûts des technologies d'extraction/concentration, et le développement de nouveaux solvants présentant des efficacités élevées d'extraction. (Alloul *et al.*, 2018)

III-2. Polyhydroxyalcanoates (PHA)

III-2.1. Description

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 30 sur 210

Les polyhydroxyalcanoates (PHA), ou polyesters d'hydroxyalcanoate, sont des polymères thermoplastiques biodégradables produits par une variété de bactéries. Ces bactéries accumulent ces biopolymères dans leur cytoplasme pour constituer une réserve d'énergie et de carbone lorsqu'elles sont soumises à un stress (limitations en nutriments : azote, phosphore, magnésium ou soufre) en présence d'un excès de substrat carboné, bien que certaines souches ne requièrent pas de stress pour en produire.

Ces biopolymères sont particulièrement caractérisés par leur biodégradabilité, leur biocompatibilité et leur compostabilité. Malgré le fait que les PHA sont stables dans l'air, inertes, résistants à l'humidité et insolubles dans l'eau, ils peuvent être complètement dégradés en eau et dioxyde de carbone dans des conditions aérobie et en méthane et dioxyde de carbone dans des conditions anaérobie par des micro-organismes dans le sol comme dans l'eau. Des enzymes extracellulaires générées par les micro-organismes (dépolymérase) sont nécessaires pour convertir le polyester en monomères pouvant être utilisés comme source de carbone. À noter que la vitesse de dégradation varie à la fois avec les propriétés intrinsèques du PHA (poids moléculaire, cristallinité, type de monomères), mais également de la température, du pH, de l'humidité, etc.

Ces PHA, tout comme d'autres biopolymères biodégradables (polylactates, polyesters aliphatiques, polysaccharides), sont particulièrement recherchés comme candidats pour remplacer les polymères conventionnels produits à partir de ressources fossiles, car ils possèdent de nombreuses propriétés physicochimiques similaires. En effet, ces derniers induisent à la fois une consommation de ressources fossiles, tout en causant des problèmes de pollution. Les vitesses de dégradation sont très lentes, l'incinération peut générer des produits toxiques en plus d'être coûteuse, le recyclage (adapté uniquement à certaines matières) cause des altérations dans les propriétés du plastique, en plus de la présence d'additifs qui limitent la recyclabilité.

Ces polyhydroxyalcanoates sont constitués d'un assemblage de monomères, principalement de l'hydroxybutyrate (HB) et de l'hydroxyvalérate (HV), dont les proportions varient avec la source de carbone et avec la souche de micro-organismes. Il existe environ 150 monomères différents constituant les PHA, et une infinité de compositions différentes de ces PHA. Ceux-ci peuvent être classifiés en deux groupes : les PHA à courte chaîne (monomères constitués de 3 à 5 carbones : polymères ou copolymères d'hydroxyvalérate et d'hydroxybutyrate) et ceux à moyenne chaîne (monomères constitués de 6 à 14 carbones). À noter que cette classification n'est pas relative au poids moléculaire du polymère. La formule générale des PHA est reprise dans la Figure III-1 ci-dessous, avec R et n caractérisant le type de monomère. Dans le cas où $n = 0$ et $R = H$ (acide polyglycolique - PGA) ou

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 31 sur 210

CH₃ (acide polylactique - PLA)³, il ne s'agit pas de PHA à proprement parler. Les PHA les plus courants sont :

- Poly(3-hydroxybutyrate) ou P(3HB), si $n = 1$ et $R = \text{CH}_3$
- Poly(4-hydroxybutyrate) ou P(4HB), si $n = 2$ et $R = \text{H}$
- Poly(3-hydroxyvalérate) ou P(3HV), si $n = 1$ et $R = \text{C}_2\text{H}_5$

Il peut également y avoir des copolymères et autres polymères hybrides.

Le poids moléculaire peut varier très fortement, en fonction de l'espèce de micro-organisme, des conditions de croissance (pH, conditions de fermentation, mode de production (continu, batch, semi-continu), du type de substrat et de sa concentration.

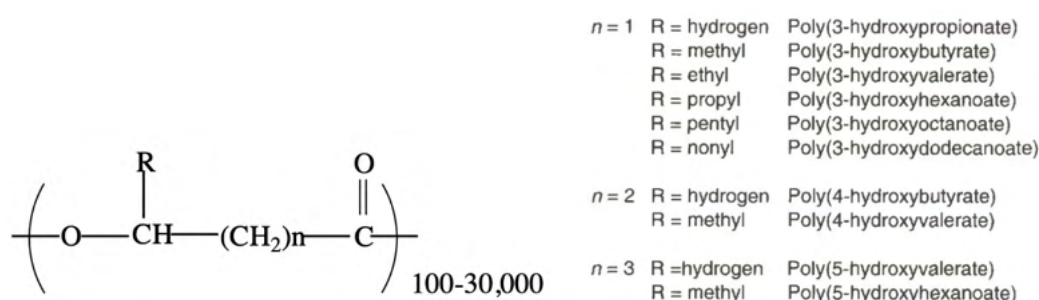
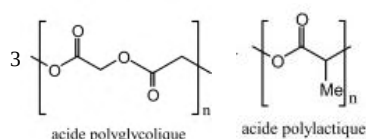


Figure III-1 - Formule générale des PHA (Anjum *et al.*, 2016) (Stowa, 2014)

L'ensemble des possibilités de configuration de ces PHA induit de nombreuses possibilités de propriétés physicochimiques (température de transition vitreuse, température de fusion, hydrophobicité, cristallinité) et donc de propriétés mécaniques allant du polymère cassant au polymère élastique. En particulier, les PHA à courte chaîne sont particulièrement cassants au vu de leur degré de cristallinité important, tandis que ceux à chaîne moyenne sont plus flexibles.

Les PHA sont des polymères relativement coûteux car ils ont été produits dans des milieux axéniques en présence d'un substrat issu généralement de co-produits de l'industrie agroalimentaire (sucre, glucose, huiles végétales, ...) et d'une culture pure d'un micro-organisme isolé, avec les risques de contamination associés. L'utilisation de cultures microbiennes mixtes libres, telles que celles retrouvées dans les boues activées permet de s'affranchir des problèmes liés aux contamination et à la sélection de microorganismes. Afin de réduire encore les coûts, le substrat peut provenir de déchets, tels que des eaux usées ou d'autres flux inutilisés résultants de procédés industriels. L'ensemble de



ces paramètres pourrait apporter aux PHA une certaine compétitivité économique face aux polymères pétro-sourcés. (Anjum *et al.*, 2016) Le coût de production de PHA issus de substrats de « qualité », c'est-à-dire qui ne sont pas des déchets (huile de palme, huile de soja, glucose, glycérol, ...) varie entre 1,7 et 5,3 €/kg. Dans le cas de l'utilisation d'amidon, ce coût revient à 7-10 €/kg. Il est estimé que le coût du substrat intervient dans 30 à 50% du coût de production, ce qui incite encore plus à se tourner vers des déchets ou autres ressources alternatives pour la production de PHA. (M. N. Khan and WOW!, 2021a)

La Figure III-2 représente la part de la production des différents bioplastiques (biodégradables et/ou biosourcés) au niveau mondial en 2022. La part de PHA est de 3,9%, correspondant à une production annuelle de 87 000 tonnes. Cette valeur était de 1,7% en 2019, correspondant à une production annuelle de 36 000 tonnes. ('Bioplastics market data', no date)

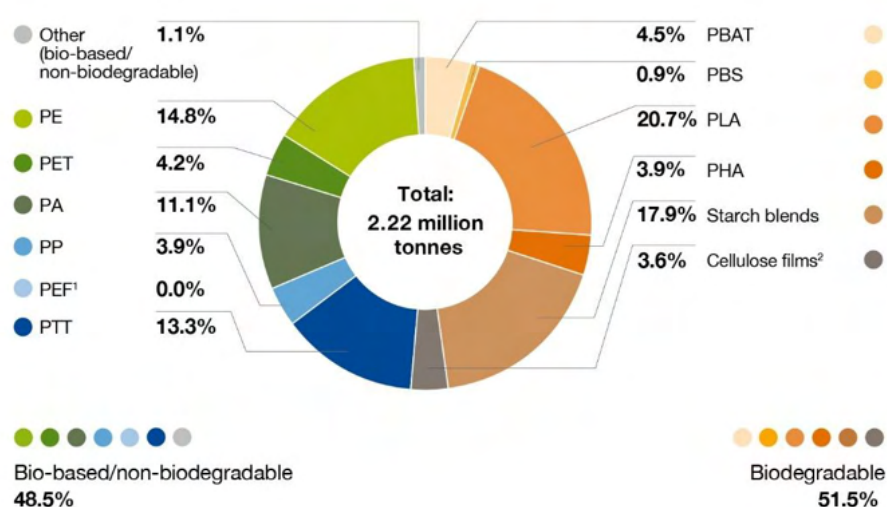


Figure III-2 - Capacité de production globale des bioplastiques en 2022 ('Bioplastics market data', no date)

III-2.2. Applications et avantages

Voici plusieurs applications de ces PHA : (Anjum *et al.*, 2016) (Simon Bengtsson *et al.*, 2017)

- Milieu médical, pour leur biocompatibilité et leur capacité à s'éliminer naturellement du corps par hydrolyse enzymatique ou non-enzymatique, par exemple pour les sutures et tout autre matériel devant se résorber. Cependant, les PHA obtenus à partir d'eaux usées ne pourraient répondre aux exigences de qualités requises pour ces applications.
- Emballage, dans le cas de copolymères (hydroxybutyrate et hydroxyvalérate) plus souples et imperméable aux gaz : films, sacs, contenants pour cosmétique, vaisselle jetable, additifs alimentaires, objets thermoformés.
- Agriculture : films de paillage et objets divers (clips, filets...)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 33 sur 210

- Fabrication de copolymères, pour améliorer la résistance à l'impact de plastiques à base de PLA par exemple

Une analyse de cycle de vie réalisée dans le cadre du projet PHARIO a démontré que le PHA peut être produit avec une empreinte environnementale 70% plus faible par rapport aux PHA actuels en raison de l'utilisation de matières premières de troisième génération. (Simon Bengtsson *et al.*, 2017)

III-2.3. Procédés de production

Les micro-organismes se trouvant dans les boues de station d'épuration synthétisent naturellement des biopolymères en présence d'un excès de substrat carboné et en particulier quand l'azote et/ou le phosphore sont en défaut. Les bactéries sont les plus adaptées au stockage des PHA. Les organismes accumulateurs de phosphore, ou PAO, sont particulièrement adaptés car ils ont tendance à emmagasiner des PHA plutôt que du glycogène (GAO). Il est possible d'accroître la population de ces PAO, et donc la productivité du procédé, avec une étape d'enrichissement de la biomasse avant l'étape d'accumulation des PHA. Celle-ci permet d'atteindre un taux d'accumulation de l'ordre de 90% en masse (plutôt que 45% à 67%).

Le substrat utilisé par les micro-organismes accumulateurs de PHA dans les milieux de culture libre comme dans les boues activées doit être facilement biodégradable, les AGV, par exemple, sont directement convertis en PHA en minimisant la production d'autres produits tels que du glycogène. (Pikaar *et al.*, 2022)

La production de PHA à partir d'eaux usées est réalisée généralement via le *procédé basé sur l'enrichissement* en 4 étapes, comme indiqué dans le schéma de la Figure III-3 (Pikaar *et al.*, 2022):

- 1) **Production d'AGV** : Fermentation anaérobie jusqu'à l'acidogenèse, afin de produire des AGV à partir des matières organiques se trouvant dans les eaux usées, ou les boues de station d'épuration. Voir point II-6.1.
- 2) **Sélection des souches microbiennes** : Utilisation des AGV produits à la première étape pour sélectionner les souches microbiennes idéales pour le stockage du PHA.
- 3) **Accumulation du PHA** : Utilisation des AGV produits à la première étape, en présence des souches microbiennes sélectionnées par la seconde étape pour maximiser la production de PHA
- 4) **Extraction et purification des PHA** : doit être extrait du contenu cellulaire

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 34 sur 210

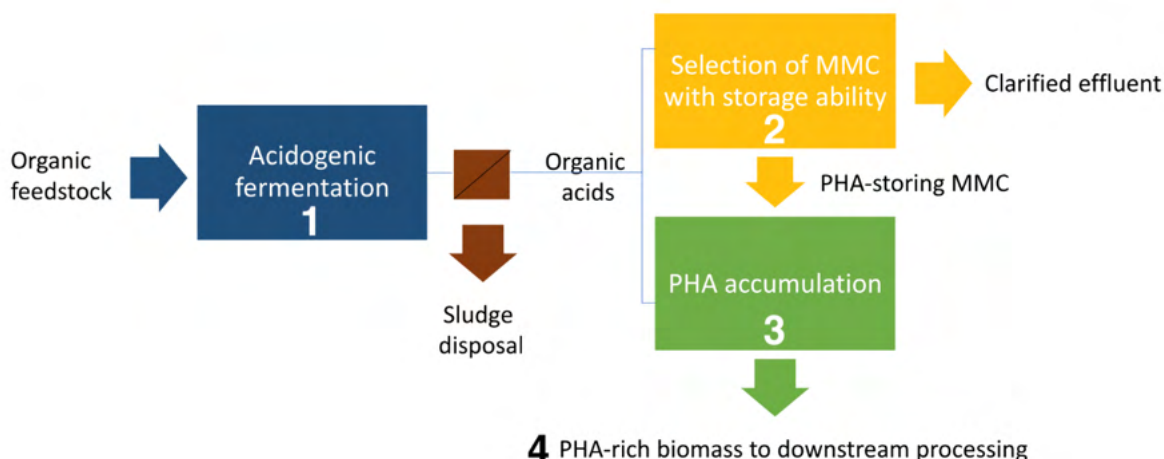


Figure III-3 - Quatre étapes de la production de PHA à partir de cultures microbiennes mixtes (MMC) libres, adapté de (Pikaar et al., 2022)

III-2.3.1. Production d'AGV

L'étape de la production d'AGV par digestion anaérobie est cruciale dans le procédé de production de PHA. La gamme d'AGV générés va influencer directement les propriétés du plastique de PHA. L'acide acétique et l'acide butyrique vont générer des précurseurs de PHB tandis que l'acide propionique et l'acide valérique vont générer des précurseurs de PHV. Les propriétés mécaniques du copolymère PHB-PHV sont améliorées (baisse de la température de fusion, moins cassant, ...), comparativement au PHB seul. Ainsi il est possible de faire varier les conditions opératoires pour modifier le ratio PHB/PHV et influencer les propriétés du PHA formé. (Pikaar et al., 2022)

Quelques données ont été fournies sur les caractéristiques idéales du fermentat pour la production de PHA : (Simon Bengtsson et al., 2017)

- DCO biodégradable rapidement (RBCOD) : >0,5 gDCO/L (aussi haute que possible)
- Ratio RBCOD / DCO_{soluble} : >0,8 g/g (idéalement AGV à chaîne courte)
- Solides en suspension, TSS / RBCOD : < 0,15 g/g
- Azote soluble (DCO : N) : Entre 100:0,2 et 100:1,5
- Phosphore soluble (DCO : P) : Entre 100:0,05 et 100:0,3

III-2.3.2. Sélection des souches microbiennes

L'un des principaux défis des procédés utilisés dans les cultures microbiennes mixtes réside dans la sélection de souches microbiennes capables d'accumuler efficacement des PHA. L'objectif de cette étape est d'enrichir la culture en favorisant la croissance de populations de microorganismes surproductrices de PHA. En effet, la présence de microorganismes ayant une faible capacité de stockage de PHA peut entraîner une diminution de la teneur moyenne en PHA, ce qui entraîne une

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 35 sur 210

augmentation des coûts d'extraction. La recherche sur la production de PHA en cultures mixtes est principalement axée sur deux méthodes d'enrichissement : le procédé anaérobie-aérobie (AN/AE) et le procédé "festin - famine", également connu sous le nom de "Aerobic Dynamic Feeding" (ADF). (Pikaar *et al.*, 2022) (Castiello, 2023)

a. Procédé « Anaérobie – Aérobie » (AN/AE)

Le procédé AN/AE repose sur l'alternance entre des conditions anaérobies et aérobies. La première observation de la production de PHA par des cultures microbiennes mixtes grâce à cette technique a été réalisée lors des procédés d'élimination biologique du phosphore utilisant des boues activées dans les stations d'épuration des eaux usées. En phase anaérobie, les PAO et les GAO absorbent le substrat facilement assimilable et le transforment en PHA dû à l'absence d'accepteurs d'électrons (O_2 ou $N-NO_3$). Au cours de la phase aérobie, les PAO et les GAO consomment les PHA stockés en utilisant l'oxygène disponible, générant de l'ATP avec un rendement supérieur à celui des substrats métabolisés pendant la phase anaérobie, favorisant ainsi leur enrichissement progressif en phosphore. Cependant, la capacité de production de PHA par ces cultures demeure limitée, atteignant des taux maximaux d'environ 20%, en raison notamment du stockage d'une partie du carbone sous forme de glycogène. Malgré des efforts d'optimisation, cette méthode d'enrichissement n'a pas été récemment explorée, car d'autres techniques, comme le procédé ADF, permettent d'obtenir des teneurs en PHA plus élevées. (Castiello, 2023)

La présence d'une déphosphatation biologique avec une recirculation au sein de la STEP permet de recréer ces conditions d'alternance de phase aérobie-anaérobie et d'accroître la proportion de micro-organismes accumulateurs de PHA. (Pikaar *et al.*, 2022)

b. Procédé « Festin-Famine » ou « alimentation dynamique aérobie » (ADF)

Le procédé Festin-Famine est largement étudié en tant que méthode de sélection prédominante. Il se caractérise par une approche strictement aérobie où le carbone agit comme l'élément limitant.

La sélection des souches microbiennes se fait en soumettant les micro-organismes à des cycles de festin et de famine. La sélection naturelle va permettre de sélectionner et concentrer les micro-organismes adaptés à survivre en cas de famine prolongée (en consommant la réserve énergétique de PHA accumulés en période « festin »).

Les boues sont exposées successivement à des phases d'abondance de carbone (« festin ») suivies de phases de carence (« famine »). Les bactéries capables de convertir le carbone en polyhydroxyalcanoates (PHA) pendant la période d'abondance bénéficient d'un avantage compétitif sur le reste des populations, utilisant le PHA comme réserve de carbone et d'énergie lors des périodes de carence. Ceci favorise leur développement au détriment des microorganismes ne stockant pas de PHA. En effet, ces micro-organismes ont un métabolisme réactif et capable de réabsorber de la matière organique rapidement, tandis que les autres sont retardés. Ces micro-organismes vont donc rapidement réagir aux conditions de festin et se développer et se multiplier au détriment des autres. L'activité simultanée de la PHA synthase et de la PHA dépolymérase contribue à une adaptation plus

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 36 sur 210

efficace des cellules aux changements environnementaux. Des niveaux de PHA atteignant jusqu'à 90 % (en masse sèche) ont été mesurés en utilisant cette stratégie. (Castiello, 2023)

La sélection des micro-organismes se fait généralement dans des réacteurs discontinus en séquençage, mais peut également se faire par une succession de réacteurs (un avec un apport en carbone, et l'autre non) en continu sans impact significatif sur les taux d'enrichissement. (Castiello, 2023) La majorité des recherches au cours des dix dernières années ont été axées sur l'optimisation du procédé d'enrichissement. L'influence de divers paramètres opératoires tels que l'âge des boues (SRT), la charge organique (OLR), le ratio C/N, la concentration en oxygène dissous, le pH, la température, et les durées des cycles a été évaluée. La sélection est optimale quand la durée de la période de festin correspond à 1/5 de la durée de la période de famine. Le temps de séjour des micro-organismes influence également l'accumulation de PHA et est généralement de 1 à 6 jours. Trois cycles permettent d'atteindre de bons résultats. (Simon Bengtsson *et al.*, 2017) La concentration en matière organique joue également un rôle important. Plus celle-ci est élevée et plus la productivité est importante. Une valeur de 200 mgDCO/L est idéale. (Simon Bengtsson *et al.*, 2017) Cependant, passé une certaine valeur, le procédé peut être inhibé ou la sélection des micro-organismes dégradée. Un découplage entre l'apport de matière azotée (durant la phase famine) et de matière carbonée (durant la phase festin) permet d'accroître considérablement la production de PHA en limitant la croissance des microorganismes non producteurs de PHA pendant la phase de festin. (Pikaar *et al.*, 2022) (Castiello, 2023) Il a été déterminé que la phase de festin est indispensable (contrairement à la phase de famine) pour l'enrichissement en micro-organismes accumulateurs de PHA. De plus il a été également démontré que la présence d'un traitement de décantation primaire permet d'accroître les performances d'enrichissement en limitant la présence d'inertes dans les boues secondaires et de composés qui vont s'hydrolyser lentement et risquent de promouvoir la croissance de micro-organismes non désirés. Le type de procédé mis en œuvre dans la STEP peut affecter la biomasse des boues secondaires. Par exemple une anoxie de tête (pour la dénitrification) est plus favorable qu'un bassin anaérobie de déphosphatation. La température joue également un rôle : plus elle est élevée (30°C) et plus le stockage des PHA est important (surtout si le temps de rétention des solides est faible), tandis qu'à une plus faible température (20°C), les micro-organismes montrent une réponse mixte entre croissance et accumulation. (Pei *et al.*, 2022)

Le procédé basé sur l'enrichissement nécessite une unité supplémentaire pour la sélection de la biomasse. Dans le cas où l'on souhaiterait simplifier le procédé et le réduire à seulement trois étapes pour réduire les coûts d'investissement, il est possible de supprimer cette étape de sélection des micro-organismes et d'utiliser des boues secondaires, mais ceci au détriment des performances.

Le conditionnement des micro-organismes contenus dans les boues secondaires de stations d'épurations permet d'accroître considérablement la quantité de PHA emmagasinés. Par exemple, sans conditionnement, le contenu en PHA est de 0,18 à 0,42 gPHA/gVSS tandis qu'après conditionnement, cette valeur peut monter à $0,58 \pm 0,07$ gPHA/gVSS, peu importe la source de boue activée. Une valeur de 0,60 gPHA/gVSS est une valeur réaliste à atteindre quand on utilise des boues activées conditionnées pour la production de PHA. (Pei *et al.*, 2022)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 37 sur 210

III-2.3.3. Accumulation

A la fin de la dernière étape de famine de la sélection de la biomasse, un contrôle automatique est réalisé afin d'apporter de manière discontinue de la matière organique pour créer rapidement des conditions maximales de festin. La température peut varier entre 15 et 30°C sans influence sur les résultats. Cette opération est réalisée dans une cuve mélangée pour que la concentration en DCO soit toujours la plus homogène possible. Cela peut toutefois induire des courts-circuits si le volume doit rester constant lors d'ajout de matière, nécessitant une étude pour optimiser la conception de l'installation et limiter les pertes.

La durée de l'accumulation varie entre 16 et 20h après laquelle l'aération est stoppée pour limiter l'activité des micro-organismes qui sont ensuite concentrés par décantation. La biomasse est ensuite inactivée par acidification (pH=2) pour éviter la consommation des PHA stockés. Enfin diverses techniques sont utilisées pour concentrer encore plus cette biomasse avant la suite du procédé. (Simon Bengtsson *et al.*, 2017)

Il est recommandé que la concentration en AGV soit au-dessus de 2 gDCO/L, ou préféablement entre 5 et 30 gDCO/L pour l'accumulation. (Uhrig *et al.*, 2022)

III-2.3.4. Extraction et purification des PHA

Il existe trois catégories principales de procédés dont le choix va dépendre du type de biomasse produite, de sa variabilité compositionnelle et de la qualité de PHA désirée :

- Séparation physique
 - Pas adaptée s'il y a trop d'impuretés, comme dans les cultures mixtes, et la biomasse formée à partir de déchets
- Lyse des cellules (hypochlorite de sodium, acide, base, surfactants)
 - Moins d'investissement, opération plus simple, mais génère plus d'effluents à traiter
- Extraction par solvants (organochlorés, alcools (butanol, éthanol, isopropanol), acétone, diméthylcarbonate, ...) (Simon Bengtsson *et al.*, 2017)
 - Méthode robuste, pouvant gérer plus de variation du substrat mais investissement plus important et gestion plus complexe.

Les méthodes basées sur la lyse cellulaire et sur les solvants sont actuellement les méthodes les plus appliquées dans l'extraction des PHA générés à partir de cultures mixtes. Ces méthodes sont suivies d'une séparation mécanique telle que la centrifugation, la filtration, l'hydrocyclonation, et enfin d'un séchage. Dans certains cas, une purification est nécessaire et requiert une étape supplémentaire. (Pikaar *et al.*, 2022)

Dans le cas de l'utilisation de boues de stations d'épuration comme substrat pour la production de PHA, les AGV générés sont principalement de l'acetate, du propionate et du butyrate. Ainsi le polymère formé est un copolymère d'hydroxybutyrate-hydroxyvalérate. (Alloul *et al.*, 2018)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 38 sur 210

La pureté des PHA obtenus après extraction varie en fonction de la méthode utilisée et du solvant utilisé. Selon la source (CEN, 2023), la pureté obtenue peut être supérieure à 95%, avec une efficacité d'extraction supérieure à 80%. Selon la source (Werker Alan, 2015), la pureté peut aller de 90% à 95%, voire 98% en fonction du procédé utilisé. Dans une étude réalisée par (Laumeyer *et al.*, 2023) utilisant du DMC (diméthylcarbonate) comme solvant, la pureté atteinte était de 72%, pour un rendement d'extraction de 84%. Enfin selon (WOW!, no date b), la pureté atteinte est de 91% avec du DMC, pour un rendement d'extraction de 81-88%.

III-2.4. Degré de maturité de la technologie

La montée en échelle de la production de PHA à partir de déchets ou d'eaux usées nécessite encore plus de recherches pour pouvoir devenir économiquement faisable. Il s'agit d'un des principaux défis pour l'implémentation d'une unité de production de PHA à l'échelle industrielle. La sélection d'un flux approprié, à savoir une source de carbone adéquate et constante, est nécessaire pour obtenir des efficacités de récupération satisfaisantes.

Aujourd'hui, il n'y a pas encore de production industrielle continue de PHA à partir d'eaux usées. Mais de nombreux pilotes ont déjà été réalisés et ont pu prouver la faisabilité technique du procédé. Il existe des sociétés qui produisent commercialement des PHA à partir de sources plus « nobles », à savoir, à partir d'amidon, de sucre, ou encore d'huiles végétales. (Anjum *et al.*, 2016) (WOW!, 2019)

III-2.5. Études de cas

III-2.5.1. *Projet SCEPPHAR (Pikaar et al., 2022)* (WOW!, 2019)

Le projet SCEPPHAR (Short-Cut Enhance Phosphorus and PHA Recovery) est une technologie développée dans le cadre du projet SMART-Plan. Ce dernier a pour but de prouver la faisabilité des nouvelles technologies de traitement des eaux usées à l'échelle pilote dans le but de récupérer des nutriments, de réduire la consommation d'énergie et l'empreinte carbone. Le pilote a été démarré en 2017 pour deux années d'études.

Le but de ce projet est multiple : traiter les eaux usées urbaines, récupérer le phosphore et l'azote sous forme de struvite (NH_4MgPO_4) et une partie de la matière organique sous forme de PHA, ainsi que réduire le volume final des boues générées.

Ce procédé est divisé en plusieurs parties :

- i. Fermentation en milieu basique (pH 6 à 10) des boues de station d'épuration et/ou de la cellulose récupérée en prétraitement afin de produire des AGV et libérer l'azote et le phosphore sous des formes solubles (ammoniaque et phosphate)
- ii. Séparation liquide/solide des produits de fermentation et récupération de la struvite à partir du liquide issu de la fermentation par ajout d'hydroxyde de magnésium afin de favoriser la précipitation dans une cuve de cristallisation

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 39 sur 210

- iii. Nitrification séquentielle de l'eau de rejet provenant du digesteur (qui traite les solides digérés partiellement dans le fermenteur)
- iv. Sélection de la biomasse adaptée au stockage des PHA, par des alternances de phases festin aérobie et des phases famine anoxique (permet également la dénitrification)
- v. Production de PHA dans un réacteur semi-continu pour accumuler le PHA avec la biomasse sélectionnée et avec les AGV issus de la fermentation

Le schéma repris à la Figure III-4 reprend les différentes étapes du procédé SCEPPHAR. Dans celui-ci, une partie des boues secondaires est envoyée dans le fermenteur avec la cellulose pour produire des AGV, tandis qu'une autre partie est envoyée du digesteur pour produire du biogaz. Le liquide issu de la digestion, riche en ammoniacque, est envoyé dans le réacteur séquentiel de nitrification (production de nitrites) avant d'être stocké dans des cuves tampon. Ces nitrites sont dénitrifiés par les organismes accumulateurs de PHA en phase de famine en milieu anoxique en dégradant une partie du PHA, ce qui permet de favoriser la multiplication des organismes accumulateurs de PHA et ceux dénitrifiants, tout en limitant l'aération énergivore (il est estimé qu'il faut 11 kWh pour produire 1 kg de PHA dans les procédés traditionnels aérobies de production de PHA).

Le fonctionnement en réacteur séquentiel permet d'atteindre une accumulation maximale de PHA (entre 0,58 et 0,61 gDCO(PHA)/gDCO(AGV)) en plus d'une accumulation rapide. L'apport en matière organique est réalisé de manière intermittente pour une durée totale de 4 à 6 heures. Lors de la récupération de la biomasse, une acidification est réalisée pour tuer les micro-organismes et limiter la dégradation du PHA. La boue contient jusqu'à 50% de PHA en masse sèche.

Les avantages opérationnels de ce procédé sont les suivants :

- Période de démarrage rapide
- Grande stabilité du procédé dans des conditions transitoires
- Autogestion des procédés biologiques
- Opérations simplifiées par surveillance en ligne
- Contrôle du procédé en temps réel
- Possibilité de passer de la production de PHA à l'élimination seule de l'azote.

Un désavantage du procédé est l'augmentation de la production de protoxyde d'azote de 33%, qui est un gaz à effet de serre.

L'installation pilote a été réalisée dans la station d'épuration de Carbonera en Italie, pour un débit de filtrat issu des boues fermentées de 4 à 5 m³ par jour. Le procédé a permis d'éliminer 85% de l'azote et a permis de récupérer 50% du phosphore sous forme de struvite. La source de carbone provenait de la fermentation de la cellulose récupérée en prétraitement (400 m³/jour). Le temps de séjour de la biomasse lors de la fermentation était de 6 à 7 jours, tandis que le temps de séjour du liquide était de 2 jours.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 40 sur 210

La production maximale était de 1,2 kgPHA/EH.an. Les coûts en énergie ont baissé de 20% (grâce à la baisse d'aération). L'extraction du PHA sur site n'a pas été réalisée car trop coûteuse au niveau de l'investissement et des coûts opératoires (environ 1,5 €/kg), et le retour sur investissement était trop long.

Pour une station d'épuration de 50 000 EH, si le PHA n'est pas extrait, mais que la biomasse est directement utilisée pour fabriquer des bio-composites, le prix de vente de cette biomasse est estimé à 1000 €/tonne. Le CAPEX additionnel pour cette installation est de 6 €/EH (300 000€). Les économies liées aux coûts opératoires sont de 0 à 3,7 €/EH.an, en fonction des coûts d'élimination des boues. La vente du PHA (sous cette forme non-extraite) apporterait 2 €/EH.an. Les économies liées au traitement des boues sont de 3,85 €/EH.an. Le retour sur investissement n'est à peine que de 2 ans, à condition que cette biomasse riche en PHA soit valorisée sur le marché.

Si cette biomasse riche en PHA n'est pas valorisée économiquement, elle pourrait encore être envoyée dans un digesteur anaérobie et le méthane serait vendu pour 0,12 €/EH.an et les économies opératoires seraient de 1,2 €/EH.an. Le biogaz pourrait aussi être utilisé sur le site pour fournir une réduction directe des besoins en énergie de l'ordre de 15%. De plus le séchage des boues riches en PHA avec ce biogaz permettrait de réduire la demande en énergie de 18%. Le retour sur investissement serait toujours inférieur à 5 ans.

L'extraction et la purification du PHA causerait par contre une augmentation des besoins en énergie au niveau global de l'ordre de 6%.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 41 sur 210

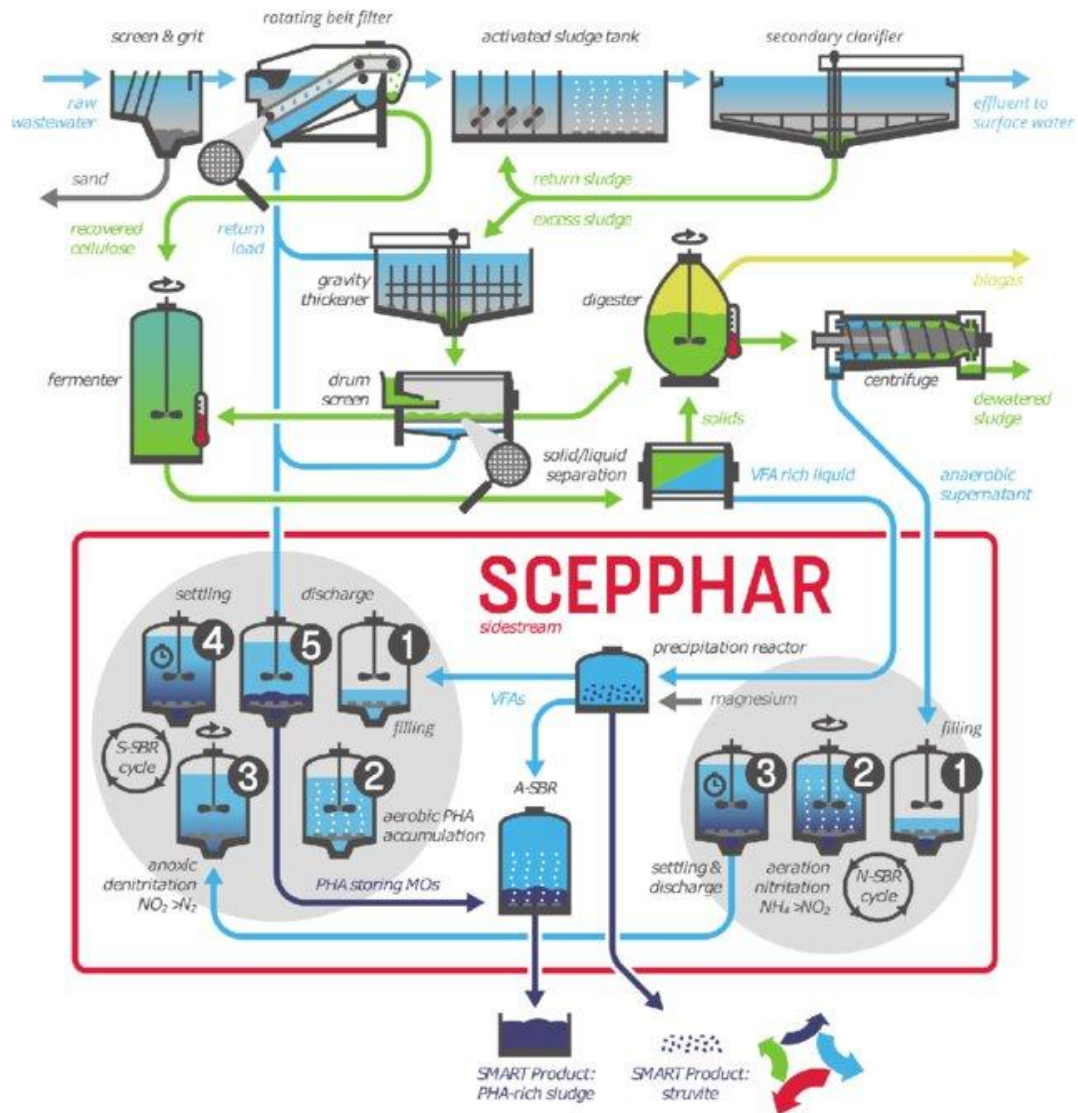


Figure III-4 - Diagramme schématique du projet SCEPPHAR (Pikaar et al., 2022)

III-2.5.2. Projet PHARIO (Pikaar et al., 2022) (Werker Alan, 2015) (Simon Bengtsson et al., 2017)

Il s'agit d'un projet de production de PHA à l'échelle pilote à partir de l'excédent de biomasse provenant d'une station d'épuration à Bath aux Pays-Bas et d'eau sucrée provenant d'une industrie locale réalisée en 2017. Cette installation a fonctionné pendant 10 mois. Celle-ci a permis d'amener cette technologie à un degré de maturité technologique de 6 (TLR).

Les boues secondaires ont été utilisées comme biomasse fonctionnelle (inoculum) pour la production de PHA à partir d'AGV issus de la fermentation des boues primaires, de déchets organiques ou d'autres sources. Les PHA ont ensuite été récupérés par extraction à l'aide de solvants (acétone). Le potentiel d'accumulation de la biomasse des boues secondaires est beaucoup plus important que la quantité de substrat (AGV) pouvant être généré avec les boues primaires. Il est donc avantageux d'aller chercher

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD Page 42 sur 210
--	---

d'autres ressources organiques pour optimiser l'accumulation des PHA dans la biomasse des boues secondaires.

Ce procédé consiste à utiliser diverses ressources organiques (boues primaires et rejet sucré d'une industrie locale) pour produire des AGV (PE1) qui vont pouvoir alimenter la biomasse issue des boues secondaires qui auront été préalablement conditionnées (PE2) pour optimiser l'accumulation de PHA (PE3). La biomasse riche en PHA est ensuite acidifiée pour la conservation des PHA et ensuite épaissie par des centrifuges ou filtres à bande pressantes avant d'être séchées pour atteindre au minimum 90% de matière sèche. Ensuite une extraction est réalisée au butanol à haute température. Un refroidissement permet de récupérer les PHA purifiés et de réutiliser le butanol (PE4). Ce type de procédé permet de conserver une qualité constante en PHA et de pouvoir réaliser des mélanges de différentes sortes de PHA. La matière résiduelle est ensuite incinérée. Cette matière est assez riche en lipide et pourrait être utilisée dans d'autres applications. Le schéma repris à la Figure III-5 permet de représenter les différentes étapes de ce procédé.

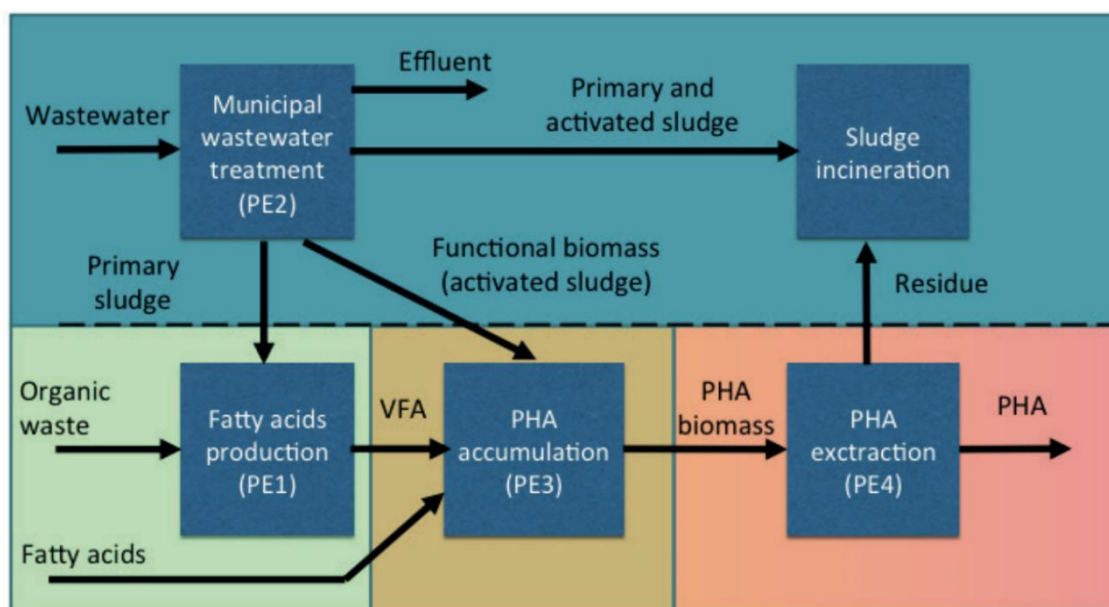


Figure III-5 - Etapes du procédé pilote PHARIO pour produire des PHA à partir de biomasse récoltée dans une station d'épuration (Simon Bengtsson et al., 2017)

L'accumulation en PHA des micro-organismes était en moyenne de 0,41 gPHA/gVSS. Selon l'auteur, un taux d'accumulation de 0,4 à 0,6 gDCO(PHA)/gDCOsubstrat est typique pour des systèmes de cultures mixtes. Le rendement en PHA relatif aux AGV mesuré était de $0,187 \text{ gPHA/gDCO(AGV)} = 0,318 \text{ gDCO(PHA)/gDCO(AGV)}$.

La liste du CAPEX et de l'OPEX pour une première installation commerciale de référence complète permettant la production de 5000 t_{PHA}/an (production d'AGV + accumulation + extraction) est reprise dans le Tableau III-3 et le

Tableau III-4 suivants.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 43 sur 210

Les estimations pour l'installation d'accumulation des PHA est basée sur une estimation réalisée sur une installation de 2000 tPHA/an, avec un simple facteur 2,5. (Simon Bengtsson *et al.*, 2017)

À noter que généralement l'évolution des coûts en équipement suivent plutôt une loi du type suivant où n vaut généralement 0,6 (« règle des six dixièmes »).

$$\text{Coût } A = \text{Coût } B * \left(\frac{\text{Capacité } A}{\text{Capacité } B} \right)^n$$

Les coûts devraient plutôt donc être multipliés par 1,7 au lieu de 2,5. (Khan M, 2021a)

Les coûts opératoires reviennent à 2,1 €/kg. En considérant un amortissement de 15 ans, et un intérêt faible de 3%, les coûts de capital seraient de 6,7 M€/an, ou 1,3 €/kgPHA. Le prix de vente minimal est de 3,4 €/kgPHA (2017) (3,6 €/kgPHA (2020) selon (Khan and (Vito, 2021)).

Au vu du marché, il peut être espéré de **vendre le PHA à un prix de 4,5 €/kg**, réalisant une marge nette de 1,1 €/kg, ou **5,5 M€/an**. Le prix du marché du PHA devrait continuer à diminuer pour atteindre 3,5 €/kg en 2025, en plus de la concurrence avec les autres productions de bioplastiques, qui risqueraient de faire tomber le prix à 3,0 €/kg. Les auteurs suggèrent donc de considérer une valeur entre 3,0 et 3,5 €/kg pour 2025. (Simon Bengtsson *et al.*, 2017)

Tableau III-3 - Total des coûts d'investissement (CAPEX) pour la réalisation d'une installation de 5000 t PHA/an. (Simon Bengtsson et al., 2017)

CAPEX (M€)	PRODUCTION D'AGV	ACCUMULATION DE PHA	EXTRACTION DES PHA	INVESTISSEMENT TOTAL
EQUIPEMENT & INSTALLATION	1,9	14,6	21,0	37,5
TRAVAUX CIVILS	0,3	8,2	4,9	13,4
INGÉNIERIE ET CONSTRUCTION	0,6	10,4	10,2	21,2
CONTINGENCE	0,1	3,9	4,4	8,1
TOTAL	2,9	36,9	40,5	80,3

Tableau III-4 - Total des coûts opératoires (OPEX) pour une installation de 5000 t PHA/an. (Simon Bengtsson et al., 2017)

OPEX (M€)	PRODUCTION D'AGV	ACCUMULATION DE PHA	EXTRACTION DES PHA	COÛT TOTAL ANNUEL
MAIN D'ŒUVRE OPÉRATIONNELLE	0,1	1,0	0,6	1,7
MAINTENANCE	0,1	0,4	0,5	1,1
RÉACTIFS	0,3	1,3	1,3	2,8
ENERGIE	0,1	1,2	0,6	1,9
VAPEUR	0,5	0,0	2,5	3,0

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 44 sur 210

TOTAL	2,9	3,9	5,5	10,4
-------	-----	-----	-----	------

a. Etude comparative de sites potentiels favorables à l'accumulation de PHA aux Pays-Bas
(Simon Bengtsson et al., 2017)

Cette étude a été réalisée dans le cadre du projet PHARIO a eu pour but également d'établir une liste de 15 stations d'épurations ayant un potentiel pour la production de PHA aux Pays-Bas sur base de leurs conditions opératoires (généralement supérieure à 100 000 EH, avec ou sans traitement primaire, peu ou beaucoup de charge organique) et d'essais réalisés sur leurs boues activées. Ces essais consistaient à établir le potentiel d'accumulation de PHA par ajouts séquentiels de substrat synthétique (acide acétique et nutriments). Il s'avère que le potentiel d'accumulation de PHA pour la station de Bath a fourni des résultats similaires à ceux obtenus avec le pilote (resp. 39% et 39-42%).

Les résultats sont repris dans le Tableau III-5. Les calculs se sont basés sur les hypothèses suivantes :

- Contenu idéal en PHA dans la biomasse (PAP : potentiel d'accumulation des PHA) : 0,40 gPHA/gVSS (valeur déterminée expérimentalement pour chaque station d'épuration)
- Rendement en biomasse : 0,25 gVSS/gDCO
- Rendement en PHA relatif à la DCO : $PAP * 0,25 = 0,1 \text{ gPHA/gDCO}$ (si PAP = 0,40)
- Rendement en PHA relatif aux AGV : 0,187 gPHA/gDCO(AGV)
- Charge en DCO dans l'eau usée : 150 gDCO/EH.jour (basé sur les valeurs de Bath)
 - o 55 kgDCO/EH.an (en Wallonie, cette valeur est plutôt autour de 35 kgDCO/EH.an, mais sans connaître la qualité de cette DCO (facilement biodégradable ou non))
- Sur base des données ci-dessus, le potentiel de production en PHA par EH et par an est de 5,5 kg/EH.an

Remarques : Les STEP évaluées fonctionnaient entre 65% et 115% de leur charge nominale. La DCO variait entre 288 et 977 mg/L et la DBO variait entre 113 et 324 mg/L. La charge massique était entre 0,08 et 1,7 gDCO/gTSS.jour.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 45 sur 210

Tableau III-5 - Données issues du traitement d'échantillons de boues de différentes stations d'épurations aux Pays-Bas, avec la taille de la STEP, la production annuelle estimée, la production annuelle rapportée par équivalent habitant, le potentiel d'accumulation en PHA (substrat synthétique), le type de procédé utilisé (C = carrousel, M-UCT= modified-UCT, N-D = nitrification-dénitrification, A2O = combiné anaérobie anoxique aerobie) et la présence ou non d'une clarification primaire (Simon Bengtsson et al., 2017)

STEP	Taille STEP	Production		Contenu PHA biomasse	Rendement moy. en PHA.	Type de procédé	Clarification primaire
	EH (1 EH = 150g TOD*)	tPHA/an	kg PHA/an.EH	gPHA/gVSS	gDCO(PHA)/gDCO(AGV)		
Almere	200.000	1.700	8,5	0,17	0,19	C	Non
Amsterdam-West	999.371	5.800	5,8	0,24	0,27	MUCT	Oui
Bath	415.346	2.700	6,5	0,39	0,30	N-D	Oui
Beverwijk	207.651	1.200	5,78	0,52	0,32	N-D	Oui
Dokhaven	442.806	2.500	5,65	0,36	0,30	Autre	Non
Dordrecht	203.264	1.100	5,41	0,42	0,23	A2O	Non
Ede	311.694	1.600	5,13	0,26	0,23	Autre	Oui
Eindhoven	610.286	3.600	5,9	0,27	0,30	UCT	Oui
Heerenveen	94.310	450	4,77	0,36	0,22	Carrousel	Non
Kootstertille	42.857	250	5,83	0,24	0,39	A2O	Non
Land van Cuijk	158.957	1.000	6,29	0,24	0,22	A2O	Oui
Nijmegen	333.078	2.300	6,91	0,3	0,27	A2O - N-D	Oui
Sint-Oedenrode	91.224	600	6,58	0,21	0,23	Carrousel	Non
Workum	14.663	75	5,11	0,38	0,29	Carrousel	Non
Zaandam-Oost	109.059	700	6,42	0,15	0,34	UCT Carrousel	Oui
Moyenne			6,04 ± 11%	0,30 ± 28%	0,28 ± 18%		

*TOD = Total oxygen demand (DCO totale)

Il a été estimé que pour que le procédé d'extraction et de purification du PHA soit économique, l'accumulation de PHA dans la biomasse doit être supérieure ou égale à 40% (gPHA/gVSS). Sur les 15 stations d'épuration, seulement 4 d'entre elles ont eu un potentiel d'accumulation de plus de 38%. Les autres devraient optimiser leur procédé pour pouvoir stimuler cette accumulation pour que le procédé puisse être économique.

La majorité du stockage des PHA a lieu durant les 24 premières heures, mais une durée plus longue (46 h) permet de s'assurer que la saturation a été atteinte. Cependant, plus le temps est long et plus la biomasse va consommer du PHA. En effet, le rendement en PHA relatif au substrat est initialement assez élevé (0,37 à 0,7 gDCO(PHA)/gDCO), puis diminue de plus en plus au fur et à mesure que la saturation apparaît (0,19 à 0,39 gDCO(PHA)/gDCO). Théoriquement, en l'absence de croissance, la

valeur maximale est de 0,74 gDCO(PHA)/gDCO. Ainsi, un compromis doit être fait entre une concentration en biomasse élevée et une consommation efficace de la DCO. A noter que la vitesse d'accumulation n'est pas corrélée à la teneur finale en PHA à saturation.

En analysant le type de procédé utilisé dans chaque station d'épuration, il s'avère que le potentiel d'accumulation est généralement plus élevé si le procédé dispose uniquement d'une étape de nitrification/dénitrification que les procédés possédant une série de bassins anaérobie et anoxique (nitrification/dénitrification + déphosphatation) (systèmes A2O et UCT/MUCT). La différence principale est que dans le procédé de dénitrification, les nitrates sont disponibles en même temps que la matière organique et donc l'étape festin-anoxique est plus rapidement établie. Alors que dans le cas d'un procédé de déphosphatation, la biomasse est accessible quand elle entre dans le bassin anaérobie. Bien que le stockage anaérobie ait lieu aussi, ce n'est pas le même type de stockage métabolique que sous aérobie ou anoxie. Le graphique repris à la Figure III-6 montre bien l'influence du type de procédé sur les performances d'accumulation (le taux d'accumulation à saturation, la vitesse d'accumulation et le rendement en PHA relatif à la DCO).

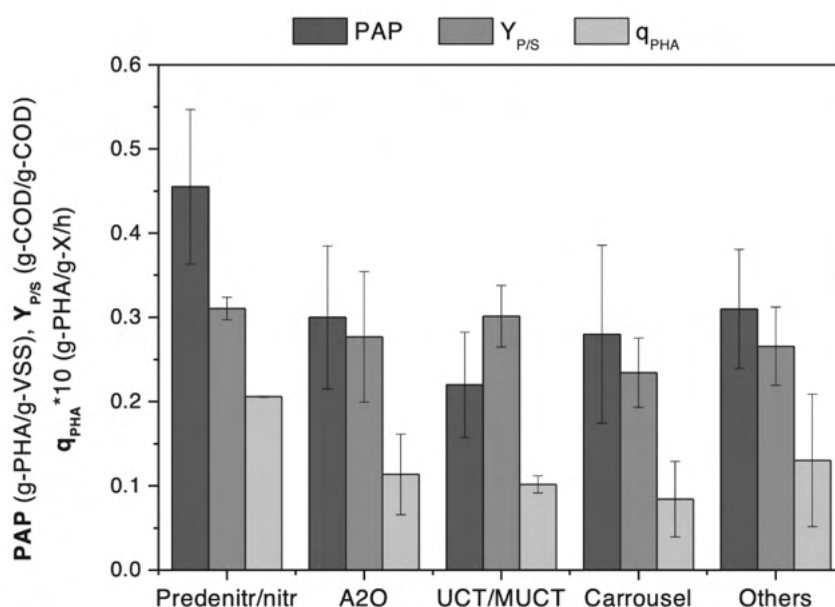


Figure III-6 - Performances d'accumulation de PHA par les micro-organismes en fonction du type de procédé utilisé dans les stations d'épuration dont la biomasse est issue. A2O = dénitrification + déphosphatation, UCT/MUCT = idem mais avec une alimentation en nitrates réduite dans la partie anaérobie, carrousel : fonctionnement en piston (zone anoxique-aérobie) (Simon Bengtsson et al., 2017)

Il a été remarqué que la concentration en DCO ou en DBO dans les eaux usées n'est pas du tout corrélée avec la teneur en PHA dans la biomasse.

Les conditions opératoires n'ont pas non plus montré de corrélation entre le temps de séjour du liquide ou de la biomasse sur les performances d'accumulation. Toutefois, un faible temps de séjour de la biomasse favorise la consommation de la DCO pour la production de PHA.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 47 sur 210

Il a également été montré qu'une haute température n'est pas un prérequis pour un bon enrichissement en PHA.

La présence d'un traitement primaire serait favorable à la production de PHA pour deux raisons :

- La biomasse serait de meilleur « qualité » car elle ne serait pas mélangée à des fibres et des inertes,
- Les boues secondaires utilisées comme inoculum pour la production de PHA contiennent alors moins de matière qui se dégrade lentement, ce qui réduit le risque que lors de la phase de famine elle libère de la DCO, ce qui nuirait aux performances.

Les résultats n'ont toutefois pas montré de différence significative entre la présence ou l'absence de traitement primaire.

L'ensemble des observations réalisées a pu montrer que ce n'est pas la concentration en matière organique, le temps de séjour de la biomasse ou du liquide, ni la température qui influencent la production de PHA mais plutôt la fréquence d'exposition à la matière organique, qui va stimuler l'accumulation pendant la période de festin.

La station d'épuration qui a fourni la plus grande accumulation en PHA dispose d'une configuration dans laquelle la biomasse recirculée peut se retrouver en contact périodique avec l'influent riche en matière organique, ce qui génère ce stress de famine/festin.

Plusieurs configurations ont été proposées pour améliorer l'accumulation des PHA :

- Présence d'une petite cuve en amont (contacteur) dans laquelle la biomasse recirculée est mise en contact avec l'eau entrante, riche en matière organique.
- Modification de la configuration de la recirculation pour que la concentration en matière organique soit la plus élevée possible au retour de la biomasse
- Réacteur à séquençage (consommation de la DCO est consommée au cours d'un cycle). Solution la plus flexible et la moins coûteuse, et qui permet d'obtenir les meilleures conditions pour l'accumulation des PHA.
- Pour les procédés UCT-MUCT, certains flux pourraient être optimisés pour favoriser des zones de contact à haute concentration en matière organique (voir page 18, (Simon Bengtsson et al., 2017))

La présence d'EBPR, c'est-à-dire d'une **déphosphatation** réalisée par la présence d'un bassin **anaérobie** permet d'accroître la part d'organismes accumulateurs de phosphate (PAO), qui sont une sous-population des espèces qui stockent les PHA, mais qui ne sont pas du tout nécessaires pour atteindre une haute accumulation des PHA. Le stockage de PHA en anaérobie se focalise principalement sur la consommation de ressources très accessibles comme les AGV et le glucose. En

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 48 sur 210

revanche, le stockage en anoxie peut se faire à partir d'une plus grande variété de composés organiques.

Comme indiqué dans la partie liée aux technologies conventionnelles pour le traitement des eaux usées (II-4.2.1.), quand les organismes accumulent des PHA, ils rejettent des orthophosphates dans l'eau, et vice versa. Ainsi, comme dans le procédé SCEPPHAR, il pourrait être intéressant de **précipiter les phosphates libérés** sous forme de struvite. Ce qui permettrait d'obtenir un produit directement utilisable et limiter le traitement de la matière organique pour y récupérer le phosphore.

Il est également suggéré que la **production annuelle minimale en PHA (avec extraction !)** pour être rentable doit être de **5000 t/an**. Cette valeur a été déterminée par Véolia et est la plus petite échelle commerciale réalisable basée sur une évaluation des coûts d'investissement et en particulier de la partie qui concerne l'extraction. L'accumulation des PHA pourrait sans problème être implémentée dans une station d'épuration d'une capacité allant de 200 000 EH à 1 000 000 EH. Le traitement de la biomasse riche en PHA pourrait être ensuite décentralisée pour limiter les coûts d'investissement (pour 2 à 5 stations), avec une distance maximale de 50 km pour que ce soit économiquement rentable. (Simon Bengtsson et al., 2017)

b. Installation de démonstration PHARIO (Simon Bengtsson et al., 2017)

Le projet pilote de production de PHA ayant apporté des résultats convaincants, l'étape pour passer au degré de maturité technologique supérieur (TRL > 6) est de réaliser une installation de démonstration de référence. Celle-ci devrait permettre de produire 32 tonnes de PHA par an. Ce volume minimal de production a été choisi pour que tous les équipements puissent être facilement upgradés pour produire 5 000 tonnes par an (pour une première installation de référence commerciale). Cela implique également que certains équipements soient surdimensionnés car indisponibles à plus petite échelle. Cette installation sera aussi placée à la station d'épuration de Bath et devrait fonctionner durant 3 ans.

Les coûts estimés pour cette installation sont repris dans les Tableau III-6 et Tableau III-7.

Il peut être remarqué que 85% de l'investissement est lié à l'installation d'extraction. Une réduction du coût de 1,1 million d'euros est liée à l'utilisation de l'installation existante (bâtiment de la STEP, incinérateur). La présence de deux emplacements distincts induit cependant des coûts de transport supplémentaires de l'ordre de 0,3 millions d'euros par an pour trois ans de fonctionnement.

L'investissement total est de 13 millions d'euros, et les coûts opératoires prévus pour les 3 ans sont de 4 millions d'euros, pour un investissement total de 17 millions d'euros pour une production annuelle de 35 tonnes par an.

En vendant le produit à 4 €/kg, cela apporterait sur 3 ans 0,4 millions d'euros. Cela reste largement insuffisant pour rentabiliser l'installation. Mais celle-ci reste nécessaire pour pouvoir réaliser une installation à grande échelle.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 49 sur 210

Tableau III-6 - Total des coûts d'investissement (CAPEX) pour la réalisation d'une installation de démonstration de production de PHA de 35 t/an (Simon Bengtsson et al., 2017)

CAPEX	INVESTISSEMENT
MAIN D'ŒUVRE POUR LA CONSTRUCTION	1 173 000 €
EQUIPEMENT	5 493 000 €
SOUSCONTRAT D'INSTALLATION	560 000 €
COÛT DU SITE	689 000 €
AUTRES COÛTS	100 000 €
ASSURANCE	2 003 000 €
SOUS CONTRAT DE TRAVAUX CIVILS	727 000 €
INGÉNIERIE DE PROCÉDÉ	300 000 €
CONTINGENCE	1 949 000 €
TOTAL	11 992 000 €

Tableau III-7 - Total des coûts opératoires (OPEX) pour une installation de démonstration de production de PHA de 35 t/an (Simon Bengtsson et al., 2017)

OPEX	ACCUMULATION DE PHA	EXTRACTION DES PHA	COÛT TOTAL ANNUEL
MAIN D'ŒUVRE OPÉRATIONNELLE	157 000€	157 000 €	314 000 €
MAINTENANCE	32 000 €	162 000 €	194 000 €
RÉACTIFS	36 000 €	38 000 €	74 000 €
ENERGIE	109 000 €	46 000 €	155 000 €
VAPEUR	-	30 000 €	30 000 €
TRANSPORT	235 000 €	-	235 000 €
AUTRES	-	24 000 €	24 000 €
SUPPORT INGÉNIERIE PROCÉDÉ	118 000 €	118 000 €	235 000 €
TOTAL ANNUEL	686 000 €	575 000 €	1 261 000 €

III-2.5.3. Analyse technico-économique de la production de PHA à partir de boues de stations d'épuration dans le cadre du projet WOW ! (M. N. Khan and WOW!, 2021a) (WOW!, 2022)

Ce projet consiste à établir le potentiel économique de la production des PHA à partir de boues primaires en se basant sur une installation pilote composée des étapes suivantes : fermentation acidogène, enrichissement de la biomasse, accumulation des PHA, séparation des PHA, séchage, extraction et production du produit fini. Plusieurs universités et sociétés ont été chargées de réaliser l'étude des différentes étapes.

Les résultats de cette étude technico-économique ont pour but de fournir des stratégies pour optimiser le procédé du point de vue économique.

Cette étude fournit une méthodologie, avec le type de projet adapté et les bilans de masse et d'énergie associés appliqués à une station d'épuration de grande échelle (**5000 t/an**, seuil de rentabilité minimal), en se basant sur les résultats obtenus à échelle pilote (installation pilote de Buchenhofen, en lien peut être avec le point III-2.5.11.). Un prix de vente minimal est estimé sur base de plusieurs facteurs. Le schéma de l'installation à grande échelle est repris à la Figure III-7.

Des données sont fournies sur le pilote pour chaque étape (estimation de la consommation en électricité, débits, ...). Celles-ci sont reprises en Annexe au **Erreur ! Source du renvoi introuvable..** Ce pilote est conçu pour traiter 1,3 m³ de boue primaire par semaine. L'extraction est réalisée par solvant (diméthylcarbonate) et la quantité de PHA récupérée est de 50 %_w de la biomasse riche en PHA séchée (90 % MS), soit **0,5 gPHA/gbiomasse**, basé sur les valeurs issues de la littérature (Valentino *et al.*, 2020) (Mudliar *et al.*, 2008) Cette valeur a été considérée même si la valeur obtenue avec le pilote n'était que de 0,35 gPHA/gbiomasse. L'auteur suggère en effet que cette valeur peut être améliorée par optimisation des conditions opératoires. Ce solvant a une faible toxicité, n'est pas néfaste pour l'environnement et permet d'obtenir une bonne efficacité de disruption des cellules.

Au vu de la quantité de boues primaires requises pour produire 5000 tPHA par an, il est suggéré que les étapes de la fermentation acidogène, de la séparation, de la sélection et de l'accumulation soient réalisées dans des installations **décentralisées** proches des STEP. La biomasse riche en PHA serait ensuite envoyée dans une **installation centralisée** pour réaliser le séchage, l'extraction, et la mise en forme, qui engloberait les produits issus des stations situées dans un **rayon de 50 km** selon le schéma suivant (Figure III-8). Dans cette étude, ils considèrent que 10 stations d'épuration fournissent l'installation centralisée en biomasse. En effet, pour pouvoir produire 5000 t de PHA par an, une station d'épuration d'une taille de 2 000 000 EH serait nécessaire, ce qui n'est pas commun. Le point (a) reprend les points essentiels d'une étude réalisée sur l'emplacement optimal d'une installation centralisée pour trois régions.

L'étude économique est réalisée en fournissant des informations sur le CAPEX, l'OPEX, le prix de vente minimal, les revenus, et le temps de retour sur investissement. Le coût des équipements est adapté à la taille de l'installation en utilisant la règle des « six dixièmes – cf page 44 » comme pour le projet PHARIO. Une étude de sensibilité a également été réalisée pour repérer les paramètres qui ont le plus d'influence sur le prix.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 51 sur 210

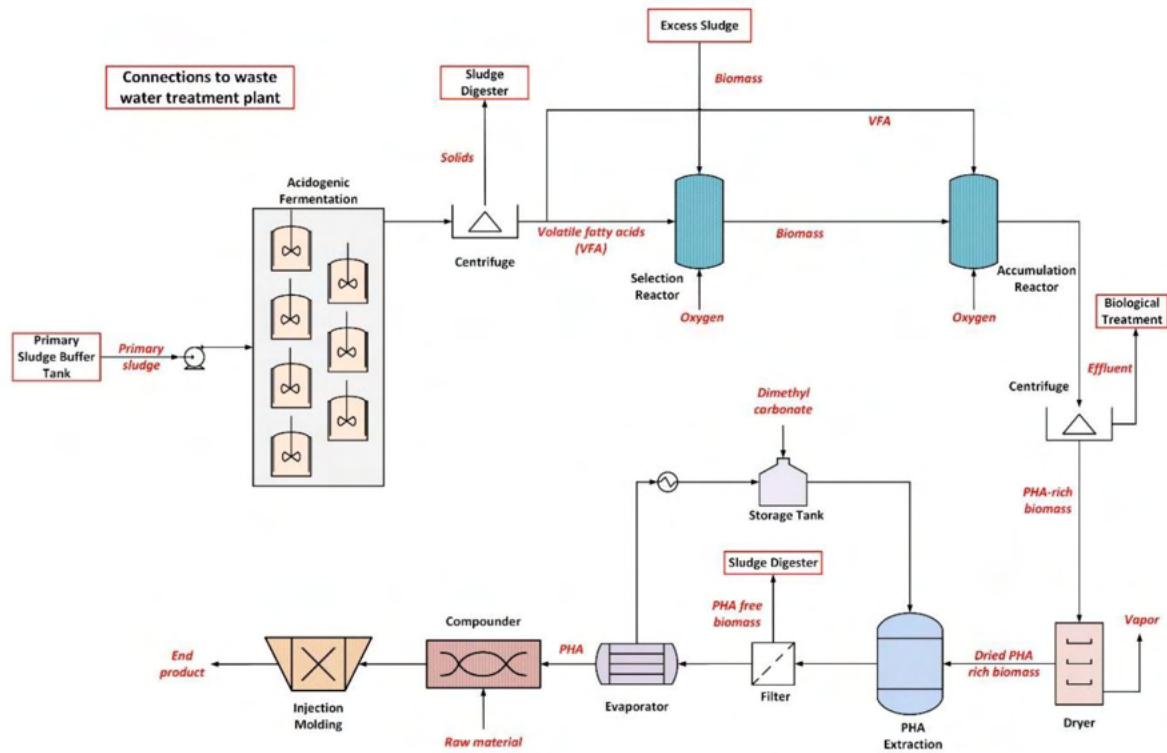


Figure III-7 - Proposition d'installation pour la production de 5000 t/an de PHA (M. N. Khan and WOW!, 2021a)

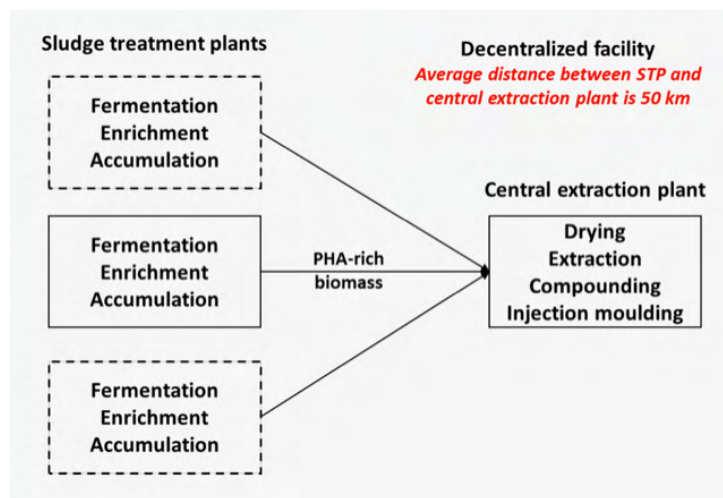


Figure III-8 - Configuration centralisée pour le traitement de la biomasse riche en PHA (M. N. Khan and WOW!, 2021a)

Tableau III-8 reprend les hypothèses relatives au CAPEX et à l'OPEX.

La Figure III-9 reprend le schéma simplifié de l'installation avec les flux massiques et l'énergie requise pour chaque installation. Pour **une tonne de boue primaire, on produit 5,9 kg de PHA**. La densité de ces boues primaires est de 1000 kg/m^3 pour une teneur en matière sèche de 3%. Le débit de boues primaires sèches est estimé à 35 gMS/EH.jour . Si on se base sur l'étude de cas au point III-2.5.11. qui correspond très probablement aux résultats de l'étude pilote, la concentration en DCO totale des boues primaires est de $41,1 \pm 8,3 \text{ g/L}$. Ainsi, **la masse de PHA produite par kg de DCO de boue primaire entrante est de $144 \text{ gPHA/kgDCO}_{\text{tot}}$** .

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 53 sur 210

Tableau III-8 - Hypothèses réalisées sur les coûts d'investissement CAPEX et les coûts opératoires OPEX (M. N. Khan and WOW!, 2021a)

Item	Unit	Value
Plant lifetime	y	25
Base year	-	2019
Piping	% CAPEX	15%
Instrumentation/Electrical	% CAPEX	25%
Engineering costs	% CAPEX	10%
Civil works	% CAPEX	34%
Start-up	% CAPEX	12%
Operating hours	h/y	8000
Insurance	%Investment	0.5%
Electricity	€/MWh	93
Natural gas	€/MWh	34
Steam	€/t	24.6
Cooling water	€/m ³	0.5
Process water	€/m ³	1
Dimethyl carbonate	€/kg	1
Raw materials	€/kg	3
Biomass transport distance	km	50
Biomass transport cost	€/t	0.08
Loading/unloading cost	€/t	1 (each)
Post-processing (Inj moulding)	% labor	10%

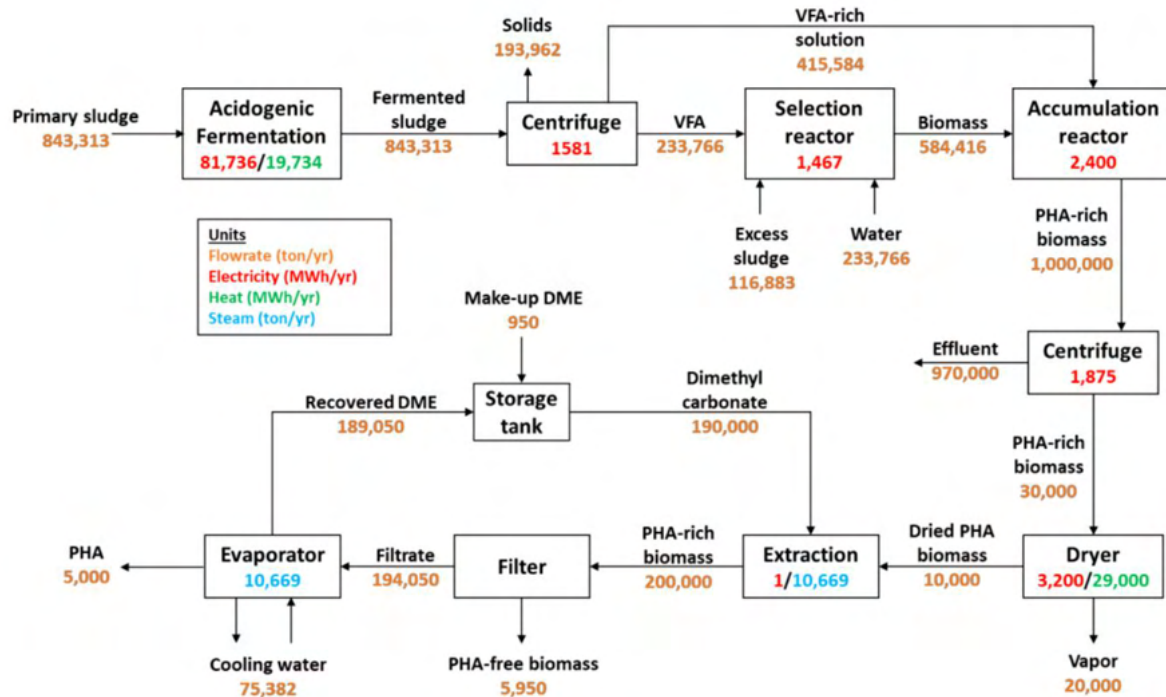


Figure III-9 - Schéma simplifié de l'installation de production de PHA, bilan de matière et consommation énergétique (annuel) (M. N. Khan and WOW!, 2021a)

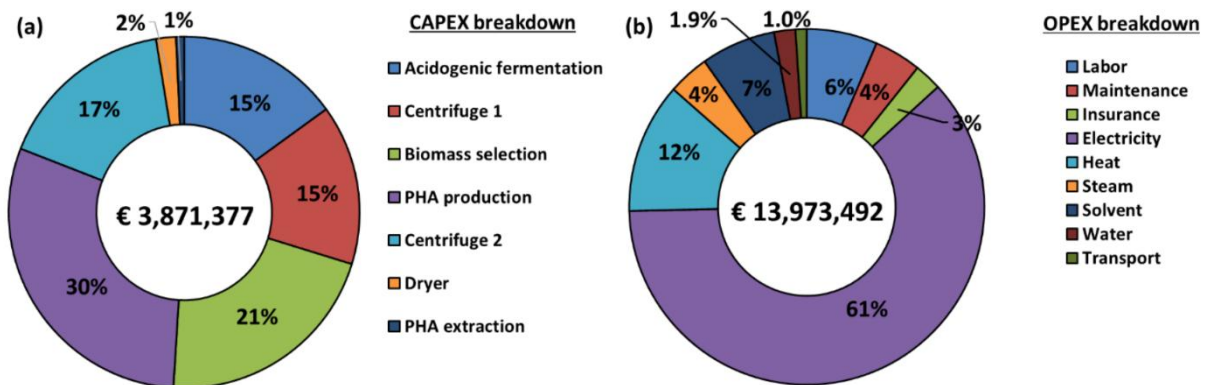


Figure III-10 - Coûts (CAPEX annualisé (25 ans) + OPEX) pour la production de PHA de manière décentralisée + extraction centralisée (sans l'étape finale de mise en forme) (M. N. Khan and WOW!, 2021a)

La Figure III-10 reprend l'ensemble des dépenses annuelles relatives à l'investissement (amortissement en 25 ans) et à l'exploitation de l'installation décentralisée (sans l'étape de la mise en forme). La majorité de l'investissement provient du réacteur d'accumulation dont le volume doit être

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 55 sur 210

conséquent, suivi de la sélection de la biomasse, le tout pour 51% du montant. Une optimisation pourrait alléger les coûts de manière conséquente. Enfin, la majorité des coûts d'exploitation est due à la consommation en électricité. La main d'œuvre, les solvants, le transport vers l'unité centralisée, et la chaleur n'ont qu'une faible contribution en comparaison.

Une estimation du prix de vente minimal a été déterminé et est de 3,57 €/kg. Celui-ci est similaire à celui fourni par le projet PHARIO en 2017 (3,4 €/kg). En comparaison, le prix de vente de PHA produit à partir d'amidon est de 7 à 10 €/kg. Une étude dans le cadre du projet WOW a estimé une valeur située entre 3,5 et 4,5 €/kg. Le graphique à la Figure III-11 reprend les différentes parties intervenant dans ce coût. Il peut être remarqué que la majorité de la contribution est due à l'énergie (60%). La contribution liée au solvant n'est pas négligeable (5%).

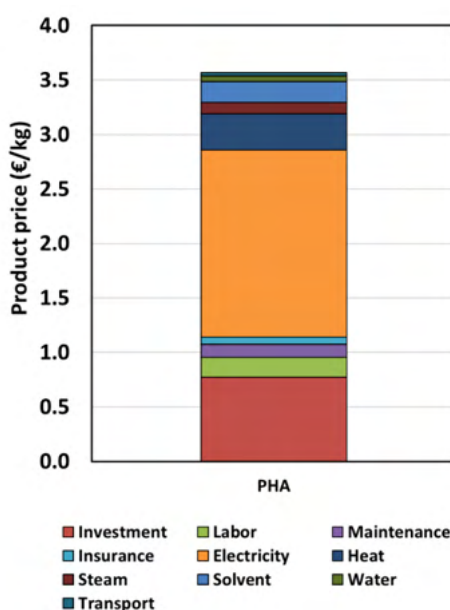


Figure III-11 - Graphique de la contribution des différents paramètres au sur le prix de vente minimal du PHA (M. N. Khan and WOW!, 2021a)

Une comparaison avec le projet PHARIO a été réalisée et les valeurs sont reprises dans le Tableau III-9. La contribution du CAPEX est 1,9 fois plus faible que celle estimée par le projet PHARIO et est probablement sous-estimée. Les auteurs suggèrent que l'estimation du projet PHARIO a été réalisée par une société spécialisée et est donc plus précise. En revanche celle-ci avait été conçue pour une installation de 2000 tPHA/an et un facteur 2,5 avait été utilisé. Cela n'est pas une bonne estimation car comme expliqué précédent (règle des six dixièmes – cf page 44) le coût évolue avec un exposant en fonction de sa capacité. En revanche les coûts opératoires sont 25% supérieurs à ceux estimés par projet PHARIO. Toutefois le prix de vente minimal reste similaire.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 56 sur 210

Tableau III-9 - Comparaison entre le projet WOW! et le projet PHARIO (M. N. Khan and WOW!, 2021a)

	Current study	(Bengtsson et al. 2017)
Feedstock	Primary sludge	Primary sludge
Normalized CAPEX (€/t PHA)	774	1455
Normalized OPEX (€/t PHA)	2795	2080
PHA output (t/y)	5000	5000
PHA MSP (€/t)	3569	3600
Net present value (€)	25,418,985	-
Internal rate of return (%)	15%	-
Discounted payback period (y)	8.84	-

Enfin, la Figure III-12 reprend un schéma du traitement final des PHA, à savoir le mélange avec d'autres matières plastiques et la mise en forme, avec le bilan de matière et les besoins en énergie. La Figure III-13 reprend les coûts globaux de l'investissement annuel et des coûts opératoires et la Figure III-14 reprend les différents coûts intervenant dans le prix de vente minimum.

Un mélange de polymères est réalisé dans les proportions 70/30 pour améliorer les propriétés du matériau. Ainsi, pour 5000 t de PHA produit, on génère 7143 t de matériau final.

Les coûts d'investissement proviennent toujours principalement (50%) de la sélection et de l'accumulation. L'étape finale (mélangeur + mise en forme) ne contribue qu'à hauteur de 7%. En revanche, l'OPEX est beaucoup plus élevé à cause du prix du polymère utilisé pour le mélange (8 M€/an).

Le prix de vente minimal est de 3,7 €, dont 0,9 € provenant du polymère ajouté. La différence avec le prix de vente minimal sans cette étape supplémentaire est minime (+0,13 €/kg).

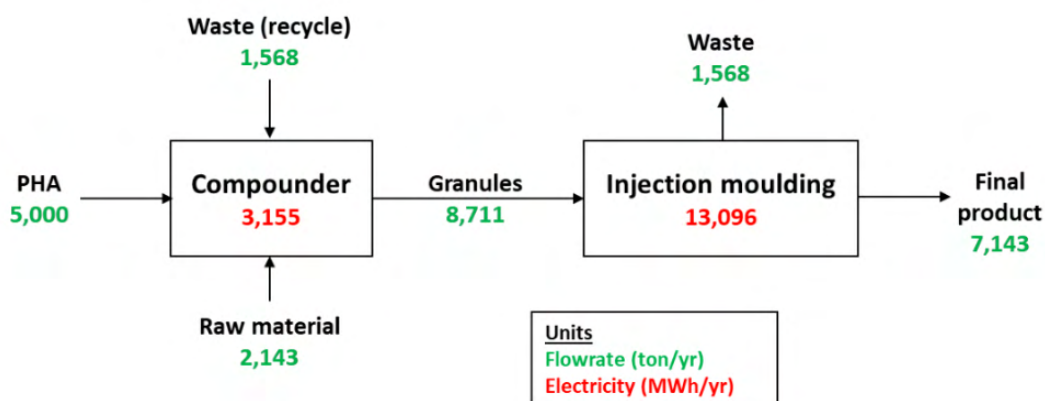


Figure III-12 - Bilan de matière et d'énergie pour l'étape du mélange et de la mise en forme du polymère (M. N. Khan and WOW!, 2021a)

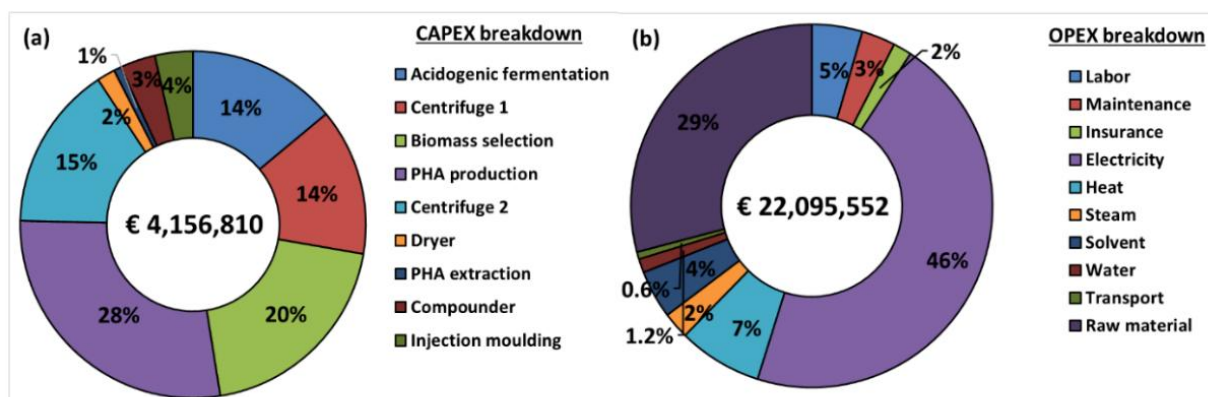


Figure III-13 - Coûts d'investissement annualisés (25 ans) et coûts opératoires pour l'installation de production de polymère globale (production de la biomasse riche en PHA décentralisée + extraction et mise en forme centralisée) (M. N. Khan and WOW!, 2021a)

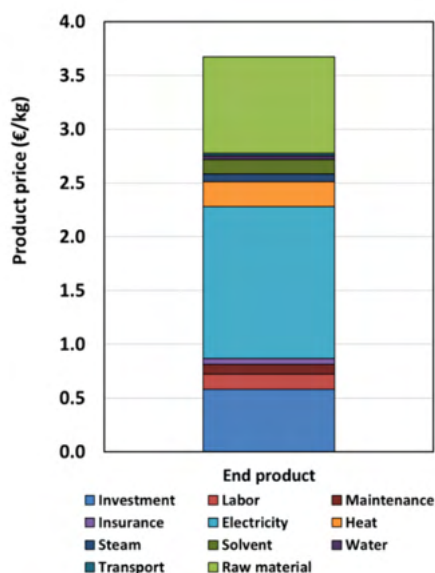


Figure III-14 - Graphique de la contribution des différents paramètres au sur le prix de vente minimal du PHA si présence d'une étape de mélange et de mise en forme (M. N. Khan and WOW!, 2021a)

Enfin, une analyse de sensibilité a été réalisée (uniquement pour la production du PHA) selon les paramètres suivants :

- Taille des STEP (tbouesprimaires/jour)
- Nombre de STEP
- Distance de transport (km)
- Productivité en PHA dans le réacteur d'accumulation (%)
- Contenu en PHA (%)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 58 sur 210

- Besoin en chaleur pour le séchage (%)
- Efficacité de disruption des cellules (%)
- Contenu en solide (%)
- CAPEX (%)
- Main d'œuvre (%)
- Ratio de mélange de polymères (%)
- Coût des carburants (%)

Les résultats qui comparent une partie des points de cette liste sont repris à la Figure III-15 (une valeur négative signifie qu'une augmentation du paramètre cause une diminution du prix de vente inversement). La Figure III-16 reprend un ensemble des graphiques montrant l'influence de certains de ces paramètres.

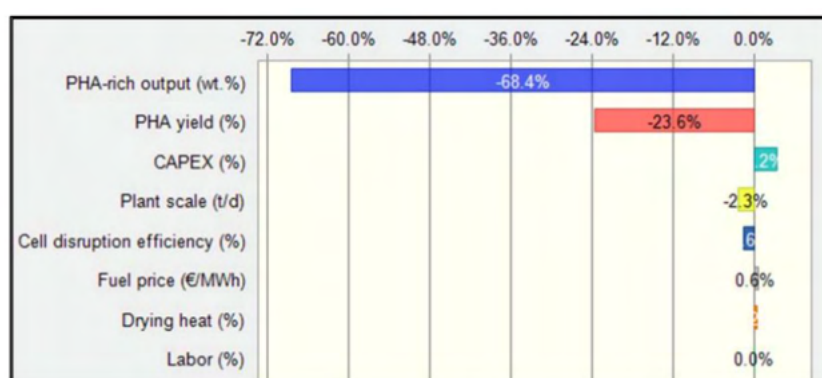
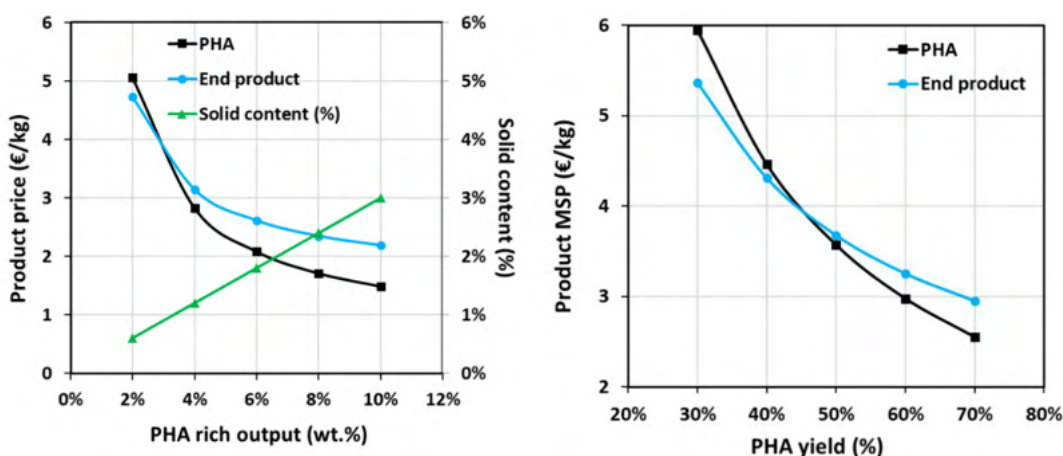


Figure III-15 - Analyse de sensibilité pour la production de PHA avec une installation de 5000 t/an (M. N. Khan and WOW!, 2021a)



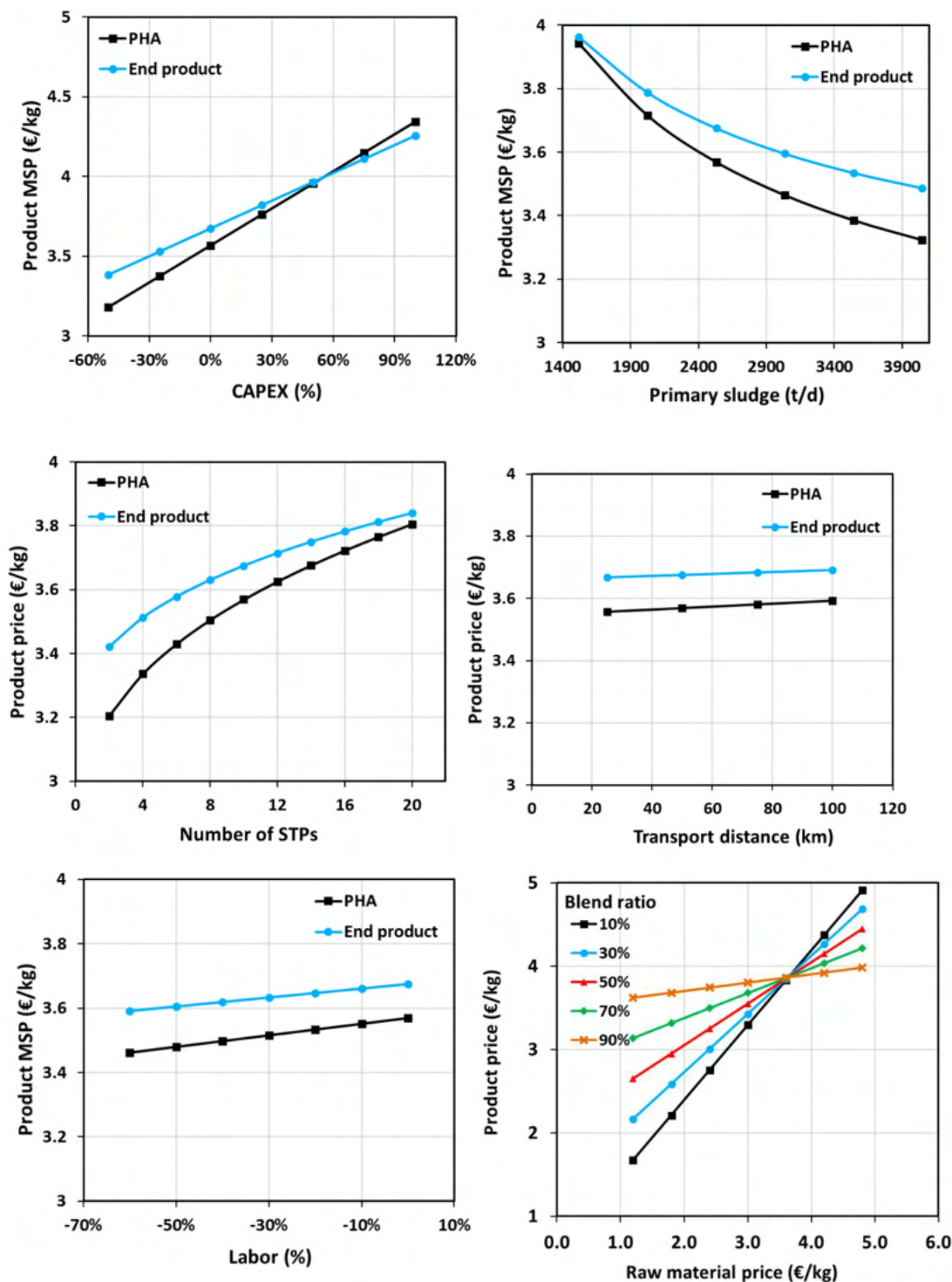


Figure III-16 - Impact de différents paramètres sur le prix de vente du PHA

Il apparaît que la quantité de biomasse riche en PHA produite dans le réacteur d'accumulation a l'impact le plus important, suivie de la composition en PHA de la biomasse. Les autres paramètres ont assez peu d'impact en comparaison à ceux-ci. Le nombre de station d'épuration pour une même production (donc une augmentation de la taille des stations si le nombre diminue) a un impact important car il est possible de réaliser des économies d'échelle sur les investissements. L'impact du

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD Page 60 sur 210
--	---

transport semble très faible (0,08 €/t (50km) + 1 €/t chargement/déchargement). Cette valeur nous paraît toutefois fort faible, notamment en comparaison à la valeur indiquée dans la source suivante (WOW!, 2022) qui spécifie un coût de 0,4 €/t/km, ce qui reviendrait à 20 €/t pour 50 km.

a. **Etude de la sélection d'un site pour une installation centralisée de PHA** (WOW!, 2022)

Cette étude a pour objectif d'identifier la meilleure localisation pour réaliser la production des PHA dans trois régions différentes (Ecosse, Irlande, Saarland (Allemagne)) sur base d'une analyse des coûts. Les données sont basées sur l'étude précédente. Contrairement à ce dernier, il est considéré que si les boues primaires sont issues de la station d'épuration dans laquelle se déroule la production de PHA, alors la teneur en matière sèches de celles-ci est de 3%. En revanche, si ces boues primaires proviennent de sources externes, alors la matière sèche est plutôt évaluée à 5% (en lien avec les coûts de transport). Le taux d'accumulation de la biomasse est ici estimé à 0,56 gPHA/gVSS (valeur plutôt élevée, comparativement à la valeur seuil de 0,40 gPHA/gVSS) et le rendement en biomasse riche en PHA relative aux boues primaires sèches est de 0,36 gVSS/gBP(MS).

Dans cette étude, deux cas ont été envisagés :

- 1) Transport des boues primaires jusqu'à une installation centralisée qui produirait les PHA en plus de l'extraction et de la mise en forme
- 2) Transport de la boue riche en PHA issue d'installations décentralisées (fournies en boues primaires par d'autres stations d'épurations) vers une installation centralisée pour l'extraction et la mise en forme

Le Tableau III-10 suivant reprend quelques données liées aux boues primaires et au transport.

A l'aide du logiciel ArcGIS, les sites de production de PHA ont pu être identifiés pour les trois régions considérées. Par exemple la région de Glasgow a présenté les meilleures conditions, avec une forte densité de population, un nombre élevé de stations d'épurations avec une capacité supérieure à 50 000 EH et une distance qui sépare ces stations de l'installation centralisée de moins de 70 km. Dans le cas d'autres régions plus rurales (Saarland), une distance maximale de 125 km a dû être envisagée, mais les coûts spécifiques sont trop élevés et il n'y a donc pas eu d'analyse économique détaillée pour ce cas.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 61 sur 210

Tableau III-10 - Données liées au transport des boues primaires et de la biomasse riche en PHA (WOW!, 2022)

<i>Charge maximale des camions (t)</i>	25
<i>Matière sèche des boues primaires locales</i>	3%
<i>Matière sèche des boues primaires transportées</i>	5%
<i>Matière sèche des boues riches en PHA après égouttage</i>	30%
<i>Matière sèche des boues riches en PHA séchées</i>	90%
<i>Productivité spécifique des boues primaires (g/EH.jour)</i>	35
<i>Coût de transport (€/camion(25t).km)</i>	10

Pour la région de Glasgow, un transport des boues primaires vers une installation centralisée pour produire et extraire les PHA a tout d'abord été envisagé. Le coût spécifique en PHA est de 4,87 €/kg. Le coût de transport des boues primaires est élevé et un emplacement de stockage doit être envisagé sur les différents sites. L'installation centralisée doit disposer d'une station d'épuration pour rejeter les eaux des boues primaires. Cette alternative n'a donc pas été recommandée. Il a donc été envisagé de produire dans chaque station d'épuration une biomasse riche en PHA et de transporter celle-ci ensuite vers une installation centralisée. Le coût spécifique est de 6,20 €/kg. L'avantage de ce cas est que les eaux issues de la production de cette biomasse riche en PHA sont directement traitées sur le site. Un séchage plus poussé permet de diminuer le coût de transport des boues enrichies en PHA à 6,00 €/kg malgré les coûts additionnels liés aux sécheurs.

Pour l'Irlande, Dublin s'est montré comme étant le candidat idéal au vu de la présence d'une station de 1 600 000 EH, ne nécessitant que 3 autres stations d'épuration pour pouvoir atteindre la configuration minimale de 2 000 000 EH. Dans le cas où les boues primaires sont envoyées vers une installation centralisée, le coût spécifique est de 5,10 €/kg tandis que si les boues enrichies en PHA sont envoyées vers une installation centralisée, ce coût est de 5,70 €/kg

Ces valeurs sont largement supérieures aux 3,57 et 3,70 €/kg initialement annoncées dans l'étude sur laquelle celle-ci s'est basée. Nous ajouterons toutefois que cette dernière étude (WOW!, 2022) a été réalisée en détails sur des cas précis. Ces dernières valeurs, bien que plus élevées, sont donc probablement plus réalistes.

III-2.5.4. *Analyse technico économique réalisée sur l'adaptation de deux stations d'épuration pour la production de PHA (Crutchik et al., 2020)*

Cette étude a été réalisée sur base de données issues de la littérature.

Deux tailles de station d'épuration ont été considérées pour être adaptées à la production de PHA : une grande station d'épuration (3 100 000 EH) disposant d'une unité de digestion anaérobie et une petite (50 000 EH) ne disposant que d'un système d'épaississement des boues. Un système de décantation primaire serait implémenté pour récupérer et fermenter les boues primaires en plus des

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 62 sur 210

boues secondaires. La production de PHA se ferait par un système classique d'enrichissement de la biomasse suivi d'une accumulation, où le potentiel d'accumulation de la biomasse serait de 50% en PHA. Le coût minimal de production de la biomasse riche en PHA serait de 1,26 et 2,26 \$/kg respectivement pour la grande et la petite station d'épuration. Les coûts de production pourraient être diminués de 16 à 19% si une fraction des boues secondaires était directement pour l'accumulation des PHA sans passer par une étape d'enrichissement. Cela permettrait d'économiser en investissement. Il a été considéré que le potentiel d'accumulation serait de 40% en PHA dans ce cas-ci et que c'est un minimum pour que le traitement ultérieur de la matière riche en PHA soit rentable. Une analyse de sensibilité a été réalisée et a montré que le ratio PHA/DCO est le paramètre qui a le plus d'influence sur les coûts de production.

III-2.5.5. Station d'épuration de Bruxelles-Nord (Morgan-Sagastume et al., 2014) (Pikaar et al., 2022) (Morgan-Sagastume et al., 2015) (PV parlement Wallon, 2015)

Il s'agit d'un projet similaire au projet SCEPPHAR installé à la station d'épuration de Bruxelles-Nord par Aquiris (Veolia). Le but était la démonstration de la faisabilité technique de production de la biomasse à potentiel d'accumulation de PHA à partir des eaux usées et des boues fermentées (primaires et secondaires). En plus des AGV produits lors de la fermentation, de l'acide acétique a également été ajouté comme source de carbone. Le pilote a fonctionné durant 7 mois. Le rendement en AGV était de 0,27 +/- 3% gDCO(AGV)/gDCO_(sol). (Morgan-Sagastume et al., 2014) (Pikaar et al., 2022)

Deux types d'approches d'alimentation en matières organiques ont été testées : soit par ajout de grosses quantités d'acide acétique de manière régulière, ou soit des ajouts plus faibles basés sur un contrôle de la respiration des micro-organismes.

Les paramètres et résultats de trois essais pour chaque approche étaient les suivants :

- Ajouts réguliers :
 - Temps d'accumulation : 30 h
 - Contenu en PHA maximal dans la biomasse : 0,19, 0,20 et 0,25 gPHA/gVSS
 - Rendement en PHA : 0,36 +/- 0,02 gDCO(PHA)/gDCO_(sol)
- Ajouts contrôlés :
 - Temps d'accumulation : 20 h
 - Contenu en PHA maximal dans la biomasse : 0,34, 0,30 et 0,27 gPHA/gVSS
 - Rendement en PHA : 0,30 +/- 0,04 gDCO(PHA)/gDCO_(sol)

Une seconde étude a été réalisée en 2011 à l'échelle pilote durant 22 mois dans cette même station d'épuration. (Morgan-Sagastume et al., 2015) Les boues activées ont été produites de manière à générer un potentiel d'accumulation des PHA pour les micro-organismes par des cycles festin-famine tout en traitant la DCO facilement biodégradable. Trois températures ont été testées (35, 42 et 55°C) sur la fermentation anaérobie des boues. À noter qu'il n'y a pas de traitement primaire dans cette

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 63 sur 210

station d'épuration. La composition du fermentat était de 6 à 9,4 gDCO_{AGV}/L pour une température optimale de 42°C.

Les PHA ont été accumulés à hauteur de $0,33 \pm 0,05$ gPHA/gVSS (si on considère les essais réalisés à partir uniquement des fermentats des boues activées).

Le pilote ne produisait que quelques kg de PHA par semaine. (*PV parlement Wallon, 2015*)

Les auteurs suggèrent qu'une accumulation de 0,50 gPHA/gVSS est tout à fait réaliste.

En effet, des essais en laboratoire ont montré que cette accumulation atteignait 0,52 gPHA/gVSS, et le rendement en PHA dans ce cas était de 0,48 gDCO(PHA)/gDCO_{soluble}.

III-2.5.6. Site de démonstration de Leeuwarden en Friesland (Bengtsson et al., 2017) (Pikaar et al., 2022)

Il s'agissait d'un projet réalisé dans un ou deux SBR (réacteur discontinu séquentiel) en 2014 afin de traiter les eaux usées tout en produisant des PHA. La pré-dénitrification et nitrification ont été réalisées dans le premier SBR avec des cycles de festin-anoxie et famine-aérobie. La post dénitrication a été réalisée dans le second SBR sous anoxie. Le substrat utilisé (AGV) provient de la fermentation de déchets verts d'un producteur de tomates soit directement d'acide acétique. Il n'y a pas d'informations sur l'utilisation de boues fermentées.

Il a été démontré qu'une dénitrication peut être ajoutée à une production de PHA sans compromettre l'enrichissement. 83% de la DCO et 80% de l'azote ont été éliminés des eaux usées. La biomasse a accumulé des PHA jusqu'à 49% des VSS à l'aide d'acide acétique (25% à 36% après 24h), tandis qu'avec le résidu de fermentation, l'accumulation en PHA est montée jusqu'à 45% de la VSS (entre 32% et 41% après 24h). En comparaison, la biomasse obtenue par le traitement classique à boues activées n'a fourni que 8% d'accumulation après 24h et 15% à saturation. À noter que l'accumulation était près de trois fois plus rapide avec le substrat provenant des fermenteurs plutôt que de l'acide acétique.

L'accumulation de PHA a été constante sur les 225 jours d'essais, malgré toutes les perturbations liées au procédé et à la composition de l'eau entrante.

Pas d'information sur le rendement en PHA.

III-2.5.7. Etude à l'échelle du laboratoire et pilote de la production de PHA à partir de différents flux résiduels d'entreprises alimentaires (Laumeyer, Zimmer and Andrade, 2022) (Laumeyer et al., 2023)

Dans la première partie de cette étude, 7 flux résiduels de l'industrie alimentaire ont été étudiés pour le potentiel de production de PHA (brasserie, laiterie, fabrique de pizza pour une première étude et pelures d'orange, lactoserum, « fibre », fabrique de farine de blé pour la seconde étude). Une digestion anaérobie en milieu acide a montré les différences de production d'AGV. Le flux issu du traitement de la fabrique de farine de blé a montré le meilleur rendement (39% DCO_{AGV}/DCO_{tot,in}) parmi les 4 derniers

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 64 sur 210

flux cités tandis que le flux de brasserie a montré le meilleur rendement parmi les 3 premiers flux (50% $DCO_{AGV}/DCO_{tot,in}$). La laiterie et la fabrique de pizza n'ont apporté que des résultats peu satisfaisants (resp. 23% et 12%). La production de PHA a été réalisée avec l'effluent de brasserie, qui a montré un taux d'accumulation de PHA de 20 %VSS. Pour deux effluents de laiterie, et celui de la fabrique de pizza, ce taux n'était que de 2,9%, 5,6% et 2% en raison de la plus faible concentration en AGV.

Un pilote a été alimenté de septembre 2022 à mars 2023 avec deux effluents de l'industrie alimentaire : brasserie et jus de pomme.

Le substrat avait la composition moyenne suivante :

- Effluent brasserie : ratio C:N:P : 100:2:0,8
- Effluent jus de pomme : ratio C:N:P : 100:0,5:0,2

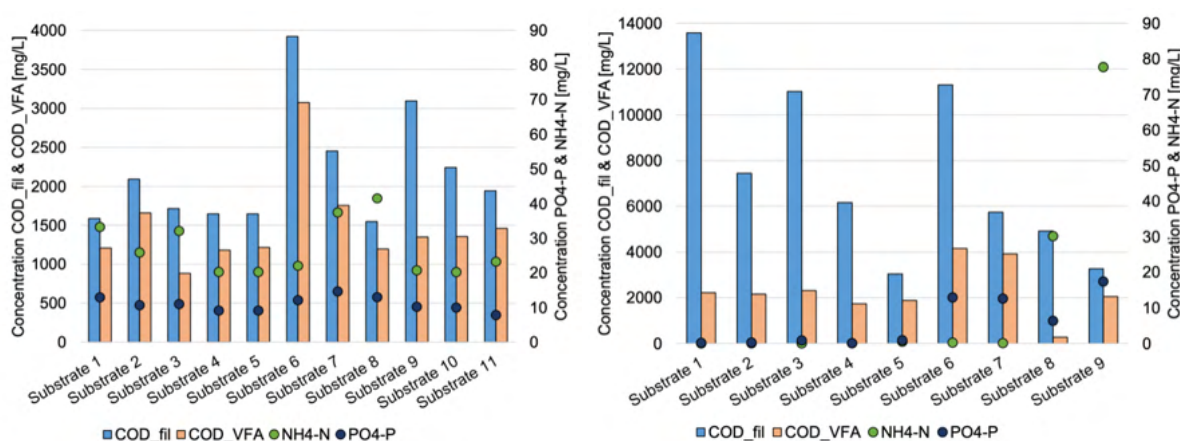


Figure III-17 - Composition de l'effluent de brasserie (à gauche) et l'effluent de la fabrique de jus de pomme (à droite) lors des différents essais et la production d'AGV (VFA) associée (Laumeyer et al., 2023)

Il apparaît que la teneur en phosphate semble jouer un rôle significatif pour la production d'AGV de l'effluent de jus de pomme. De plus, la quantité d'AGV produite par ce même effluent était plus élevée que celle de l'effluent de brasserie, mais le rendement était largement inférieur.

La composition variable de ces différents batch a induit différentes compositions en AGV et donc une différence dans les rapports HB/HV des PHA produits. L'effluent de brasserie a montré une composition de PHA plus stable au cours des batchs successifs.

Le procédé de traitement de la biomasse riche en PHA s'est focalisé sur l'extraction par solvant plutôt que sur la lyse cellulaire. Le solvant choisi est du diméthylcarbonate (DMC), non toxique, faible coût (1 €/kg (WOW!, 2022)), réutilisable, compatible avec l'environnement, Les résultats ont montré une plus grande pureté du PHA en utilisant ce produit plutôt que des organochlorés, avec un rendement d'extraction de 84%.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 65 sur 210

III-2.5.8. *Installation pilote de production de PHA à partir d'un effluent d'industrie alimentaire (pomme de terre) riche en acétate (AGV) (Morgan-Sagastume et al., 2020)*

Il s'agit d'une installation pilote placée dans une industrie de pomme de terre disposant d'une station d'épuration à grande échelle produisant des boues activées entre 2015 et 2017. Le rejet est riche en DCO (9700 mg/L $\pm$ 1500), même si celle-ci peut varier. La composition des matières organiques est dominée par de la DCO soluble (98% de la DCO) dont 66% est composée d'acétate et 73% d'AGV. La composition en nutriments est de 100:0:0,19 (C:N:P).

La particularité de ce pilote est qu'il n'y a pas d'étape de fermentation pour produire des AGV comme 66% de la DCO soluble est déjà constituée par des acétates.

L'enrichissement en organismes accumulateurs de PHA se déroule dans un réacteur discontinu séquentiel.

La biomasse riche en PHA a été égouttée, pH ajusté à 2, centrifugé jusqu'à 15 – 20% de matière sèche avant d'être séchée. Une extraction au butanol et à l'acétone a ensuite été réalisée.

Le potentiel d'accumulation des PHA était de 0,45 $\pm$ 0,06 gPHA/gVSS (9 essais) et jusqu'à 0,7 gPHA/gVSS.

Pas de données sur le potentiel de production.

III-2.5.9. *Etude à l'échelle laboratoire de la production de PHA à partir d'un effluent d'industrie papetière (Bengtsson et al., 2008)*

Cette étude a été réalisée avant 2008 à l'échelle laboratoire sur un effluent d'industrie papetière. L'effluent considéré est appelé « eaux blanches » au vu de sa composition riche en fibres (probablement de la cellulose). Sa concentration en DCO soluble est de 35 g/L. Ces eaux, naturellement carencées en azote et phosphore, caractéristique favorable à la production de PHA, ont été diluées (4x) avant fermentation. La quantité d'AGV produite était de 74% de la DCO soluble. Le taux d'accumulation de PHA était de 43 à 48% de la TSS (53 % VSS) grâce aux limitations en nutriments. Avec ajout de nutriments, cette valeur est descendue à 32% de la TSS car une partie des AGV est alors utilisée pour la croissance des micro-organismes.

Le bilan global du procédé est représenté à la Figure III-18.

Le rendement en PHA est de 0,11 kgPHA/kgDCO_{soluble}.

La production en biomasse est de 0,30 gTSS/gDCO_{consommée}

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 66 sur 210

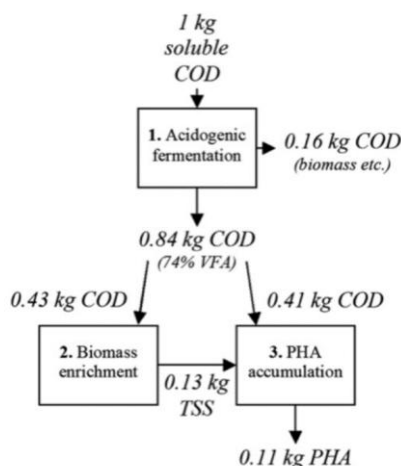


Figure III-18 - Bilan global du procédé de production de PHA à partir d'un effluent de papeterie (Bengtsson et al., 2008)

III-2.5.10. Etude à l'échelle pilote de la production de PHA en continu à partir d'un effluent d'une industrie laitière (Chakravarty, Mhaisalkar and Chakrabarti, 2010)

Cette étude à l'échelle du laboratoire réalisée avant 2010 consistait à produire des PHA en continu à partir d'un effluent d'une industrie laitière.

La composition de cet effluent n'est pas donnée, mais sa DCO est de 3250 mg/L, avec une DBO de 2000 mg/L (haut potentiel de biodégradabilité).

Le procédé consistait à traiter en continu l'effluent pour produire des AGV par fermentation anaérobie, suivi d'un réacteur à boue activée conventionnel et d'un réacteur d'accumulation des PHA. Il n'y a pas eu d'enrichissement de la biomasse dans ce cas-ci.

Les principaux résultats sont les suivants :

- Accumulation en PHA dans la biomasse : 0,43 gPHA/gTSS.
- Rendement maximal : $0,25 \text{ gPHA/gDCO}_{\text{dégradée}} = 0,1 \text{ gPHA/gDCO}_{\text{tot}}$
- Rendement moyen : $0,24 \text{ gPHA/gDCO}_{\text{dégradée}}$

Ces résultats sont faibles en comparaison aux autres sources, probablement à cause du **manque de conditionnement des micro-organismes par une étape de festin-famine**.

III-2.5.11. Installation pilote de Buchenhofen (Uhrig et al., 2022)

Une installation pilote de production de PHA a été installée sur le site de la station d'épuration de Buchenhofen (400 000 EH) en Allemagne (avant 2022), dans le but d'étudier la faisabilité de production

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 67 sur 210

tout au long de l'année. Celle-ci dispose d'une installation de dénitrification, de digesteurs pour la production de méthane, et d'une unité d'incinération pour les boues.

Le rapport apporte des informations très complètes sur le procédé et ses résultats.

Ce pilote consiste en 7 étapes :

- Digestion anaérobie des boues primaires (35°C, $pH_{ini} = 5,8$)
- Filtre presse pour séparer le digestat
- Stockage des AGV issus du digestat
- Enrichissement de la biomasse
- Accumulation de PHA dans la biomasse
- Centrifugation de la biomasse
- Séchage de la biomasse

Les résultats montrent que la production d'AGV est très **constante** tout au long de l'année, que ce soit en termes de composition relative ($39 \pm 3\%$ d'acide acétique, $38 \pm 4\%$ d'acide propionique, $12 \pm 1\%$ d'acide butyrique, $6 \pm 1\%$ d'acide valérique), ou de concentration ($7,5 \text{ gDCO/L} \pm 2,3$). Le rendement en AGV est de $19\% \pm 7\% \text{ DCO}_{AGV,out}/\text{DCO}_{tot,in}$.

L'accumulation des PHA a été réalisée à trois reprises et le rendement a été calculé au cours du temps. :

1) Expérience réalisée en janvier ($T_{Moy} = 11,3^\circ\text{C}$),

Semaine 1 : PHA/VSS = 49%

Semaine 2 : PHA/VSS = 54%

2) Expérience réalisée en aout ($T_{moy} = 16,8^\circ\text{C}$),

Semaine 1 : PHA/VSS = 32%

Semaine 2 : PHA/VSS = 27%

3) Expérience réalisée en septembre ($T_{moy} = 19,2^\circ\text{C}$),

Semaine 1 : PHA/VSS = 29%

Semaine 2 : PHA/VSS = 26%

Semaine 3 : PHA/VSS = 21%

Les meilleurs résultats obtenus lors de la première expérience s'expliquent par la proportion d'AGV plus importante relativement à la DCO totale. Ces expériences ont pu montrer que la composition et le rendement en AGV est indépendant des influences saisonnières.

L'auteur cite également qu'il est très peu probable de dépasser un enrichissement de 35% de PHA/VSS si la fraction de la DCO totale associée aux AGV après fermentation est inférieure à $65\% \text{ DCO}_{AGV}/\text{DCO}_{tot}$.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 68 sur 210

Cette étude montre aussi qu'une **stabilisation de la biomasse riche en PHA est nécessaire si celle-ci n'est pas utilisée rapidement** (généralement le séchage prend plusieurs heures). Après deux heures, la perte est de 2% et augmente à 7% après 6h alors qu'avec stabilisation, il n'y a pas de pertes enregistrées. Cette stabilisation est réalisée en acidifiant la biomasse. Pour éviter d'utiliser des produits chimiques, du digestat riche en AGV est utilisé pour la stabilisation.

Cette étude montre également que la production de PHA peut être améliorée avec des ratios de cycle festin plus faibles.

III-2.5.12. Installation pilote de production de PHA à partir de déchets organiques solides et de boues secondaires (Valentino et al., 2019a)

Cette installation pilote utilise deux flux pour la production de PHA, un provenant de déchets organiques solides prétraités, et un autre provenant de boues secondaires épaissies.

Ce pilote a été réalisé sur le site de la station d'épuration de Trévise en Italie en 2017 et se déroule en trois étapes : Fermentation acidogène d'un mélange des deux flux, enrichissement de la biomasse en organismes accumulateurs de PHA et accumulation de PHA. Voici la composition de ces mélanges :

Tableau III-11 - Composition du mélange de déchets organiques ménagers (DOM) et de boues secondaires (BS) (Valentino et al., 2019b)

	DOM 40–45% BS 60–55%(*)	DOM 30–35% BS 70–65%(*)
TS (g/kg)	92 ± 5	56 ± 3
TVS (g/kg)	75 ± 4	44 ± 3
DCO _{tot} (g/l)	97 ± 8	62 ± 5
DCO _{sol} (g/l)	38 ± 2	20 ± 1
DCO _{AGV} (g/l)	3.1 ± 0.9	2.5 ± 0.5
N-Kjeld (g/kg TS)	24 ± 2	25 ± 3
P (g/kg TS)	2.0 ± 0.1	2.3 ± 0.1
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	327 ± 35	342 ± 28
P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	163 ± 6	113 ± 7

(*) V/V

Trois essais ont été réalisés :

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 69 sur 210

Tableau III-12 : Résultats des essais (Valentino et al., 2019b)

Essai	1	2	3
Fermentation acidogène	thermophile (55°C)	thermophile (55°C)	mésophile (42°C)
déchets solides	40-45%	30-35%	30-35%
boues secondaires	55-60%	65-70%	65-70%
Résultats lors de la sélection des microorganismes			
DCO _{AGV}	23 ± 6 g/L	21 ± 3 g/L	19 ± g/L
DCO _{AGV} /DCO _{sol}	53 ± 11%	64 ± 7%	75 ± 9%
DCO(PHA)/DCO _{sol}	22 ± 5%	26 ± 6%	36 ± 4 %
DCO(PHA)/DCO _{AGV}	30 ± 6 %	34 ± 5%	40 ± 4%
Résultats obtenus lors de l'accumulation			
Contenu en PHA		0,43 ± 0,01 gPHA/gVSS	0,46 ± 0,05 gPHA/gVSS

Cette étude a également repris d'autres données issues de la littérature pour comparer les différents rendements. Celles-ci sont reprises en annexe au Tableau VIII-2.

Le graphique repris à la Figure III-19 montre le bilan de matière du procédé numéro 3. Le rendement global est estimé à 65 gPHA/kg_{TVS}.

Les auteurs suggèrent un prix de vente du PHA, après extraction et purification de 4 000 €/t.

Cette étude a permis de montrer la faisabilité de production de PHA à partir de boues secondaires fermentées et de déchets solides organiques fermentés.

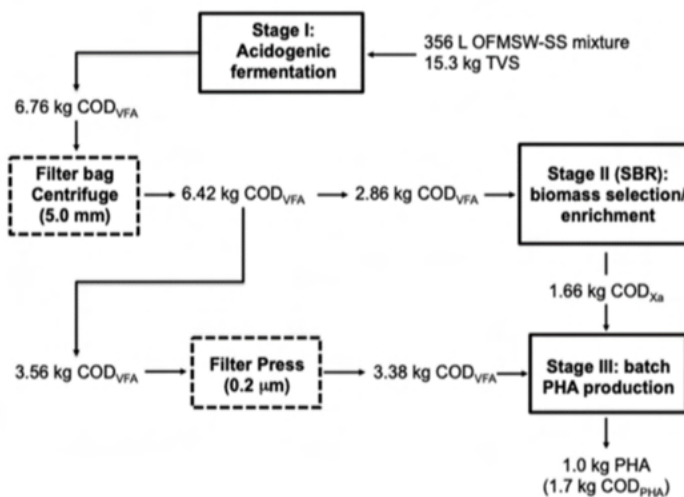


Figure III-19 - Bilan de matière de la production de PHA à partir d'un mélange de 30-35 % déchets solides organiques (OFMSW : Organic Fraction of Municipal Solid Waste) et de 60-65% boues secondaires (SS – Secondary Sludge) - fermentation acidogène mésophile (42°C) (Valentino et al., 2019a)

III-2.5.13. Installation pilote de production de PHA à partir d'un flux issu d'une usine de production sucrière (Anterrieu et al., 2014)

Une installation pilote a été réalisée pour produire des PHA à partir des eaux de process d'une usine produisant du sucre à partir de betteraves en 2014. La biomasse riche en organismes accumulateurs de PHA avait déjà été produite dans une station d'épuration Suédoise (permettant d'atteindre > 50% gPHA/gVSS).

Cet effluent s'est montré tout à fait viable pour la production de PHA car la teneur en PHA a atteint une valeur de 60% à saturation après seulement 6 heures, tandis que la quantité de PHA produite a continué à augmenter avec la croissance des micro-organismes.

III-2.6. Synthèse des données issues de la littérature

Sur base des différentes études de cas détaillées en III-2.5 et autres données issues de la littérature, le Tableau III-13 synthétise les données utilisables pour l'évaluation des possibilités de production des PHA à partir des eaux usées ou d'autres flux contenant de la matière carbonée.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 71 sur 210

Tableau III-13 : Synthèses des données bibliographiques

caractéristique	Commentaire	Valeur(s) retenue(s)
Rendement en AGV	Le rendement en AGV correspond à la masse d'AGV (ou la DCO relative) produite par unité de masse de substrat (initial, ou consommé), soluble ou total. Pour le détail des valeurs collectées dans la littérature : voir Tableau III-14 et Figure III-20	Le rendement en AGV dépend fortement de la matière organique utilisée et de sa fermentescibilité. Nous n'utiliserons pas ce paramètre dans les évaluations, tout en attirant toutefois l'attention sur la limite suggérée à 0,65 DCO _{AGV} /DCO _{tot} (voir infra)
Équivalent DCO des PHA	Les PHA sont généralement constitués d'un mélange de PHB (polyhydroxybutyrate) et de PHV (polyhydroxyvalérate), avec une proportion généralement plus importante de PHB. Les proportions de PHB et de PHV dans du PHA issu de boues de stations d'épuration sont en général de 88% et de 12% respectivement. (Valentino <i>et al.</i> , 2019a)	PHB : 1,67 gDCO/gPHB PHV : 1,92 gDCO/gPHV PHA (B:V = 88:12) : 1,7 gDCO/gPHA
Taux d'accumulation des PHA (% _m PHA/VSS)	Selon le projet PHARIO (point III-2.5.2.) le taux d'accumulation en PHA doit être au minimum de 40% pour que les étapes qui suivent l'enrichissement soient rentables. Selon le point III-2.5.11. , si le ratio en AGV est inférieur à 0,65 DCO _{AGV} /DCO _{tot} , il est peu probable de dépasser 35%PHA/VSS. Il est suggéré par plusieurs sources qu'un taux d'accumulation en PHA de 50% est une valeur réaliste. Les auteurs du projet PHARIO suggèrent plutôt une valeur de 40% . Une autre source cite qu'une valeur de 60% est également réaliste. (Pei <i>et al.</i> , 2022) Pour le détail des valeurs collectées dans la littérature : voir Tableau III-15 et Figure III-21.	40 % (0,4 gPHA/gVSS)
Rendement en PHA	Un rendement en PHA compris entre 40% et 60% DCO(PHA)/DCO _{substrat} est considéré comme étant typique pour des systèmes de cultures mixtes. Théoriquement, en l'absence de croissance, la valeur maximale atteignable est de 0,74 gDCO(PHA)/gDCO. (Simon Bengtsson <i>et al.</i> , 2017)	0,12 gPHA/gDCO =

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 72 sur 210

	Pour le détail des valeurs collectées dans la littérature : voir Tableau III-16 et Figure III-22. On soulignera que les rendements ne sont pas tous exprimés par rapport à la même composante de la DCO (totale, soluble ou AGV)	0,2 gDCO _{PHA} /gDCO
Production en PHA annuelle par EH	La variabilité des informations collectées au Tableau III-17 en témoigne.	Vu la variété de manières d'exprimer la charge en EH (paramètre auquel l'EH est rapporté, définition de l'EH, taux de charge des STEP, variabilité de la charge...) cette valeur ne nous semble pas appropriée comme base d'estimation.
Production de biomasse	Production de biomasse lors de la phase d'accumulation de PHA Voir III-3.5.2.	0,25 gVSS/gDCO
Production de boues en STEP urbaine	Selon les hypothèses de l'analyse technico-économique (III-2.5.3. et III-3.5.7), la production de boues primaires est estimée à 35 gMS/jour.EH La production de boues secondaires est estimée à 30 gMS/jour.EH = 11,0 kgMS/an.EHIII-2.5.7. Néanmoins, l'expérience du CEBEDEAU concernant les stations d'épuration wallonnes et l'analyse de nombreux bilans d'exploitation nous a permis de dégager les valeurs types ci-contre (procédé à boues activées)	boues secondaires (en l'absence de décantation primaire, hors boues chimiques et chaulage) : 54 gMS/EH⁴.j boues secondaires (en présence de décantation primaire, hors boues chimiques et chaulage) : 23 gMS/EH.j boues primaires 48 gMS/jour.EH Rendement de l'épuration primaire : 25% sur les MES et sur la DCO Equivalent DCO des boues primaires : 1,35g/gTS

⁴ EH considéré à 135 g/DCO/j.

Aspects économiques		
Coûts de production	Deux études technico-économiques complètes ont été réalisées pour la production de PHA à partir de l'adaptation de stations d'épurations existantes. Le volume de production de PHA minimum recommandé est fixé à 5.000 tonnes par an : plus petite échelle économiquement intéressante en particulier en raison des coûts de l'installation d'extraction. (Simon Bengtsson <i>et al.</i>, 2017). Ces deux projets suggèrent de centraliser les sources de carbone (par exemple, les boues primaires) ou les boues enrichies en PHA (produites de manière décentralisée), vers une unité centralisée qui se chargerait (de produire et) d'extraire et mettre en forme les PHA. Projet PHARIO (pour les détails voir III-2.5.2.) CAPEX : 6,7 M€/an (sur 15 ans) OPEX : 10,4 M€/an Total : 17,1 M€/an Projet WOW ! (pour les détails, voir III-2.5.3.) <u>Installation de capacité de production 5.000 tPHA/an, sans mise en forme</u> CAPEX : 3,9 M€/an (sur 25 ans) OPEX : 14,0 M€/an Total : 17,9 M€/an <u>Installation avec mise en forme y compris compounding (capacité de production : 7.143 t plastique/an)</u> CAPEX : 4,2 M€/an (sur 25 ans) OPEX : 22,1 M€/an	On retiendra le seuil minimal (rentabilité) de capacité d'extraction de PHA de 5.000 t/an

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 74 sur 210

	Total : 26,3 M€/an	
Prix de vente minimal du PHA	Selon les études, les coûts de production évalués varient beaucoup (de 1 à 6,20 €/kg). Ils dépendent notamment de la taille de l'unité de production, du mode de production (entièrement centralisée ou partiellement décentralisée) et des frontières du système (étapes d'extraction, de purification, de mise en forme incluses ou non) Pour le détail des valeurs collectées dans la littérature : voir Tableau III-18 et Figure III-23	Une valeur de 4 €/kgPHA (extraction comprise) pour la production centralisée sur un seul site et de 5 €/kg de PHA pour une production décentralisée suivie d'une extraction centralisée semblent raisonnables.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 75 sur 210

Tableau III-14 - Synthèse des valeurs de rendement de production d'AGV

	Source	Valeur	Substrat
1	Entrepr. Alimen. (III-2.5.7.) 2022	39% $DCO_{AGV}/DCO_{tot,in}$ 50% $DCO_{AGV}/DCO_{tot,in}$ 23% $DCO_{AGV}/DCO_{tot,in}$ 12% $DCO_{AGV}/DCO_{tot,in}$	→ Production de farine de blé → Flux de brasserie → Flux de laiterie → Flux de fabrique de pizza
2	Papeterie (III-2.5.9.) 2008	74% $AGV/DCO_{soluble}$ = 84% $DCO_{AGV}/DCO_{soluble}$	Flux de papeterie (eaux blanches)
3	STEP Buchenhofen (III-2.5.11.) 2022	19% ± 7 $DCO_{AGV}/DCO_{soluble}$	Fermentation de boues primaires
4	STEP Trévisé (III-2.5.12.) 2017	53% ± 11 $DCO_{AGV}/DCO_{soluble}$ 64% $DCO_{AGV}/DCO_{soluble}$ 75% $DCO_{AGV}/DCO_{soluble}$	$DCO_{soluble}/DCO_{tot} = 8\% \pm 5\%$ → 55°C ; 40-45% DMO. + 55-60% BS → 55°C ; 30-35% DMO. + 65-70% BS → 42°C ; 30-35% DMO. + 65-70% BS
5	Bruxelles-Nord (III-2.5.5.) 2011	27% DCO_{AGV}/VS	Substrat synthétique → Labo → Pilote (ajouts réguliers) → Pilote (ajouts contrôlés)
6	(Laumeyer <i>et al.</i> , 2023)	69% DCO_{AGV}/DCO_{in}	→ Flux de brasserie

DMO = déchets ménagers organiques, BS = boues secondaires, VS = volatile solid (g)

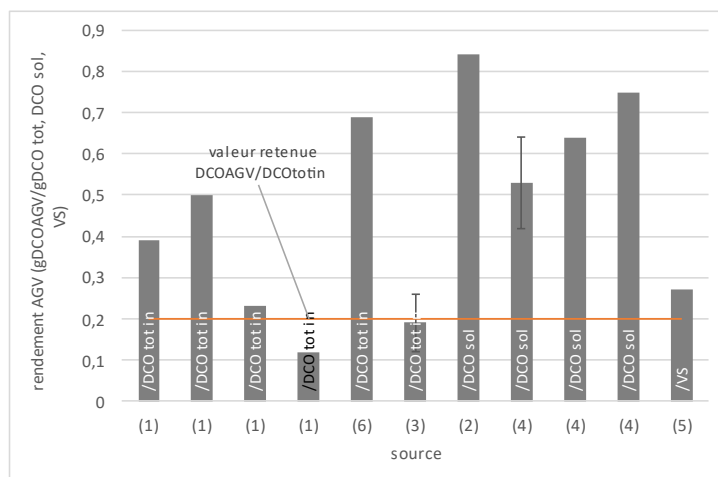


Figure III-20 : Synthèse des valeurs de rendement de production d'AGV

Tableau III-15 - Synthèse des valeurs de PAP (Potentiel d'accumulation en PHA de la biomasse)

	Source	Valeur (% _m PHA/VSS)	Substrat
1	Bruxelles-Nord (Point III-2.5.5.) 2011	21% ± 3 30% ± 4 33% ± 5 50%	→ Acide acétique (ajouts réguliers) → Acide acétique (ajouts contrôlés) → Boues activées (sans traitement primaire) → Valeur suggérée réaliste (52% atteint en labo)
2	Leeuwarden (Point III-2.5.6.) 2014	49% (sat.) 45% (sat.) 15% (sat.)	→ Acide acétique → Fermentation de déchets verts (tomates) + boues ? → Pas d'étape de sélection de la biomasse (boues activées)
3	PHARIO (Point III-2.5.2.) 2017	41% 30 % ± 8%	→ STEP de Bath (Fermentation de boues primaires et de déchets organiques) → Essais sur 15 prélèvements de STEP aux Pays-Bas (substrat synthétique)
4	Entrepr. Alimen. (Point III-2.5.7.) 2022	20% 2,9% & 5,6% 2%	→ Fermentation de flux de brasserie → Fermentation de flux de laiterie → Fermentation de flux de fabrique de pizza
5	Entreprise pomme de terre (Point III-2.5.8.) 2015 - 2017	moy 45% ± 6 max 70%	Flux de pomme de terre riche initialement en DCO et AGV

6	Papeterie (Point III-2.5.9.) 2008	43 – 48% PHA/TSS = 53 % PHA/VSS 23% PHA/TSS	→ Limitations nutritionnelles (P & N) → Forte concentration en nutr. (P & N) → Croissance ↗
7	Laiterie (Point III-2.5.10.) 2010	43 % PHA/TSS	Flux de laiterie fermenté Pas d'étape d'enrichissement de la biomasse (boues activées)
8	STEP Buchenhofen (Point III-2.5.11.) 2022	49 – 54% 27% ±4	Fermentation de boues primaires → Ratio en AGV de 0,7 DCO _{AGV} /DCO _{tot} → Ratio en AGV de 0,59 DCO _{AGV} /DCO _{tot}
9	STEP Trévisé (Point III-2.5.12.) 2017	43% 46%	30-35% déchets mén. org. + 65-70% boues secondaires → 55°C → 42°C
10	Usine sucrière (Point III-2.5.13.) 2014	60%	Eaux de process + biomasse enrichie issue d'une STEP suédoise (très performante initialement)
11	Analyse technico-éco (Point III-2.5.4.) 2020	50% 40%	Fermentation des boues primaires et secondaires → avec enrichissement de la biomasse → sans enrichissement de la biomasse
12	Analyses Technico-éco (Point III-2.5.3.) 2020-2022	50%PHA/biomasse(séchée) 56%PHA/biomasse(MS)	Fermentation des boues primaires ; biomasse = TSS ?

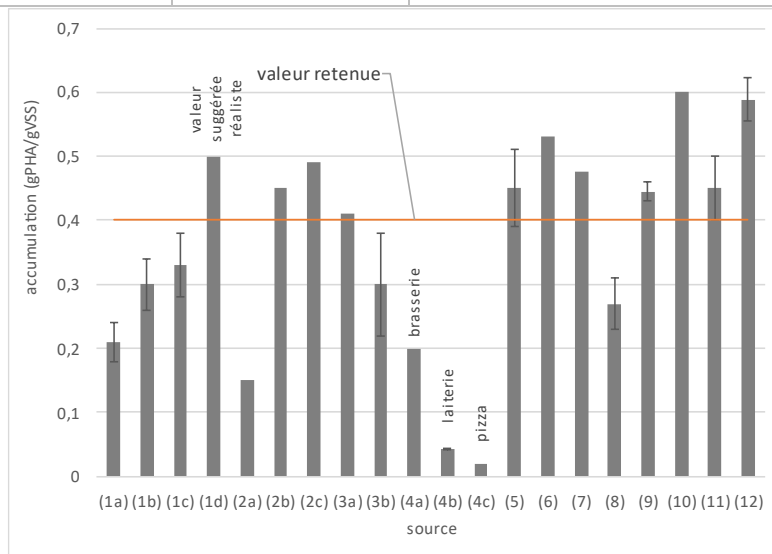


Figure III-21 : Synthèse des valeurs de PAP (Potentiel d'accumulation en PHA de la biomasse)

Tableau III-16 - Synthèse des valeurs de rendement de production de PHA
DMO = déchets ménagers organiques, BS = boues secondaires

	Source	Valeur	Conditions/Substrat
1	SCEPPHAR (III-2.5.1.) 2017	58% à 61% DCO(PHA)/DCO _{AGV}	Fermentation des boues de station d'épuration et/ou de la cellulose récupérée
2	Bruxelles-Nord (III-2.5.5.) 2011	48% DCO(PHA)/DCO _{sol} 36% DCO(PHA)/DCO _{sol} 30% DCO(PHA)/DCO _{sol}	Substrat synthétique → Labo → Pilote (ajouts réguliers) → Pilote (ajouts contrôlés)
3	PHARIO (III-2.5.2.) 2017	31,8%(*) DCO(PHA)/DCO _{AGV} 27,7% +- 5 DCO(PHA)/DCO _{AGV}	→ STEP de Bath (Fermentation de boues primaires et de déchets organiques) → Essais sur 15 prélèvements de STEP aux Pays-Bas (substrat synthétique)
4	Papeterie (III-2.5.9.) 2008	18,7%(*) DCO(PHA)/DCO _{AGV}	Flux de papeterie (eaux blanches)
5	Laiterie (III-2.5.10.) 2010	moy 40,8%(*) DCO(PHA)/DCO _{utilisée} max 42,5%(*) DCO(PHA)/DCO _{utilisée} = 17%(*) DCO(PHA)/DCO _{totale}	Flux de laiterie fermenté Pas d'étape d'enrichissement de la biomasse (boues activées)
6	STEP Trévis (III-2.5.12.) 2017	30% DCO(PHA)/DCO _{AGV} 22% DCO(PHA)/DCO _{sol} 34% DCO(PHA)/DCO _{AGV} 26% DCO(PHA)/DCO _{sol} 40% DCO(PHA)/DCO _{AGV} 36% DCO(PHA)/DCO _{sol} 65 gPHA/kgTVS	→ 55°C ; 40-45% DMO. + 55-60% BS → 55°C ; 30-35% DMO. + 65-70% BS → 42°C ; 30-35% DMO. + 65-70% BS
7	Analyses Technico-éco (III-2.5.3.) 2020-2022	24,5%(*) DCO(PHA)/DCO _{totale} = 14,4% PHA/DCO _{totale} 198 gPHA/kgBouesPrimaires(MS)	Fermentation des boues primaires (3% _{MS})

(*)Le rendement est communiqué en gPHA/gDCO. Un facteur 1,70 est considéré pour transformer la masse de PHA en masse de DCO.

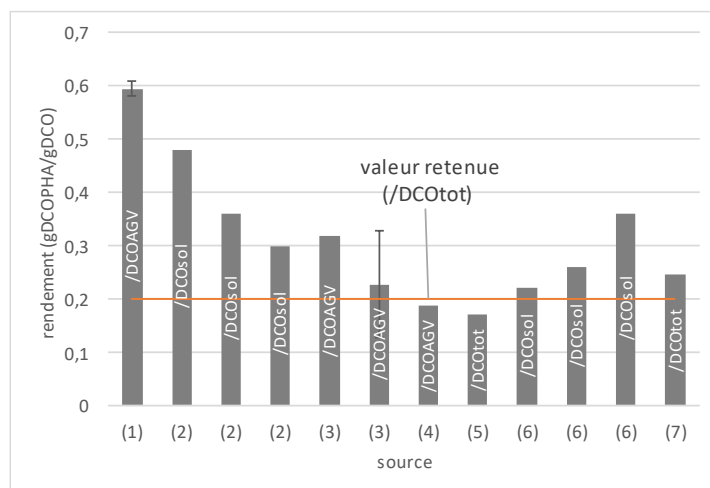


Figure III-22 : Synthèse des valeurs de rendement de production de PHA et valeur retenue

Tableau III-17 - Production en PHA par an et par équivalent habitant

Source	Valeur	Substrat
SCEPPHAR (Point III-2.5.1.) 2017	max 1,2 kgPHA/EH.an	Boues primaires
PHARIO (Point III-2.5.2.) 2017	5,5 kgPHA/EH.an	Fermentation de boues primaires et de déchets organiques

Tableau III-18 : Synthèse des coûts de production et prix de vente envisagés

	Source		Remarques
1	SCEPPHAR (III-2.5.1.) 2017	1 €/kg	Coût de production minimal. Pas d'extraction ! Uniquement pour la biomasse riche en PHA Coût de l'extraction : +1,5 €/kg
2	PHARIO (III-2.5.2.) 2017	3,4 €/kg 3,6 €/kg 4,5 €/kg 3 – 3,5 €/kg	→ Coût de production minimal selon PHARIO (Simon Bengtsson <i>et al.</i> , 2017) → Coût de production minimal selon (M. N. Khan and WOW!, 2021b) → Prix de vente suggéré (1,1 €/kg de bénéfice) → Prix du marché supposé pour 2025 (car concurrence)
3	STEP Trévisé (III-2.5.12.) 2017	4 €/kg	Coût de production minimal, après extraction et purification

4a		3,57 €/kg 3,70 €/kg	Coût de production minimal :(M. N. Khan and WOW!, 2021a) → Avec extraction mais sans mise en forme → Avec extraction et mise en forme (+ ajout de 43% de polymère)
4b	Analyses Technico-éco (III-2.5.3.) 2020-2022	4,87 €/kg 6,20 €/kg 6,00 €/kg 5,10 €/kg 5,70 €/kg	Etude de cas (WOW!, 2022) → Glasgow : Enrichissement en PHA + extraction centralisés → Glasgow : Uniquement extraction centralisée → Glasgow : Uniquement extraction centralisée + séchage de la biomasse riche en PHA → Dublin : Enrichissement en PHA + extraction centralisés → Dublin : Uniquement extraction centralisée
5	Analyse technico-éco (III-2.5.4.) 2020	1,11 €/kg 1,99 €/kg 1,39 €/kg 2,49 €/kg	Coût de production minimal. Taux de change moyen en 2020 : 1\$ = 0,8799€ Sans extraction (Uniquement l'enrichissement en PHA) → Grande STEP (3,1 MEH) → Petite STEP (50 KEH) Avec extraction : + 25% du coût → Grande STEP (3,1 MEH) → Petite STEP (50 KEH)

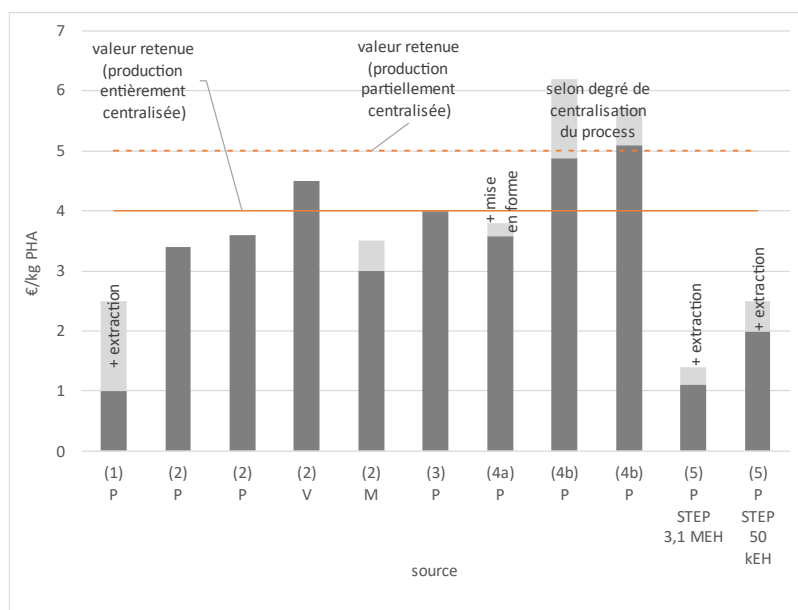


Figure III-23 : Synthèse des coûts de production (P), prix de vente suggéré (V) et prix du marché projeté (M)

III-2.7. Enjeux, opportunités et axes de recherche

Pour rendre la production de PHA à partir des boues de station d'épuration viable, il reste encore à augmenter le taux d'accumulation (à savoir la masse de PHA accumulée par masse de micro-organisme). Un objectif raisonnable est d'environ 0,4 gPHA/gVSS, valeur largement inférieure à celle

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 81 sur 210

obtenue à l'échelle du laboratoire à partir de substrats synthétiques (0,9 gPHA/gVSS) ou même à l'échelle pilote avec des eaux industrielles riches en carbohydrates (0,7 gPHA/gVSS). Celle-ci est influencée à la fois par les caractéristiques du substrat, les conditions opératoires et des souches de micro-organismes. Plus le taux d'accumulation est important et plus la récupération sera simple et peu coûteuse. (Alloul *et al.*, 2018)

Les stations d'épuration existantes pourraient être adaptées assez simplement sans trop de frais pour accroître les capacités des micro-organismes à accumuler les PHA en jouant sur les conditions de festin, comme expliqué au point III-2.3.2. . (Pei *et al.*, 2022)

Le traitement en aval des PHA produits (extraction, purification) est l'étape la plus critique, car son coût correspond généralement à 70% du montant global de production (en plus de 60% de l'impact environnemental). Le degré de maturité technologique de cette étape est d'ailleurs toujours plus faible que le reste du procédé (4-5 au lieu de 6-7). (Alloul *et al.*, 2018) Une séparation de la biomasse contenant des PHA de celle n'en contenant pas par un procédé se basant sur la différence de densité pourrait permettre d'accroître le degré d'enrichissement. (Pei *et al.*, 2022)

Le coût de production total dans le cas d'un taux d'accumulation de 0,7 gPHA/gVSS (à partir d'eaux usées) est de 1400 à 1950 €/t. En comparaison avec le polyéthylène téréphtalate (PTFE) dont le coût est de l'ordre de 1300 €/t. Des réductions dans le coût total du procédé doivent encore être réalisées pour pouvoir rendre le PHA plus compétitif.

La stabilité de la composition relative des AGV issus des boues de station d'épuration permet d'obtenir également une composition de polymère relativement stable, ce qui est apprécié par l'industrie de production. En revanche, un changement dans la composition du substrat ou des conditions opératoires peut faire dévier les propriétés du polymère formé. Par exemple l'utilisation de déchets alimentaires génère plus de propionate et donc de PHB, tandis qu'un procédé thermophile génère plus de valérate et donc de PHV.

Une alternative serait de fabriquer des copolymères en mélangeant le PHA avec du PLA pour stabiliser les propriétés du polymère. (Alloul *et al.*, 2018)

Les PHA provenant de stations d'épurations ont des applications assez limitées à cause de la régulation des usages de bioplastiques et de l'image publique.

Le maintien d'une qualité de PHA stable et suffisante et un prix compétitif sont encore les problèmes à résoudre chez les producteurs de PHA. (Simon Bengtsson *et al.*, 2017).

Des flux annexes provenant d'industries alimentaires pourraient être utilisés comme source de carbone alternative pour la production de PHA. Typiquement, des sources contenant des composés organiques complexes sont idéales, telles que l'industrie sucrière, l'industrie laitière, l'industrie de la viande, et tout autres sources d'huiles et graisses (FOG des STEP). L'industrie laitière et du fromage qui génèrent des flux riches en protéines et lactose permettent d'obtenir des hauts rendements de production de PHA car ils contiennent également des nutriments essentiels pour la croissance des micro-organismes. Les flux résiduels riches en lipides provenant d'industries d'huiles alimentaires ou

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 82 sur 210

d'abattoirs sont de très bons candidats car ils permettent d'obtenir de très hauts rendements en PHA (60-80%) (Laumeyer, Zimmer and Andrade, 2022)

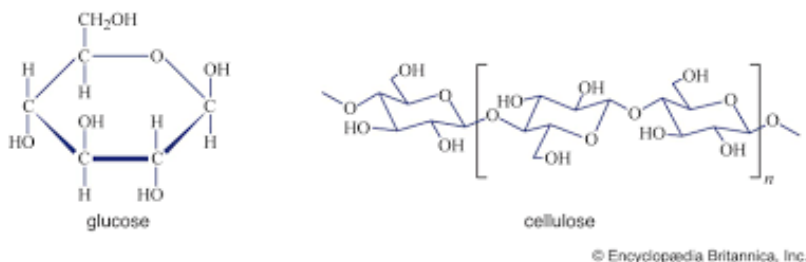
En 2015, le ministre de l'Environnement Carlo Di Antonio a cité lors d'une session au parlement Wallon « qu'il n'existait pas de projet de valorisation des boues d'épuration pour la production de bio-plastique, car ce type d'installation suppose des stations d'épuration de taille significative, acceptant, de plus, des effluents chargés pour pouvoir produire une masse critique de PHA ». De plus il a cité que les boues étaient préférablement valorisées en agriculture au vu des surfaces importantes qui y sont dédiées en Wallonie, et que celles dont la qualité n'était pas suffisante étaient envoyées en filière de valorisation énergétique. (*PV parlement Wallon*, 2015)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 83 sur 210

III-3. Cellulose

III-3.1. Description

La cellulose est un des éléments structurels fondamentaux des plantes, avec l'hémicellulose et la lignine. Il s'agit d'un assemblage d'unités de glucose dont la structure est à 85% cristalline et à 15% amorphe. Les zones cristallines ont une résistance plus élevée à la dégradation contrairement aux zones amorphes. L'hémicellulose et la lignine n'ont pas une valeur commerciale aussi importante que la cellulose, mais ils peuvent influencer son extraction et jouer sur la qualité des fibres récupérées. (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022)



La source principale de cellulose retrouvée dans les eaux usées est le papier toilette, composé à 89% de cellulose. Parmi les composés similaires, on y retrouve également de la lignine et un peu d'hémicellulose. La consommation en papier toilette, dont la moyenne mondiale est de 4,4 kg par personne et par an, peut varier énormément d'un pays à un autre. Elle est la plus élevée aux Etats-Unis, avec en moyenne 23 kg par personne et par an, suivi de l'Europe avec 10 à 13 kg/p.an, puis de l'Asie avec 2 kg/p.an et enfin de l'Afrique avec 0,4 kg/p.an. Il existe aussi des disparités au sein de l'Europe, avec en Allemagne 15 kg/p.an, la moitié en Espagne, le double en Suède. En Europe, 25% à 40% de la DCO entrante dans les stations d'épurations est composée de cellulose, avec une moyenne de 30%. Khan et al. (Khan *et al.*, 2022), suggère plutôt 25 à 30% de la DCO entrante. (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022) (Pikaar *et al.*, 2022) (WOW! State of the art report, 2019)

La cellulose est insoluble dans l'eau et les solvants organiques, mais elle peut se dissoudre dans l'acide sulfurique et les solutions concentrées de chlorure de zinc, ainsi que dans des solutions aqueuses de chlorure d'ammonium cuivrique.

Les fibres de cellulose sont résistantes à la dégradation. On retrouve les mêmes concentrations dans les boues de station d'épuration que celles avant fermentation. Elles nécessitent la présence d'enzymes (cellulases) pour pouvoir être hydrolysées. Celles-ci sont produites par des micro-organismes spécifiques, autant en milieu aérobie qu'en anaérobie, retrouvés dans les eaux usées et les boues de station d'épuration.

À noter que la dégradation de la biomasse de cellulose est plus complexe que celle de la cellulose pure en raison du fait que la biomasse contient également d'autres polymères tels que l'hémicellulose ou la lignine. (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022)

Lors de la digestion anaérobie, la cellulose nécessite plus de 40 jours pour pouvoir être dégradée à plus de 80%. Dans les bassins aérés, on estime qu'il faut 4 à 5 semaines de temps de rétention des solides

PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	RESRECOVERY	PR2301553_240926_Matière organique
		Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
		Page 84 sur 210

pour pouvoir dégrader moins de 60% de la cellulose. Des temps de séjour si importants ne sont pas appliqués et ne sont pas économiquement viables. La récupération physique de ces fibres de cellulose lors du traitement primaire pourrait constituer une voie potentielle de récupération et valorisation. (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022) (Pikaar *et al.*, 2022)

Comme indiqué dans le point suivant, les économies réalisées sur l'installation de traitement des eaux usées sont très importantes ; (Khan M, 2021a) suggère d'ailleurs que toutes les stations d'épurations devraient disposer de ce genre d'installation.

III-3.2. Applications et intérêt

L'élimination de la cellulose des eaux usées a un intérêt multiple ('Cellvation', no date)(Wiśniowska and Kowalczyk, 2022) (Pikaar *et al.*, 2022):

- Réduction de la concentration en TSS jusqu'à 40% dans les eaux usées
- Limitation de la masse et du volume de déchets formés dans les boues primaires et secondaires, jusqu'à 20% (sachant que le coût de traitement des boues est de 200€ à 400€ par tonne sèche)
- Augmentation de la capacité hydraulique des stations d'épuration jusqu'à +10%.
- Réduction de la consommation énergétique pour l'aération des cuves (boues activées) jusqu'à -15%
- Augmentation du temps de séjour des boues activées et amélioration du processus de dénitrification (10 à 15%).
- Possibilité d'éliminer l'étape de la décantation primaire

Rien qu'avec la baisse en énergie requise pour l'aération des bassins (10 à 15%), et le prix de l'élimination des boues (10 à 20%), le gain est de 0,6 à 1,5 €/EH.an. Cette valeur comprend également la perte liée au manque de matière pour la production de biogaz. L'utilité de ce procédé est donc certaine. (Khan M, 2021a)

Les applications potentielles de la cellulose récupérée sont (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022) (Pikaar *et al.*, 2022) (Kehrein *et al.*, 2020) (Mushtaq *et al.*, 2023)

- Amendement pour l'agriculture
- Carburant pour les centrales thermiques (peu intéressant car les boues de station d'épuration possèdent une chaleur de combustion plus importante)
- Matière première pour la fermentation (par ex. production d'AGV ou de méthane) (Da Ros *et al.*, 2020)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 85 sur 210

- Adjuvants dans les matériaux de construction (panneaux d'isolation, composites pour façade)
- Construction de revêtement pour pistes cyclables, en mélange avec l'asphalte pour permettre un meilleur drainage de l'eau (Projet Vazena aux Pays-Bas)
- Fabrication de matériaux composite plastique-bois en remplacement du bois conventionnel
- Remplacement de la cellulose pure utilisée comme adjuvant dans le mortier pour améliorer les propriétés mécaniques
- Matière première brute pour l'industrie papetière (si la taille des fibres est suffisante)
 - Production de papier toilette
- Production de flocculants pour le traitement des eaux usées
- Production de bioéthanol
- Production de biochar et autres résidus par pyrolyse (voir point III-4)
- Production de nanocellulose

À noter que pour certaines de ces applications, telles que la réutilisation dans l'industrie papetière, les fibres de cellulose récupérées doivent avoir une longueur supérieure à 200 μm .

III-3.3. Procédés de récupération

La cellulose peut être efficacement récupérée lors de la première étape du traitement des eaux usées par simple filtration (filtre ou filtre à bande rotative), mais elle est également partiellement récupérée lors de la décantation primaire. Il existe également des méthodes utilisant des liquides ioniques⁵ mais peu développées encore.

Dans le cas de la filtration, une étude a pu montrer le taux de récupération de la cellulose en fonction de l'ouverture de maille des tamis : (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022)

- 3000 μm : 45,7%
- < 1000 μm : 94,5%

Il semblerait qu'une taille d'ouverture de maille de 350 μm permet d'optimiser la récupération de la cellulose en limitant la retenue de sable et inertes qui nuit à la qualité de la cellulose. (Baeza, 2020) Le

⁵ Les liquides ioniques, associations de cations organiques et d'anions, sont des sels possédant une température de fusion < 100°C et même en général, proche de la température ambiante. Ce sont des milieux structurés sur plusieurs nanomètres présentant une ségrégation en domaines polaires et apolaires. Utilisés comme solvants de réactions catalytiques, ils peuvent de ce fait engendrer des phénomènes de solvation spécifique.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 86 sur 210

taux de récupération est de l'ordre de 79% selon (Mushtaq *et al.*, 2023). La taille des fibres de cellulose est de l'ordre de 1 mm. (Mushtaq *et al.*, 2023) Il n'est donc pas nécessaire de prévoir des filtres beaucoup plus fins. Une faible ouverture de maille induit de plus fortes pertes de charges et des problèmes de colmatage. Plus celle-ci est faible et plus les solides non cellulosiques sont retenus ce qui n'est pas souhaité. (Mushtaq *et al.*, 2023)

Les filtres à bande rotative (Rotative Belt Filter, RBF) avec des ouvertures de maille allant de 50 à 500 μm (généralement 350 μm) sont particulièrement adaptés à la récupération de la cellulose car ils permettent de limiter les problèmes de colmatage. Ce procédé est d'ailleurs utilisé dans le procédé « Cellvation ». De plus, la présence du gâteau permet de filtrer des particules solides trois fois plus petites que la taille d'ouverture des mailles du tamis. Il est estimé que 40% des particules en suspension sont retenues, majoritairement composées de cellulose. (Liu *et al.*, 2022)

En jouant sur la vitesse de la bande rotative, on peut faire varier l'épaisseur du gâteau et donc faire varier la taille d'ouverture de mailles effective. Les performances du RBF peuvent être très spécifiques au contenu des eaux usées traitées car les matières solides exercent une influence sur les caractéristiques physiques du gâteau qui influe à son tour sur la qualité de la filtration.

Un schéma de ce type de procédé est repris à la Figure III-24.

Avant d'entrer dans ce dispositif, les eaux usées doivent subir un prétraitement (dégrillage, dessablage) pour éviter tout dommage au RBF. Une fois dans cet appareil, les eaux usées passent au travers d'un tissu filtrant, et les particules se déposent et enduisent ce tissu pour créer la couche filtrante effective. Les matières solides sont ensuite récupérées à l'aide d'une presse à vis qui permet d'éliminer une partie de l'eau pour atteindre un taux de matière sèche de 40 à 50%. Il est possible d'ajouter un système de nettoyage (couteau à air et eau chaude comprimée) pour nettoyer la bande et limiter l'entretien de l'appareil.

Ensuite un séchage est appliqué pour atteindre un taux de matière sèche de 90% avant d'être transporté vers un broyeur pour un traitement ultérieur.

À noter que la récupération de la cellulose en début de traitement, en particulier les plus petites fibres (qui sont plus facilement « attaquées » par les micro-organismes) induit une diminution de la consommation en électricité dans les bassins d'aération, comme une large partie de la COD est éliminée. Le gain est de l'ordre de 10 à 15%. D'un autre côté, cela induit une perte de la productivité de la digestion anaérobie (si présente). (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 87 sur 210

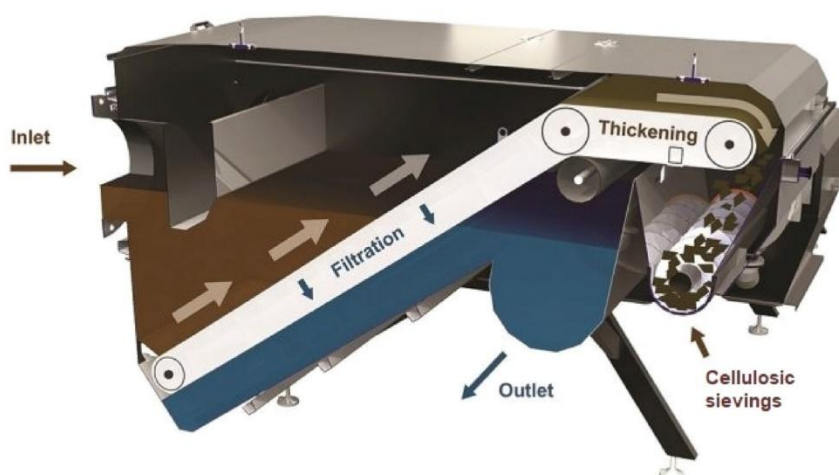


Figure III-24 – Représentation schématique simplifiée d'un filtre à bande rotative (RBF), adapté d'une installation Norvégienne (Pikaar et al., 2022)

La récupération de la cellulose peut être une alternative intéressante à la décantation primaire. En effet, le taux de charge surfacique d'un RBF est de l'ordre de 100 à 200 m³/m²/h alors que les décanteurs primaires ont un taux de charge de 1,5 à 2,5 m³/m²/h (nécessitent une surface importante). Cela permet de réduire considérablement l'investissement des installations primaires. D'ailleurs les RBF ont été initialement développés en Norvège pour remplacer ces décanteurs primaires qui prennent beaucoup d'espace.

La fraction en cellulose de la fraction organiques du solide récupéré est de l'ordre de 80% à 90%.

Un exemple d'un procédé utilisant ce genre de technologie est repris au point III-3.5.1. (procédé Cellvation). (Pikaar et al., 2022)

À noter qu'il existe également une autre méthode de récupération de la cellulose, non physique, se basant sur l'extraction des matériaux cellulosiques de boues avec des liquides ioniques. Celle-ci donne des résultats comparables aux méthodes conventionnelles. Cependant, cette méthode est beaucoup plus contraignante et utilise des produits toxiques et néfastes pour l'environnement. (Glinska et al., 2019)

III-3.4. Degré de maturité de la technologie

Les technologies de récupération de la cellulose se basant sur l'utilisation d'un RBF sont appliquées à des échelles pilotes et industrielles dans différentes stations d'épurations : (Pikaar et al., 2022)(Wiśniowska and Kowalczyk, 2022)(Baeza, 2020)(Marcelis and Wessels, 2019) (WOW! State of the art report, 2019)

- La station de Breivika à Tromsø en Norvège
- Différentes stations en Californie

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 88 sur 210

- Récupération à l'échelle industrielle dans les stations de Geestmerambacht, Aarle-Rixtel, Beemster et Blaricum aux Pays-Bas
- La station de Falconara Marittima à Ancone en Italie
- Installation de démonstration à Ede aux Pays-Bas

Plusieurs fournisseurs proposent des installations de filtration adaptées à la récupération de la cellulose, tels que :

- Salsnes Filter (NW)
- Blue Water Technologies (US) avec l'Eco Mat RBF (Première installation en 2013)
- Veolia (FR) Hydrotech Belfiters
- CirTec (NL), avec le procédé Cellvation et le produit Recell

La cellulose récupérée a déjà été utilisée dans plusieurs projets, en particulier le projet Vazena aux Pays-Bas qui consiste à ajouter de la cellulose dans l'asphalte des pistes cyclables (depuis 2016).

III-3.5. Étude de cas

III-3.5.1. *CirTec, procédé Cellvation (Pikaar et al., 2022), (Baeza, 2020), ('Cellvation', no date)*

Une installation de démonstration du procédé Cellvation a été placée dans la station d'épuration de Geestmerambacht (262.000 EH) aux Pays-Bas et est en opération depuis 2017.

Cette installation a une capacité de traitement allant jusqu'à 90 m³/h et permet de récolter jusqu'à 400 kg de cellulose par jour. En moyenne, le débit de traitement est plutôt autour de 21 m³/h et la masse de cellulose récupérée est en moyenne de 50 kg/jour, pour environ 0,1 kg/m³ traité. La station d'épuration peut traiter entre 4160 m³/h et 16 300 m³/h en fonction des conditions météorologiques, ce qui pourrait rapporter théoriquement près de 10 tonnes de cellulose par jour.

Un schéma du procédé est repris à la Figure III-25.

Les eaux usées brutes passent par une étape de dégrillage et de décantation pour éliminer les plus grosses particules et le sable. Ensuite, les eaux passent par un « laveur de cellulose » qui consiste à séparer la cellulose des plus grandes particules et des cheveux, suivi d'un RBF qui permet de récupérer la cellulose. Celle-ci est constituée à 80% de fibres de cellulose, le restant étant des protéines (10%), graisses (8%) et résidus inertes (9%). Un système d'air comprimé permet de nettoyer le filtre à bande. Une presse permet d'éliminer une partie de l'eau (40-50% MS), suivi d'une hygiénisation et d'un séchage (90% MS) et d'une mise en forme (pellets, etc).

Ce procédé permet de réduire de 35% la quantité de boues totale, de réduire l'énergie requise pour l'aération de 20%, une réduction du volume des boues de 10%, une réduction de 55% des solides en suspension, une réduction de la DCO de 35% et une empreinte CO2 diminuée de 15%.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 89 sur 210

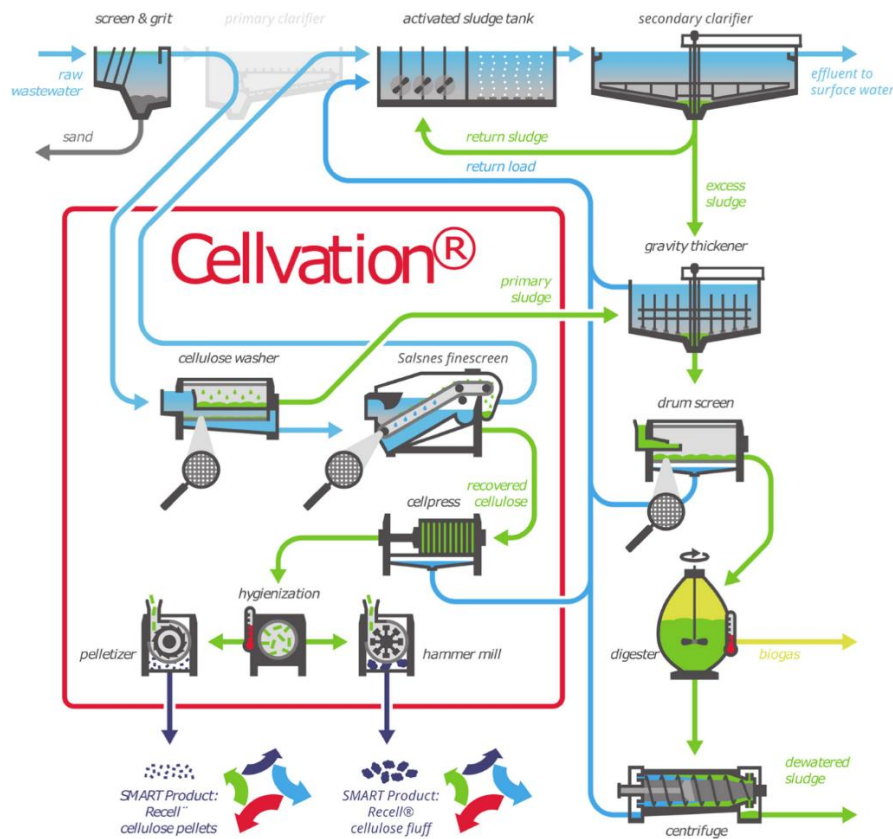


Figure III-25 - Procédé Cellvation (Pikaar et al., 2022)

Pour une station d'épuration moyenne (50 000 EH), il est estimé qu'un investissement de l'ordre de 18€/EH est requis pour ajouter cette installation. Par contre les coûts d'exploitation de la STEP liés à l'aération des bassins et au traitement des boues seront diminués (respectivement 0,5 €/EH.an et 2,7 €/EH.an). Cette dernière valeur dépend fortement du site considéré, et du type de débouché des boues. La capacité de traitement est également améliorée comme la charge organique des eaux est diminuée.

La cellulose, une fois lavée, séchée et mise en forme, peut se revendre à 265 €/t. Un retour sur investissement est estimé à 6 ans.

III-3.5.2. Projet pilote Falconara Marittima (Palmieri et al., 2019) (Pikaar et al., 2022)

Un pilote a été installé dans la station d'épuration de Falconara Marittima à Ancone en Italie pouvant traiter 15 à 78 m³/h. Celui-ci utilise un RBF avec essais sur différentes ouvertures de maille (allant de 90 à 350 µm).

La quantité de boue cellulosique récupérée est en moyenne de 15,9 +/- 10 g/m³ (filtre 90 µm).

La composition est la suivante :

- 9% de lipides

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 90 sur 210

- 6% d'inertes
- 38% de cellulose
- 40% de lignine

Ce produit est valorisé comme matériau composite dans les mortiers pour améliorer la résistance à la flexion.

Pour une STEP de 50.000 EH, il est estimé que la quantité de cellulose récupérée est de 110 kg/jour.

III-3.5.3. *Projet pilote Carbonera (Pikaar et al., 2022)*

Un pilote a été installé dans la station d'épuration de Carbonera à Trévise en Italie pouvant traiter environ 17 m³/h avec un RBF (210 et 350 µm).

Celui-ci permet d'éliminer 44% des TSS et 35% de la DCO.

La composition de ce produit est :

- 41% cellulose
- 18% de lignine
- 9% de lipides
- 13% de protéines

Cette cellulose est ensuite utilisée pour la production d'AGV (2,57 kg DCO/m³.jour).

III-3.5.4. *Projet pilote Aarle-Rixtel*

La particularité de ce projet pilote, utilisant un RBF dans une station d'épuration néerlandaise, est que la cellulose récupérée ne constitue que 35% des TSS récupéré (généralement entre 55 et 75%). La qualité de la cellulose récupérée est largement diminuée et son potentiel de commercialisation l'est également. Ces caractéristiques sont spécifiques à la nature de l'influent d'Aarle-Rixel ce qui conduit les auteurs à recommander une étude spécifique sur chaque site potentiel afin de vérifier la faisabilité de la récupération de la cellulose et de sa valorisation. (Pikaar *et al.*, 2022)

La quantité de cellulose récupérée est de 59 g/m³ avec un filtre de 350 µm. (Mushtaq *et al.*, 2023)

III-3.5.5. *Projet Cellu2PLA*

Un projet de récupération de la cellulose à la station d'épuration de Bleemster (NL) a été investigué en 2017 pour convertir cette cellulose en glucose par catalyse enzymatique, puis en acide lactique par fermentation et enfin en bioplastique par polymérisation (acide polylactique PLA). Ce projet a pu démontrer le potentiel de production de glucose sans toutefois en assurer la stabilité en raison de la

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 91 sur 210

contamination du milieu par des micro-organismes indésirables et leur croissance incontrôlée. Ce procédé n'est pas du tout compétitif avec celui de production de PLA à partir de canne à sucre ou de maïs.

Toutefois, la récupération de la cellulose a permis de fournir ces informations :

- 860 kg de cellulose récupérée par jour
- 37% des solides non dissouts sont éliminés des eaux usées
- 73% des solides récupérés sont composés de cellulose
- La consommation en énergie des bassins d'aération a pu être diminuée de 9%⁶
- La production de boues secondaires a été diminuée de 23%

La réduction de la production de boues secondaires induit moins de transport et moins d'incinération, avec un bilan carbone amélioré. La réduction des émissions de CO₂ est estimée à 12% pour l'ensemble de la station d'épuration. (WOW! State of the art report, 2019)

III-3.5.6. Installation de démonstration à la station d'épuration de Ede aux Pays-Bas (projet WOW !)

Ce projet, décrit plus en détail au point III-4.5.3. , utilise un RBF (350 µm) pour séparer la cellulose des eaux usées, qui est ensuite pyrolysé après différentes étapes. La taille de l'installation simule une station d'épuration de 150 000 EH.

Plusieurs données théoriques sont fournies dans le rapport :

- Débit d'eau usée entrante : 540 m³/h
- Débit de matière solide : 75 kgMS/h
- Débit de cellulose séparé : 1500 kgMB/h (MS = 5%)
- Energie requise pour la filtration : 34,6 kW, soit 0,064 kWh/m³ ou 461 kWh/tMS

Une presse permet ensuite d'atteindre siccité de 45% pour un débit de 167 kg/h (environ 75 kg/h de matière sèche), pour une consommation horaire en énergie de 2,3 kWh/h, soit 30,7 kWh/tMS.

Ces parties du procédé ont fonctionné parfaitement. Les auteurs suggèrent d'installer ce type de procédé dans toutes les stations d'épuration. (WOW!, 2021)

⁶ La consommation énergétique liée à la récupération de la cellulose n'est toutefois pas nulle. Ainsi la réduction globale en énergie n'est que de 3%.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 92 sur 210

En effet, les économies sont importantes (coûts opératoires réduits de 0,6 à 1,5 €/EH.an), grâce à la réduction des besoins énergétiques des bassins d'aération et à la diminution de la quantité de boues produites, etc. (Khan M, 2021a)

Sur base des données apportées dans cette source (Khan M, 2021a), une estimation du coût en investissement (950 000€) rapporté par équivalent habitant est de 6,3 €/EH incluant le filtre à cellulose, la presse pour éliminer l'eau, le sécheur primaire, le cyclone, la presse à pellet, le sécheur secondaire et un dernier cyclone pour le traitement de l'air (hors pyrolyse).

La cellulose récupérée peut être vendue à 25 €/tMS comme matière première pour la pyrolyse, et ce, grâce aux économies réalisées sur le procédé d'épuration de l'eau. Sans ces économies, le prix de vente de la cellulose est estimé à 208 €/tMS. Les différentes composantes de ce coût sont reprises dans le graphique à la Figure III-26.

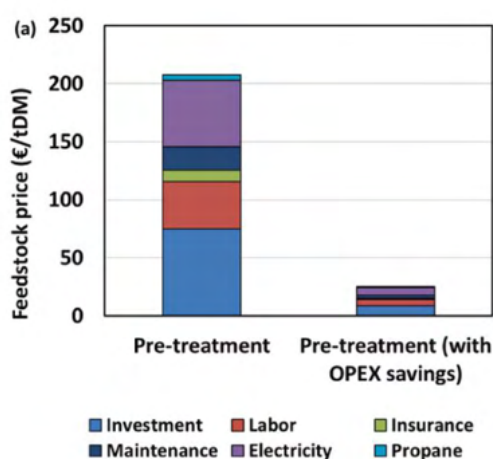


Figure III-26 - Prix de vente de la cellulose en fonction des différents paramètres et en fonction des économies réalisées sur le procédé (Khan et al., 2022)

III-3.6. Synthèse des données issues de la littérature

Sur base des différentes études de cas détaillées en III-3.5 et autres données issues de la littérature, le Tableau III-19 synthétise les données utilisables pour l'évaluation des possibilités de production de cellulose à partir des eaux résiduaires urbaines.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 94 sur 210

Tableau III-19 : Synthèses des données bibliographiques

caractéristique	Commentaire	Valeur(s) retenue(s)
Quantité de boue cellulosique récupérée et composition	La cellulose représente 25% à 40% de la DCO, avec une moyenne de 30%. Pour le détail des valeurs collectées dans la littérature : voir Tableau III-20 et Figure III-21 Hypothèses pour le choix des valeurs « Région wallonne » : Consommation de papier hygiénique : 10 kg/an.habitant % cellulose du papier hygiénique : 89% Taux de récupération de la cellulose : 60 % Soit ~15 gcellulose/EH.j % cellulose dans les boues cellulosique = 50%	Quantité de cellulose : 21 g/EH.j (7,7 kg/EH.an) Soit 175 g/kgDCO (1 EH = 43,8 kgDCO/an)
Economie liée à la diminution de la DCO à traiter en aval	<u>Cellvation (III-3.5.1.)</u> 0,5 €/EH.an (aération) 2,7 €/EH.an (boues à éliminer) <u>Ede (III-3.5.6.)</u> 0,6 à 1,5 €/EH.an (aération + boues)	
Coût d'investissement et opérationnels	<u>Cellvation (III-3.5.1.)</u> CAPEX : 18 €/EH (STEP 50.000 EH) <u>Ede (III-3.5.6.)</u> CAPEX : 6,3 €/EH (STEP 150.000 EH) CAPEX (20 ans) + OPEX : 0,9 €/EH.an	
Prix de vente de la cellulose	comme matière première pour la pyrolyse 208 €/tMS. (Khan et al., 2022) 265 €/tMS (Pikaar et al., 2022) En tenant compte des économies réalisées sur le procédé d'épuration : 25€/tMS	

Tableau III-20 : Masse de boue cellulosique récupérée par unité de volume et composition

	Source	Masse récupérée	Commentaire	Composition
1	Cellvation (III-3.5.1.)	100 g/m ³		80% fibre de cellulose 10% protéines 8% graisses 9% inertes
2	Falcona-marittima (III-3.5.2.)	15,9 +- 10 g/m ³ 0,805 kg/EH/an	STEP de 50 000 ou 150 000 EH	38% cellulose 40% lignine 9% lipides 6% inertes
3	Carbonera (III-3.5.3.)	44% TSS et 35% DCO		41% cellulose 18% lignine 9% lipide 13% protéines
4	Aarle-rixtel (Point III-3.5.4.	59 g/m ³		35% cellulose (entre 55% et 75%)
5	Cellul2PLA (III-3.5.5.)	37% TSS		73% cellulose
6	Ede (III-3.5.6.)	139 g/m ³ 4,38 kg/EH/an	STEP de 150.000 EH, valeur calculée sur base des données de l'étude théorique (540 m ³ /h pour 150.000 EH)	/
7	(Marcelis and Wessels, 2019)	/		Boues cellulosiques sans traitement : 67% de fibres (55% de cellulose, 5% lignine et 7% d'hémicellulose)
8	(Da Ros <i>et al.</i> , 2020)	35 g/m ³		/
9	(Ruiken <i>et al.</i> , 2013)	76 g/m ³		/
10	(Liu <i>et al.</i> , 2021)	105 g _{cell} /kg _{boue filtrée}		/
11	(Pikaar <i>et al.</i> , 2022)	10 à 13 kg/EH.an	Moyenne européenne de cellulose rejetée par EH et par an	

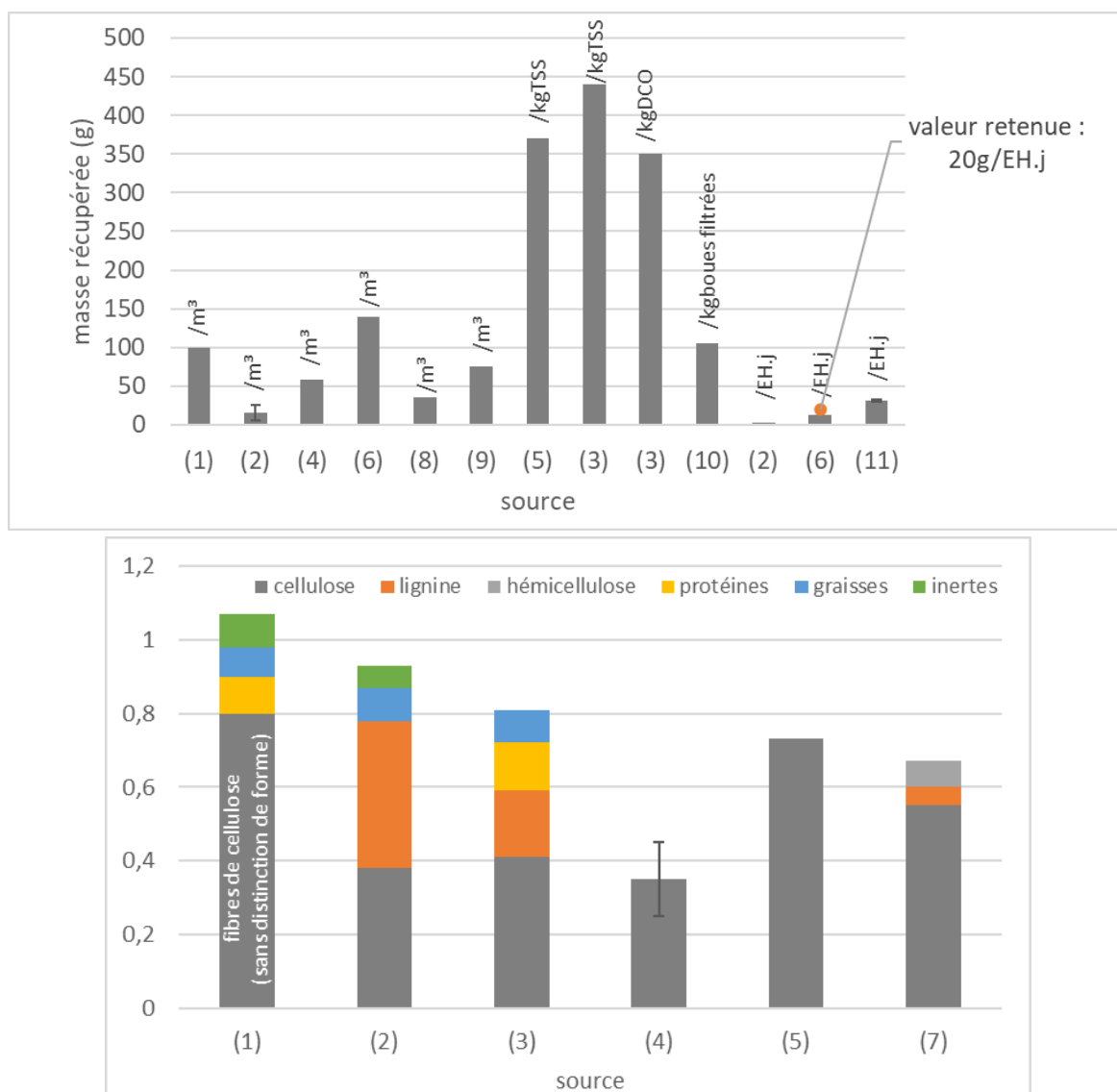


Figure III-27 : Masse de boue cellulosique récupérée par unité de volume et composition

III-3.7. Enjeux, opportunités et axes de recherche

L'implémentation d'une unité de récupération de la cellulose dans les stations d'épuration permet de réduire significativement l'impact environnemental. Les émissions de gaz à effet de serre peuvent être réduites de 2 à 20 % tandis que l'énergie requise pour la station dans sa globalité peut diminuer de 3 à 23%, en fonction de l'efficacité du procédé de récupération de la cellulose. (WOW! State of the art report, 2019) (Pikaar *et al.*, 2022) ('Cellvation', no date)

Comme indiqué dans les études de cas (III-3.5), il est estimé qu'un investissement de l'ordre de respectivement 6,3 €/EH et 18 €/EH est requis pour ajouter une installation de récupération de cellulose au sein d'une station d'épuration de taille moyenne (respectivement 150 000 EH et 50 000 EH). En prenant en compte les économies réalisées sur l'aération et la gestion des boues, un retour sur investissement de l'ordre de 5 à 10 ans est envisageable. ('Cellvation', no date) (Khan M, 2021a)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 97 sur 210

L'implémentation de ce type de technologie, que ce soit en adaptant une station d'épuration existante ou par une nouvelle conception, devraient permettre de fournir plus de données pour confirmer les bénéfices apportés par la récupération de la cellulose.

En plus des bénéfices apportés par l'élimination d'une partie de la matière organique contenue dans les eaux usées, la cellulose récupérée possède une certaine valeur intrinsèque. Cependant, la qualité de ce produit dépend directement de la composition de l'eau usée, mais également du type de procédé utilisé (taille d'ouverture des mailles), et des conditions opératoires. Certaines applications nécessitent une certaine qualité de cellulose (longueur de fibre suffisante pour l'industrie papetière), nécessitant un ajustement du procédé.

Le prix du marché de la cellulose est largement dépendant de sa qualité : 75 à 3 500 €/tMS (450 à 650 €/tMS pour des applications papetières en 2020). (EurEau, 2021)

Enfin, l'utilisation d'un produit issu des eaux usées n'est pas toujours facilement acceptée par la population. Mais la transformation de cette matière première, par exemple par pyrolyse ou digestion, en produits à plus haute valeur ajoutée, en plus d'une réduction de l'empreinte environnementale peut apporter plus de considération. (Pikaar *et al.*, 2022)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 98 sur 210

III-4. Produits de pyrolyse (biochar, bio-oil, acide pyroligneux)

III-4.1. Description

La pyrolyse est un procédé permettant de dégrader de la biomasse à haute température en absence d'oxygène. Les produits issus de cette pyrolyse sont des gaz et vapeurs et d'un résidu solide. Les proportions et la composition de ces fractions peut différer fortement en fonction des conditions opératoires (température, temps de séjour, vitesse de chauffe, composition de l'atmosphère (eau, oxygène, azote, CO₂,...), additifs) et surtout de la composition de la matière première.

Les gaz, qui sont principalement composés d'H₂ et CO (gaz de synthèse), sont généralement directement utilisés pour la production de chaleur du procédé, tandis que les vapeurs sont condensées et récupérées sous forme d'huile pyrolytique (bio-oil) et d'acide pyroligneux.

Les boues de station d'épuration, après séchage, peuvent être utilisées comme matière première. La cellulose récupérée en tête de traitement est particulièrement adaptée à ce traitement. Contrairement à la pyrolyse de matière lignocellulosique classiques (bois), le bio-oil produit à partir de cellulose d'eaux usées ne sent pas, et peut être dilué dans du diesel. (M. Khan and WOW!, 2021) (WOW!, 2021)

À noter que la pyrolyse peut être un procédé intéressant pour produire un combustible servant à apporter de la chaleur pour réaliser cette étape, mais également pour sécher les boues. Cela permet de réduire considérablement les déchets à éliminer (cendres) des stations d'épuration si ce procédé y est intégré, comme aux stations de Santa Lorenzen (IT) et de Crailsheim (DE). (WOW! State of the art report, 2019)

III-4.1.1. Biochar

Le biochar est un charbon issu de la pyrolyse des boues de station d'épuration. Il possède une forte concentration en cendres et est tout à fait adapté pour l'amélioration des sols en agriculture. Sa capacité d'échange ionique le rend particulièrement utile pour améliorer la fertilité des sols en échangeant des ions magnésium, calcium, phosphates et composés azotés. (Singh *et al.*, 2020) (WOW! State of the art report, 2019) Dans le cas où il est activé, il peut être utilisé pour ses capacités d'adsorption, comme un autre charbon actif.

III-4.1.2. Bio-oil

L'huile pyrolytique, ou bio-oil, est un liquide foncé qui contient approximativement 25% d'eau et de nombreux produits chimiques différents, principalement des acides gras.

La composition de ce bio-oil produit par pyrolyse rapide est largement différente de la composition des carburants issus du pétrole. (WOW! State of the art report, 2019) (WOW!, 2021)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 99 sur 210

III-4.1.3. Acide pyroligneux (acide acétique)

L'acide pyroligneux est un sous-produit de la pyrolyse lente qui se retrouve dans les condensats bruts générés par la pyrolyse des matières lignocellulosiques. Il est composé d'eau, d'acide acétique mais également de méthanol, d'acétone et de goudrons. (WOW! State of the art report, 2019) (WOW!, 2021)

III-4.2. Applications et avantages

III-4.2.1. Biochar

Le biochar peut avoir plusieurs applications et avantages : (Singh *et al.*, 2020)(WOW!, 2020)

- La pyrolyse réalisée pour produire le biochar permet de dégrader les composés organiques toxiques et autres pathogènes contenus dans les boues de stations d'épuration et de réduire le volume de déchet
- Améliore la qualité des sols en agriculture en relarguant les nutriments présents initialement dans les boues de station d'épuration (par échange d'ions, adsorption/résorption). Il retient les composés azotés et phosphates et évite leur lixiviation. Il permet également d'ajuster le pH, d'adsorber des produits phytosanitaires, HAP, etc. De plus, il s'agit d'un stockage de carbone à long terme comme il n'est pas soumis à une dégradation aussi rapide que les boues de stations d'épuration brutes épandues sur les sols.
- Utilisation comme milieu de croissance en horticulture.
- Elimination des polluants organiques par adsorption, tels que l'élimination de gaz toxiques et des odeurs, purification de l'eau.

Toutefois, l'utilisation de biochar dans l'agriculture peut parfois poser problème dans le cas où la concentration en métaux toxiques, ou métaux lourds, est trop importante. (Vilas-Boas *et al.*, 2021)

L'utilisation de boues de station d'épuration comme matière première de la pyrolyse permet de s'affranchir de sources fossiles, largement plus émettrices de CO₂. Par exemple pour une tonne de charbon actif, l'empreinte carbone est de 11 à 18 tonnes pour une source fossile telle que du lignite ou le charbon, tandis qu'elle n'est que de 5 à 7 tonnes pour une source renouvelable telle que des noix de coco.

Un avantage largement bénéfique serait la production in situ de biochar activé dans la station d'épuration afin de fournir un adsorbant pour l'épuration de l'eau de rejet en traitement quaternaire. (WOW!, 2020) (WOW!, 2021)

III-4.2.2. Bio-oil

- Production d'électricité et de chaleur : Peut être utilisé en remplacement des fuels lourds.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 100 sur 210

- Transport : Les bio-oil peuvent être transformés pour être compatibles avec certains moteurs (diesel par exemple).
- Produits chimiques : Les bio-oils contiennent des phénols et composés aromatiques ayant une valeur ajoutée plus importante (Lahaye, 2020). Ils peuvent aussi être transformés en résines, fertilisants, arômes, adhésifs. (WOW! State of the art report, 2019)

III-4.2.3. Acide pyroligneux

L'acide acétique contenu dans cette fraction est un réactif très important permettant la production de polymères, tels que l'acétate de polyvinyle et l'acétate de cellulose. Il sert également à produire des sels d'acétate comme agents nettoyants, ou des biocides. Il peut également être utilisé comme source de carbone dans les stations d'épuration pour améliorer l'élimination du phosphore et de l'azote.

Toutefois, la présence de composés organiques divers dans les liquides issus de la pyrolyse ne le rend pas compatible ce produit avec toutes les applications sans une purification particulière. (WOW! State of the art report, 2019) (WOW!, 2021)

III-4.3. Procédés de fabrication

Le type de procédé va influencer la composition des produits finaux : (WOW! State of the art report, 2019)

- Pyrolyse rapide, qui permet de favoriser la production de bio-oil, en chauffant la biomasse rapidement en absence d'oxygène jusqu'à une température de 300 à 650°C et en condensant la vapeur rapidement (temps de résidence de quelques secondes). La composition du produit est usuellement de 75% de bio-oil, 13% de gaz et 12% de biochar. Cette température peut monter jusqu'à 1000°C selon les sources. (Khan M, 2021a)
- Pyrolyse lente, à savoir un temps de séjour de quelques minutes à quelques heures (Khan M, 2021a), qui permet de favoriser la production de biochar. La composition du produit est usuellement de 30% de bio-oil, 35% de gaz et 35% de biochar. Ce procédé peut être subdivisé en deux parties :
 - Torréfaction : 200-300°C, élimine les produits les plus volatiles et produit une plus grande quantité de charbon de densité énergétique plus faible.
 - Carbonisation : 300 à 1000°C, élimine la plupart des volatiles et maximise la part de carbone dans le charbon, produisant ainsi un biochar énergétiquement plus dense, mais en plus faible quantité.

L'opération se déroule également dans une atmosphère pauvre ou dénuée d'oxygène.

Le biochar généré peut ensuite subir une activation (chimique ou physique) afin d'améliorer ses propriétés adsorbantes. Cette dernière étape peut être facultative en fonction des débouchés (par

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 101 sur 210

exemple dans l'agriculture, la surface spécifique du charbon n'a pas besoin d'être aussi importante que pour des applications d'adsorption). (WOW!, 2020)

Généralement, le traitement de la biomasse est réalisé en trois étapes :

- 1) Séchage des boues de station d'épuration ou de la cellulose, afin de minimiser l'énergie requise pour la pyrolyse. Cela peut être réalisé par séchage naturel au soleil ou dans un four à 100°C pendant 24 à 48 heures.
- 2) Pyrolyse de la biomasse, en atmosphère pauvre en oxygène pour limiter la perte de matière organique.
- 3) Activation physique ou chimique

La température, le temps de séjour, la vitesse de chauffe, les gaz présents dans l'atmosphère, le type de pyrolyse (lente (8°C/min) ou rapide (100°C/min)) et les caractéristiques des matières entrantes vont influencer la qualité du produit. La température varie entre 350°C et 1000°C, en fonction du temps de résidence, mais elle est généralement de 850°C pendant 2-3 heures.

Les produits générés varient en fonction de la température atteinte. Vers 200°C, les boues sont déshydratées. Entre 200°C et 350°C, les boues sont dégradées et produisent des alcools et hydrocarbures en relarguant du CO₂, CH₄ et H₂. Entre 350°C et 550°C, une seconde dégradation des composés organiques continue de produire des alcools et hydrocarbures. Enfin la dégradation complète a lieu entre 550°C et 900°C en produisant du biochar avec du CO₂, CH₄ et H₂.

À noter que plus la température est élevée, et plus le rendement en gaz de synthèse augmente tandis que le rendement en biochar diminue.

La température de pyrolyse a un effet direct sur les propriétés du biochar, en jouant sur la taille et le volume des pores. À faible température, les composés organiques condensent dans les pores, ce qui limite la capacité d'adsorption du biochar qui est dès lors plus adapté au relargage des nutriments à partir des fertilisants. À plus haute température, la porosité de la matrice du biochar augmente, ce qui améliore sa capacité d'adsorption.

Dans le cas d'une pyrolyse lente, une étude estime le rendement de production de biochar à partir de boues de stations d'épuration à 0,4 à 0,73 kg par kg de boue sèche.

L'activation du biochar peut ensuite être réalisée physiquement ou chimiquement. Des adjuvants (surfactants, métaux, catalyseurs, résidus d'agriculture ou d'industrie,...) peuvent être ajoutés dans les boues avant ou après pyrolyse pour améliorer la capacité d'adsorption.

L'activation physique est réalisée en 2 étapes : une pyrolyse entre 400°C et 750°C en présence de vapeur d'eau ou d'autres gaz pour briser les liaisons entre les atomes de carbone, suivie d'une activation à plus haute température (800-1200°C) par ajout de CO₂, d'air, de vapeur d'eau, etc (généralement un peu d'oxygène et de vapeur d'eau). Le gaz utilisé va influencer le type de groupes

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 102 sur 210

fonctionnels et donc les propriétés d'adsorption (en fonction de l'utilité désirée). Cette méthode est relativement économique, peu chère, et plus respectueuse de l'environnement que l'activation chimique.

L'activation chimique consiste à ajouter des composés inorganiques ($ZnCl_2$, H_2SO_4 , KOH , $NaOH$, Na_2CO_3 , H_3PO_4 , etc) pour abaisser la température nécessaire pour l'activation et pour apporter certaines propriétés au biochar (capacité d'échange d'ions plus marquée par exemple, ou acidité, basicité, ...). L'utilisation de chlorure de zinc permet d'augmenter la surface spécifique de près de 8 fois par rapport à un biochar non activé. (Singh *et al.*, 2020)

III-4.4. Degré de maturité de la technologie

La pyrolyse est une technologie tout à fait mature, utilisée pour produire du charbon actif à partir de matières organiques lignocellulosiques classiques, en particulier le bois, et est un procédé commercialisé et largement utilisé à travers le monde.

En revanche, la pyrolyse rapide, n'est pas encore à une étape de maturité suffisante, même si elle a atteint un statut presque commercial (2019). La pyrolyse lente adaptée aux boues de stations d'épuration en 2019 n'était pas encore complètement appliquée à grande échelle, même si elle est en cours de développement. Une des sociétés les plus connues dans le domaine est Pyreg (voir étude de cas).

Une étude pilote réalisée dans le cadre du projet Interreg WOW ! a pu apporter certaines recommandations et informations importantes par rapport à l'implémentation d'une étape de pyrolyse de la cellulose dans les stations d'épurations reprises au point III-4.5.3. . Il est cité que la complexité de l'étape de pyrolyse et d'activation, et les besoins de fonctionnement en continu (jour nuit) et sous surveillance **ne permettent pas une installation de ce type de procédé dans une station d'épuration**. Il pourrait être plus intéressant de construire une **unité de pyrolyse régionale décentralisée** qui recueillerait les boues de station d'épuration environnantes. (WOW!, 2021)

Une étude technico-économique a également été réalisée sur ce même projet. Des informations sont reprises au point III-4.5.3. (Khan M, 2021a)

Le coût du biochar produit à partir des boues de station d'épuration est estimé à 0,246 \$/kg. Ce coût est inférieur à celui de biochar produit à partir de matières plus nobles, principalement lié au coût des matières premières. (Singh *et al.*, 2020)

En comparaison, le prix du marché des produits issus de la pyrolyse sont repris dans le Tableau III-21.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 103 sur 210

Tableau III-21 - Prix du marché des produits issus de la pyrolyse (Khan M, 2021a)

Produit	Prix	Gamme de valeur
Biochar	1,4 €/kg	1 – 1,4 €/kg
Charbon activé physiquement	2 €/kg	1,5 – 2 €/kg
Charbon activé chimiquement	4 €/kg	4 – 6 €/kg
Bio-oil	0,5 €/kg	0,33 – 0,56 €/kg
Acide acétique	0,8 €/kg	0,5 – 0,8 €/kg
Acide pyroligneux	0,1 €/kg	

III-4.5. Étude de cas

III-4.5.1. Pyroflash technology de Netteenergy

Installation de pyrolyse mobile, pouvant être utilisée localement, à la source des matières premières et donc limite les coûts de transport. Celle-ci utilise une part du biochar et des gaz produits lors de la pyrolyse pour produire sa propre énergie. (WOW! State of the art report, 2019)

III-4.5.2. Pyreg

Près de 50 installations à grande échelle sont en opération aujourd'hui, dont 7 qui utilisent des boues de station d'épuration comme matière première pour la production de biochar (quatre installations en Allemagne, une aux Etats-Unis, une en Suède et une en République-Tchèque, entre 2015 et 2023). Celles-ci traitent chacune entre 1200 et 1600 tonnes de boues sèches par an (valeur calorifique minimale de 10 MJ/kg).

Le produit est utilisé comme fertilisant riche en phosphore (5-7%). D'après le fournisseur, ce produit contient du phosphore sous une forme facilement assimilable par les plantes (soluble à 80%). Toutefois, il n'y a toujours pas de certificats européens leur permettant de l'utiliser en tant que fertilisant et de plus, le contenu en carbone ne permet pas de les placer en centre d'enfouissement. (Phosphorusplatform, no date)

III-4.5.3. Projet Pilote WOW ! à la station d'Ede aux Pays-Bas (Khan M, 2021a) (WOW! State of the art report, 2019)

Cette installation de démonstration a été réalisée à la station d'épuration d'Ede dans le cadre du projet Interreg WOW !, aux Pays-Bas par Cirtec et Pulsed Heat, afin de vérifier la faisabilité de la pyrolyse de la cellulose récupérée en prétraitement.

Cette installation est composée de 7 étapes :

- 1) Récupération de la cellulose, à l'aide d'un RBF (voir point III-3.5.6.)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 104 sur 210

- 2) Égouttage des boues (dewatering), où la cellulose atteint 45% MS
- 3) Pré-séchage à 60°C, pour atteindre 65-70% de MS
- 4) Pelletisation
- 5) Post séchage à 120°C pour atteindre 90% de MS
- 6) Pyrolyse rapide
 - a. Réacteur, à 900°C en présence de gaz de combustion
 - b. Séparation, : les gaz et vapeurs sont refroidis à l'eau, qui absorbe les acides tandis que le reste est envoyé vers un autre séparateur qui sépare les huiles des gaz. Le reste des acides est condensé tandis que le gaz est envoyé dans la co-combustion.
 - c. Co-combustion
- 7) Séparation des produits de pyrolyse

Un schéma du procédé est repris à la Figure III-28.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 105 sur 210

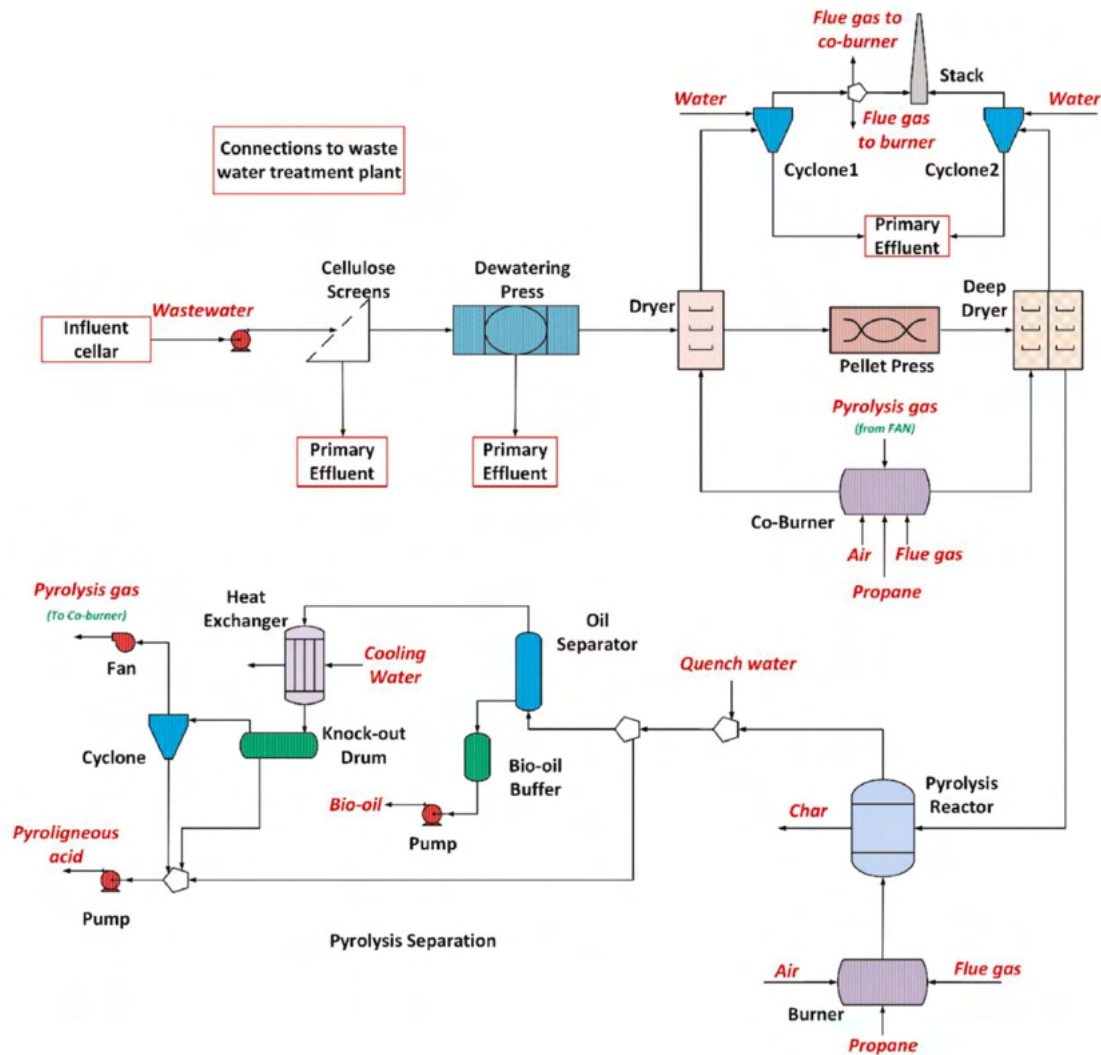


Figure III-28 - Installation de démonstration d'Ede pour la production de biochar, bio-oil et d'acide pyrolygneux par pyrolyse de cellulose provenant des eaux usées. (Khan et al., 2022)

Ces étapes ont été conçues pour fonctionner en continu. Le débit de traitement de l'eau usée était de 540 m³/h, ce qui correspond à une station d'épuration d'environ 150 000 PE.

Cette installation a pu démontrer que les étapes de la récupération de la cellulose, de son égouttage et de son séchage jusqu'à 50% ont été réalisées avec succès. Il s'agit de technologies suffisamment matures.

Cependant, les étapes ultérieures ont montré des résultats moins favorables :

- Difficulté du contrôle de la pyrolyse rapide, emballement de température et perte de biochar (facteur 2)

- La quantité de gaz de synthèse généré était suffisante au besoin de séchage mais ceci s'expliquerait par une gazéification excessive de la biomasse (et donc un mauvais rendement de production de biochar)
- La présence de sable dans les eaux usées (pas de dessableur), induit une concentration en inertes importante dans les produits, ce qui complexifie leur séparation ultérieure et limite leurs usages
- La pyrolyse n'a pu être réalisée qu'en batch mais devrait être utilisée en continu pour améliorer le contrôle et optimiser l'utilisation des produits et réactifs
- Les différents moyens d'activation du charbon utilisés n'ont pas montré de résultats très bons, même si les propriétés du charbon restent suffisamment bonnes que pour éliminer des composés pharmaceutiques des eaux
- L'activation ne peut être réalisée sur site car trop complexe et dangereuse.
Impossible à installer dans une station d'épuration.

Quelques recommandations ont été fournies :

- Toutes les stations d'épuration devraient être équipées de filtres à cellulose, préférablement après un dessableur. L'égouttage jusqu'à 40-50% devrait être facilement réalisé et automatisé.
- L'ajout d'une étape de pyrolyse nécessite une grande station d'épuration (plus d'1 million de PE) et le procédé doit être réalisé en continu (jour et nuit) et sous surveillance.
- Une unité de pyrolyse centralisée pourrait permettre de rassembler les déchets de toute une région.
- Le choix du type de pyrolyse dépend des produits que l'on souhaite obtenir. On devrait se focaliser uniquement sur la récupération d'un seul produit (biochar, bio-oil, gaz de synthèse ou acide pyroligneux)
- L'activation du biochar produit dans ce cas nécessiterait un mélange préalable avec d'autres charbons pour améliorer l'efficacité d'activation ou alors une activation biologique.

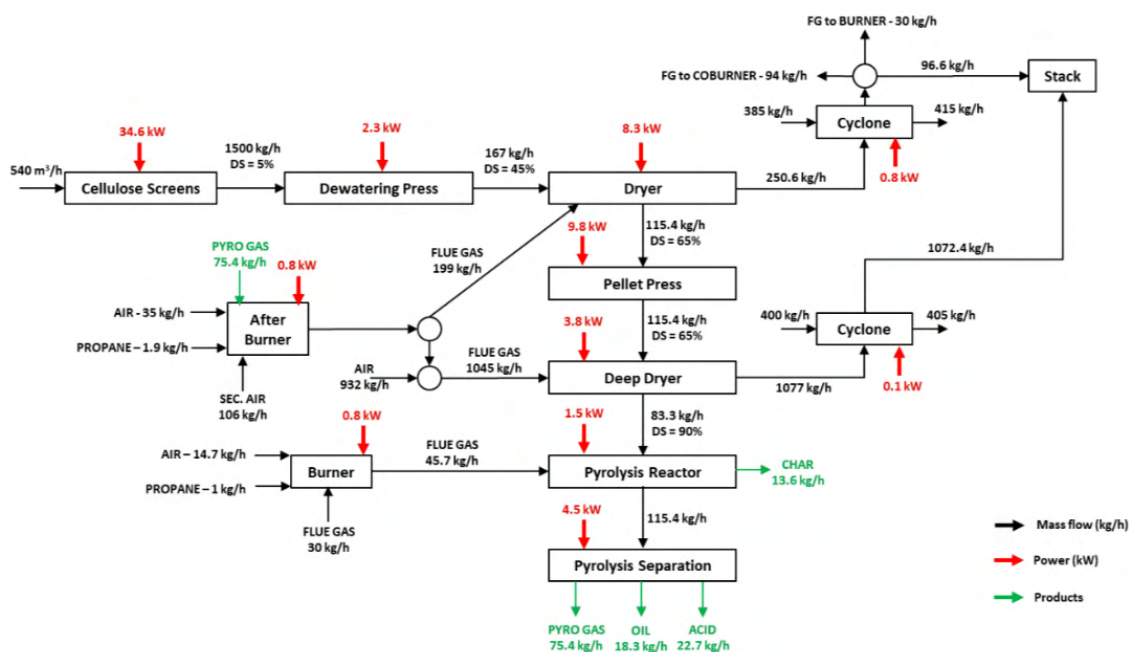
Plus d'informations par rapport au procédé sont reprises ci-dessous, telles que des données théoriques :

- Débit d'eau usée entrante : 540 m³/h
- 1500 kg/h de cellulose à 5% MS (75 kg/h de MS)
- Bio-oil produit : 18,4 kg/h (34 g/m³)
- Acide pyroligneux produit : 22,6 kg/h (42 g/m³)
- Gaz de pyrolyse : 75,8 kg/h (140 g/m³)
- Biochar produit : 13,6 kg/h (25 g/m³)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 107 sur 210

L'apport total en énergie était de 66,5 kW (0,123 kW/m³), la majorité étant utilisée par le séparateur de cellulose (52%).

La Figure III-29 reprend le bilan de masse et d'énergie du procédé.



Le biochar a ensuite été activé dans un autre centre. L'activation physique (chaleur, vapeur, gaz) a induit une grande perte de matière. L'activation chimique a induit peu de pertes de matière en plus d'un doublement de la surface spécifique.

Le biochar produit contenait beaucoup de cendres (39%) principalement à cause de l'absence de dessableur dans la station d'épuration. Ces cendres ont un impact très négatif sur l'activation du charbon. Malgré cela, les propriétés du biochar activé étaient suffisamment bonnes que pour que celui-ci soit utilisé pour l'épuration de l'eau.

À noter que la proportion en cellulose dans les boues cellulosiques est élevée contrairement à l'hémicellulose et la lignine (comparativement aux déchets agricoles traditionnellement utilisés pour la production de biochar). Le rendement en biochar est donc plus faible dans ce cas-ci car la cellulose se dégrade beaucoup plus facilement en produits gazeux lors de la pyrolyse. D'ailleurs une autre partie organique du biochar est désintégrée lors de l'activation physique/thermique (plus haute température et ajout de réactif (vapeur)), ce qui diminue encore plus le rendement. Ainsi, la concentration initiale en cendres dans les boues sèches de 12,6% devient égale à 30% dans le biochar obtenu après pyrolyse. Cette valeur devient même supérieure à 70% lors de l'activation physique/thermique au vu de la perte de matière organique, qui cause d'ailleurs un faible rendement (44%). L'activation chimique (acide phosphorique ou soude) n'induit en revanche pas de pertes significatives en matière organique (l'acide

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 108 sur 210

phosphorique élimine d'ailleurs une partie des cendres). À noter que l'installation ne possède pas de dessableur, d'où la forte charge en matières inorganiques. (WOW!, 2021)

Tout comme pour le biochar, le bio-oil contient également beaucoup de cendres en comparaison aux autres bio-oil. Leurs caractéristiques énergétiques sont toutefois bonnes (PCI et PCS élevés).

Les acides pyrolygneux contiennent aussi beaucoup de cendres, rendant difficile la séparation. La composition est la suivante :

- 87% d'eau
- 6,3 g/L d'acide acétique
- 0,9 g/L d'acide propionique
- 8 g/L de DCO

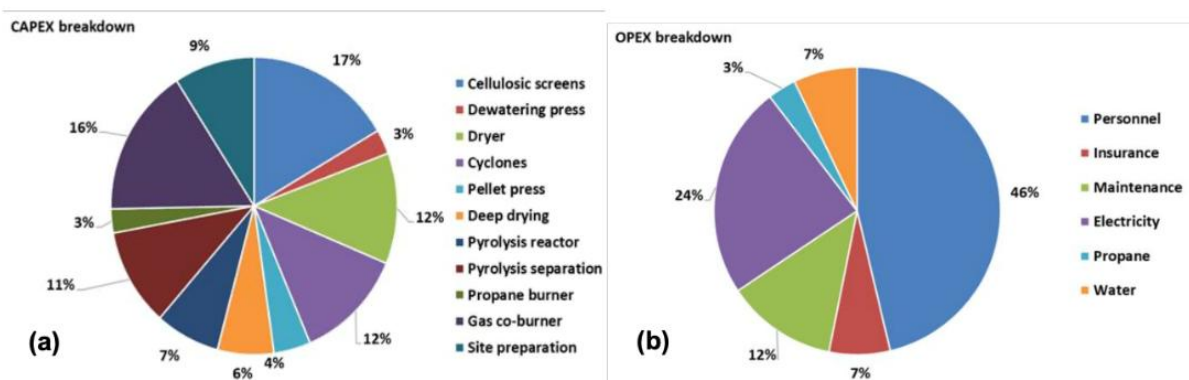
Le débit de production de ces acides n'est pas suffisant que pour apporter suffisamment de substrat aux procédés de dénitrification et de déphosphatation. (WOW!, 2021)

Une **analyse technico-économique** de ce procédé a été réalisée (Khan M, 2021a). Celle-ci donne des indications utiles sur les coûts d'investissement (CAPEX), les coûts opératoires (OPEX) et un ordre de grandeur du prix du marché des produits générés.

Les coûts de chaque équipement ont été estimés sur base de données issues de la littérature. Une formule a également été utilisée pour estimer le coût d'équipement à d'autres échelles, en se basant sur la règle des « six dixièmes » comme précédemment. Le temps d'occupation du personnel a également été pris en compte.

Les données spécifiques (dimensionnement des équipements, coût, facteur d'échelle, équivalents temps plein, coûts opératoires) sont détaillées dans le rapport. L'étude prend également en compte les économies liées à la récupération de la cellulose (énergie d'aération et production de boues) mais également la diminution de production de biogaz.

Les CAPEX annualisés sont de 87 860 €/an (sur 20 ans) et les OPEX sont de 172 303 €/an. La contribution de chaque élément dans les coûts est détaillée à la Figure III-30.



RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 109 sur 210

Figure III-30 - Coûts d'investissement (a) et coûts opérationnels (b) du procédé de pyrolyse de la cellulose issue d'eaux usées (Khan M, 2021a)

Il peut être remarqué que la contribution majeure de l'investissement est le filtre à cellulose (17%), vu la grande surface nécessaire comme le débit à traiter est important, suivi du bruleur (16%), du sécheur (12%) et de la séparation des produits de pyrolyse (11%).

Concernant les coûts opératoires, il s'avère que les coûts en personnel sont les plus élevés (46%), suivi de l'électricité (24%). Au total, 3 opérateurs étaient nécessaires pour faire fonctionner l'installation, en plus du personnel de maintenance et du personnel administratif.

Enfin le rendement des produits formés est repris dans le graphique de la Figure III-31 (reprend les données déjà citées plus haut), en plus des revenus liés à la vente des produits, et les économies réalisées sur la filière d'épuration.

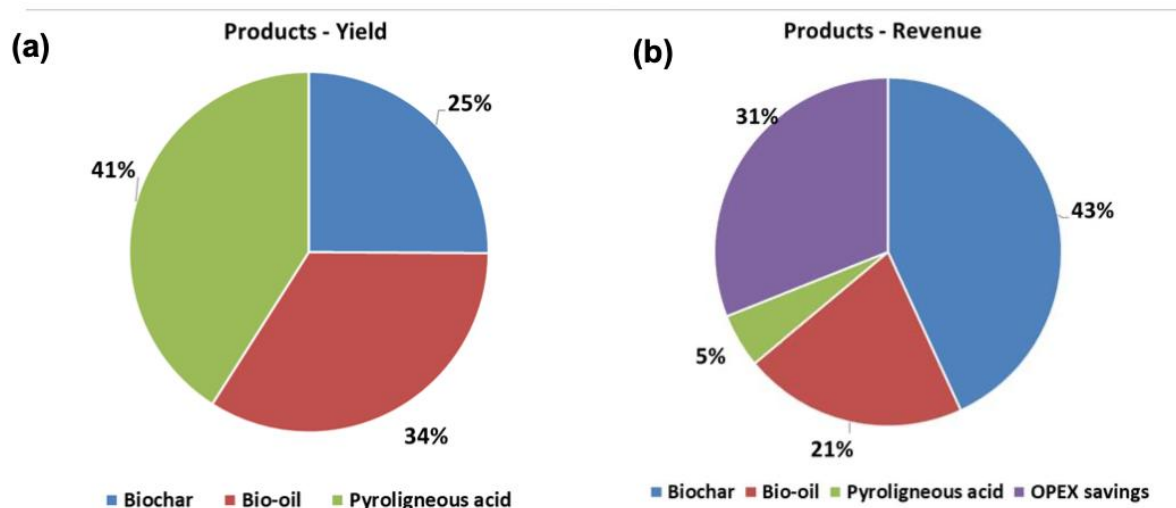


Figure III-31 - Rendement en produits (a) et revenus liés aux produits et aux économies (b) (Khan M, 2021a)

Il peut être remarqué que l'acide pyroligneux est le produit majoritairement formé. Cependant, il n'est pas pur et les prix du marché doivent être adaptés (0,1 au lieu de 0,5 €/kg).

L'estimation du prix de vente minimum des différents produits a été réalisée et est de 1,06 €/kg pour le biochar (non activé), 0,25 €/kg pour le bio-oil et de -0,11€/kg pour l'acide pyroligneux. Ces valeurs sont largement inférieures aux estimations de prix de marché (respectivement 24%, 50% et 206%). Les économies liées à l'élimination de la cellulose des eaux usées sont plus importantes que les revenus issus de la vente de chaque produit individuel.

L'activation du biochar induit une perte de produit, jusqu'à 50% si l'activation est physique, 25% si l'activation est chimique (acide phosphorique). Le CAPEX et l'OPEX ont augmenté dans le cas de l'activation physique en plus d'une baisse des revenus (prix minimum de vente supérieur au prix de marché). Par contre l'activation chimique a permis de doubler la surface spécifique du charbon par

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 110 sur 210

rapport à l'activation physique, permettant beaucoup plus d'applications. Malgré l'augmentation du CAPEX et de l'OPEX, les revenus ont largement augmenté vu la plus grande valeur sur le marché du charbon activé (2,63 €/kg, au lieu de 1,4 €/kg).

Des recommandations sur l'optimisation énergétique de l'installation ont été données dans ce même rapport. (Khan M, 2021a)

III-4.6. Enjeux, opportunités et axes de recherche

La pyrolyse permet de générer des produits divers tels que le biochar, le bio-oil, et l'acide pyroligneux à partir des boues de station d'épuration. Les proportions et compositions de ces produits dépendent des conditions opératoires. Le biochar, issu de la pyrolyse des boues permet d'améliorer la fertilité des sols en agriculture, d'éliminer les polluants organiques, et peut être activé pour améliorer ses propriétés adsorbantes. Le bio-oil peut être utilisé dans la production d'électricité, les transports, et la fabrication de produits chimiques. L'acide pyroligneux trouve des applications dans la production de polymères, d'agents nettoyeurs, et comme source de carbone dans les stations d'épuration.

Les avantages de cette approche incluent la réduction des déchets à éliminer des stations d'épuration, l'utilisation de matières premières renouvelables et la production de produits à haute valeur ajoutée. Cependant, des défis subsistent, notamment la concentration en métaux toxiques dans le biochar et la purification nécessaire des produits de pyrolyse en raison de la diversité des composés organiques présents.

Bien que la pyrolyse soit une technologie mature, des efforts sont nécessaires pour optimiser la production à partir d'eaux usées, notamment en intégrant cette étape dans les stations d'épuration. Des études de cas, comme le projet Pilote WOW ! aux Pays-Bas, traitent des défis opérationnels et suggèrent des recommandations pour une mise en œuvre réussie.

En termes économiques, le coût du biochar produit à partir des boues de station d'épuration le rend compétitif sur le marché. Les coûts d'investissement et opératoires de l'ensemble du processus dépendent de plusieurs facteurs, avec des implications significatives sur la rentabilité. Les revenus potentiels issus de la vente des produits et les économies liées à la réduction des déchets doivent être évalués pour une analyse économique approfondie.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 111 sur 210

III-5. Biodiesel

III-5.1. Description

Le biodiesel est un carburant renouvelable constitué d'esters méthyliques d'huiles végétales (EMHV). Celui-ci a des propriétés similaires au diesel d'origine fossile, malgré une composition tout à fait différente vu que le diesel fossile, ou « pétrodiesel », est constitué d'un mélange d'hydrocarbures saturés et d'hydrocarbures aromatiques. Il est également biodégradable et donc moins dangereux pour l'environnement. Il est généralement synthétisé à partir d'huiles végétales comestibles, qui contribuent à hauteur de 70% à 85% de son prix total. De plus, la production de ces huiles entre en compétition avec la production de nourriture. D'autres alternatives riches en lipides ont donc été investiguées pour sa production, telles que les boues de station d'épuration. Les lipides contenus dans ces boues peuvent être divisées en 7 catégories : acides gras, tryglycérides (graisses et huiles), cires, phospholipides, sphingolipides, lipopolysaccharides et isoprénoides. Les acides gras peuvent également être sous forme de savon (formation d'un sel en présence d'une base).

Les phospholipides proviennent de la membrane cellulaire des microorganismes qui représente environ 25% de la matière sèche de la cellule. On estime que leur teneur en huile dans les boues secondaires est de l'ordre de 2 à 12% de la matière sèche (moyenne de 7%). De plus leur composition en acides gras est excellente pour la production de diesel (C10 à C18).

En fonction du procédé de traitement utilisé dans les stations d'épuration, les lipides peuvent se retrouver dans les boues primaires, dans les boues secondaires ou encore dans les résidus de prétraitement des graisses et huiles (FOG). Cette dernière source est particulièrement riche en lipides, avec près de 30% de la DCO des eaux usées, correspondant à 36 à 120 g de DCO par habitant et par jour et semble être la plus adaptée à ce procédé au vu de leur forte teneur en lipides. (Urrutia *et al.*, 2016) (Kargbo, 2010) (Khan and (Vito, 2021) (WOW! State of the art report, 2019). Avec un coefficient de conversion de 2,03 gDCO/gFOG, la quantité de lipides est estimé à 13 à 16 g de lipides par habitant et par jour. Une autre source fournit une valeur un peu plus faible, avec un contenu en lipide de 19% de la DCO, ce qui revient à 11 g de lipides par habitant et par jour.

Selon (Pikaar *et al.*, 2022), la quantité de FOG récupéré par les pièges à graisse est de 50 à 80% (moyenne : 65%). De plus, selon (WOW!, 2020), 65% des lipides extractibles sont adaptés à la production de biodiesel.

Ces lipides sont principalement retrouvés dans les FOG (prétraitement des stations d'épurations), mais atteignent également la décantation primaire et le bassin de boues activées et finissent par se retrouver dans les boues primaires et secondaires.

Les lipides dans les eaux usées sont un problème car ils causent des dépôts et des bouchons dans les conduites et installations. Il a été estimé que le coût lié au nettoyage des égouts est de 1 € par personne et par an, à savoir près de 500 millions d'€ par an en Europe. En plus de cela, les lipides ont un effet négatif sur le transfert d'oxygène aux micro-organismes et diminuent la capacité de décantation des boues.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 112 sur 210

Actuellement, ces lipides, lorsqu'ils sont valorisés, le sont principalement pour la production de biogaz par digestion anaérobie. (WOW! State of the art report, 2019)

III-5.2. Applications

Le biodiesel peut être utilisé en remplacement du diesel d'origine fossile dans les moteurs conventionnels. Il possède certaines qualités techniques adaptées à ces moteurs, en plus de générer moins d'hydrocarbures imbrulés, moins de CO et moins de particules fines.

Une étude de marché a défini le prix du marché du biodiesel, qui s'élève de 0,8 à 1,04 €/kg. Dans la littérature, on peut retrouver quelques prix de production du biodiesel qui basent sur différentes ressources. Ceux-ci sont repris dans la liste suivante pour comparaison (Khan and (Vito, 2021) :

- **Boues de station d'épuration : 0,94 - 0,98 – 1,1 €/kg**
- **Piège à huile et graisses : 1,2 €/kg**
- Huiles acides : 0,9 €/kg
- Huile de calophyllum : 0,6 €/kg
- Huile de tournesol : 1,6 €/kg
- Biomasse de microalgues : 16,2 €/kg
- Huile de jatropha : 0,7 €/kg
- Huile de palme : 0,7 €/kg
- Huiles usagées : 0,8 €/kg

III-5.3. Procédés de fabrication

Les graisses et huiles retrouvées dans les plantes et les animaux, et donc retrouvés dans les eaux usées, sont principalement composées de triglycérides, qui sont des esters formés par la réaction entre des acides gras et le glycérol. On y retrouve également des phospholipides, des cires, des savons et des acides gras libres. Les phospholipides et les cires, présents sous forme solides (« gommes »), doivent généralement être éliminés car ils ne peuvent pas être convertis en EMHV par les méthodes conventionnelles de production du biodiesel sans un traitement supplémentaire (utilisation de lipases pour les phospholipides par exemple). (Brian He and Bi, 2017) (Urrutia *et al.*, 2016)

Des conditions de croissance optimales pour certains micro-organismes accumulateurs de lipides, tels que *Microthrix parvicella*, peuvent être mises en place pour accroître la quantité de lipides récupérés dans les boues secondaires. (Muniz Sacco *et al.*, 2022)

Si on se concentre sur les lipides issus des **boues primaires** (différent des graisses et huiles séparées lors du prétraitement), la composition n'est plus la même (moins d'acides gras et de triglycérides et plus de savons). Un exemple de la composition est repris dans le Tableau III-22. Les savons peuvent être retransformés en acides gras libres par ajout d'un acide fort (minéral ou organique (acide formique)). (Pastore *et al.*, 2015)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 113 sur 210

Tableau III-22 - Compositions des lipides des boues primaires extraits avec de l'hexane (sans les huiles et graisses du prétraitement) (Pastore et al., 2013)

<i>Composés</i>	<i>Pourcentage massique</i>
<i>Savons</i>	70%
<i>Acides gras libres</i>	9,2%
<i>Esters méthyliques d'acides gras (EMHV)</i>	5,1%
<i>Glycérides</i>	4,8%
<i>Cires</i>	2,5%
<i>Stérols</i>	2,3%

La première étape de la production de biodiesel est l'extraction des lipides des boues de station d'épuration, ou d'autres déchets. Il existe plusieurs méthodes qui se basent sur des boues préalablement épaissies et acidifiées (comme la transestérification en deux étapes), mais la déshydratation semble toutefois être une étape fortement utile, même si elle est énergivore. En effet l'utilisation de boues brutes provoque des problèmes pour l'extraction des lipides au vu de leur viscosité. De plus la consommation des solvants est plus importante, les cuves doivent être surdimensionnées et, l'extraction se faisant généralement à une température plus élevée que la température ambiante, la consommation énergétique est également plus importante (à cette étape). Généralement un solvant tel que de l'hexane (ou un mélange de solvants) est utilisé pour extraire les lipides. Des solvants d'origine végétale, biodégradables, pourraient être également utilisés. Un comparatif du prix final du biodiesel en fonction de différents solvants montre d'ailleurs sa forte influence (Siddiquee and Rohani, 2011):

- Ethanol : 0,90 \$/L
- Méthanol : 0,89 \$/L
- Hexane : 0,76 \$/L
- Toluène : 0,74 \$/L

Il existe quatre technologies pour la transformation des lipides en biodiesel :

- 1) La transestérification par catalyse basique (adaptée aux matières premières pauvres en acides gras libres (< 1%))
- 2) L'estérification/transestérification par catalyse acide (adaptée aux matières premières riches en acides gras libres (> 1%)).
- 3) La transestérification en deux étapes (adaptée aux matières premières riches en acides gras libres).
- 4) La transestérification enzymatique (adaptée aux matières premières riches en acides gras libres)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 114 sur 210

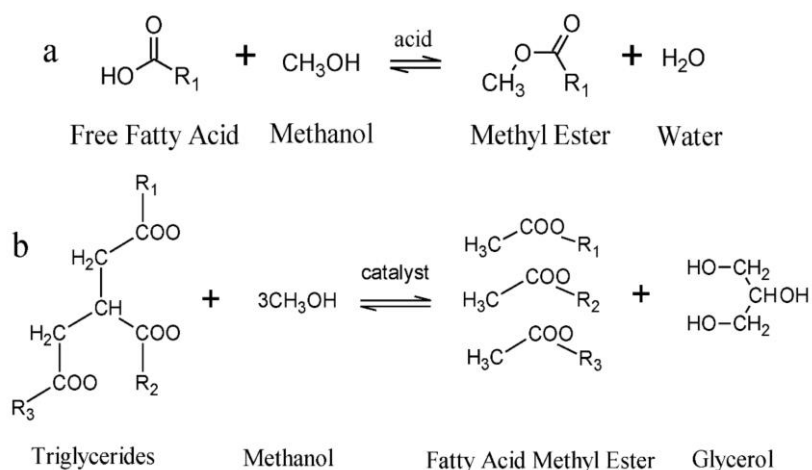


Figure III-32 - Réactions d'estérification (a) et de transestérification (b) pour la transformation des lipides en biodiesel (Alsultan et al., 2021)

Dans le cadre de la production de biodiesel : la transestérification consiste à faire réagir du méthanol, ou du méthanolate de sodium avec les triglycérides (esters de glycérol avec trois acides gras), en présence d'un catalyseur pour former des esters méthyliques d'acides gras et du glycérol (Figure III-32 – b). L'estérification consiste, elle, à faire réagir les acides gras libres (c'est-à-dire, qui ne sont initialement pas estérifiés) en présence de méthanol et d'un catalyseur acide pour former l'ester méthylique correspondant (Figure III-32 – a).

Généralement une base forte est utilisée dans les procédés conventionnels de fabrication de biodiesel à partir d'huiles riches en triglycérides et pauvres en acides gras libres car la réaction est très rapide. Dans le cas où un catalyseur basique est utilisé, l'eau doit être préalablement éliminée des matières premières car sa présence durant l'étape de la transestérification induit la production de savon plutôt que du biodiesel. Un prétraitement énergivore est donc nécessaire pour les sécher et les déshydrater. Cette consommation énergétique représente environ 50% du coût de production du biodiesel. (Usman, Cheng and Cross, 2023) De plus, la présence d'acide gras libres induit une surconsommation de base et une production de savon problématique pour la séparation ultérieure.

Les acides gras libres sont retrouvés en concentration plus importante dans les boues de station d'épuration que dans les huiles traditionnellement utilisées pour la production de biodiesel. La transestérification par un catalyseur basique n'est donc pas adaptée dans ce cas car ces acides gras libres ne seraient pas convertis en biodiesel, en plus d'une forte consommation énergétique pour le séchage des boues. (Ahmed and Huddersman, 2022) Il est donc préférable de réaliser une transestérification en présence d'un catalyseur acide pour ce type de matière, malgré le fait qu'elle soit plus lente. Ce type de procédé permet à la fois de transestérifier les glycérides, mais également d'estérifier les acides gras libres préalablement à la transestérification, pour produire des EMHV dans les deux cas. Les réactions se déroulant lors de ces procédés sont repris à la Figure III-32. À noter que l'acide permet également de transformer les savons en acides gras libres qui peuvent à leur tour être transformés en esters. (Pastore et al., 2013)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 115 sur 210

L'estérification/transestérification en deux étapes semble être l'option la plus viable dans ce cas-ci (forte concentration en acides gras libres). Les boues et graisses n'ont pas besoin d'être séchées pour la première étape qui consiste à faire réagir un acide fort avec du méthanol pour estérifier les acides gras libres. Ensuite une extraction avec un solvant est réalisée. Puis le résidu sec obtenu après évaporation du solvant peut être mis en contact avec une base forte pour transestérifier les triglycérides sans risque de produire des savons. (Urrutia *et al.*, 2016)

Deux types de catalyseurs acides peuvent être utilisés lors de la transestérification : homogène et hétérogène. En général, la catalyse homogène par ajout d'un acide fort est utilisée, mais elle pose des problèmes de corrosion et des difficultés de séparation des produits. L'utilisation d'un **catalyseur acide hétérogène** est préférable car la séparation des produits est plus facilement réalisée, en plus d'une meilleure recyclabilité. (Rizwanul Fattah *et al.*, 2020) Cela permet de réduire l'impact environnemental en plus de réduire les coûts de procédé. Les résines échangeuses d'ions cationiques sont par exemple largement utilisées pour l'estérification des acides gras libres. En revanche, il y a peu d'informations sur leur efficacité pour la transestérification. (Ahmed and Huddersman, 2022) Le chlorure d'aluminium peut être un catalyseur acide efficace. (Pastore *et al.*, 2015)

L'utilisation de lipases peut être intéressantes pour faciliter la séparation des produits, minimiser le traitement des effluents et éviter des réactions secondaires. Cependant, la vitesse de réaction est relativement lente, en plus d'un coût très élevé. (Siddiquee and Rohani, 2011)

L'effet de la présence d'eau dans les boues lors de la transestérification a été étudié ainsi que la manière dont la transestérification est réalisée (directement sur les boues, ou après une étape d'extraction par un solvant). Il apparaît que si les boues ne sont pas préalablement séchées (14% MS après centrifugation), l'équilibre est moins favorable à la formation d'ester et la quantité d'acides gras libres reste encore trop importante, ce qui diminue la qualité du biodiesel. Celle-ci pourrait être améliorée mais nécessiterait des volumes de réacteurs plus importants. Dans ces deux cas, la faisabilité économique entrave la mise en œuvre industrielle. Dans le cas de l'utilisation d'un solvant (hexane) pour dissoudre préalablement les lipides des boues humides, les résultats obtenus sont similaires à ceux de la transestérification directe sur les boues sèches, mais nécessite une étape supplémentaire. (Pastore *et al.*, 2013)

Enfin la purification finale du biodiesel réalisée par distillation sous vide permet de récupérer d'autres composés valorisables, tels que des stérols, cires, alcools aliphatiques, carotènes et lycopes. (Gherghel, Teodosiu and De Gisi, 2019)

La source suivante (Ahmed and Huddersman, 2022), fournit un tableau qui reprend plusieurs rendement massiques de conversion en biodiesel pour différents substrats (FOG, boues, déchets,...) et différents catalyseurs⁷.

⁷ Les rendements rapportés sont globalement > 60%, 82 % en moyenne

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 116 sur 210

III-5.4. Degré de maturité de la technologie

La production de biodiesel est une technologie largement utilisée à travers le monde depuis plusieurs décennies. Le procédé de production par transestérification des graisses végétales et animales est bien établi, même si de nouvelles avancées technologiques (nouveaux catalyseurs, méthodes de production plus efficaces) continuent à être étudiées pour améliorer l'efficacité du procédé.

Le degré de maturité du procédé dépend toutefois des matières premières utilisées. En effet, si la production de biodiesel à partir d'huiles végétales (colza, soja, tournesol) est relativement mature, que la production de biodiesel à partir de matières premières non alimentaires telles que les résidus des stations d'épuration, bien que de nombreux procédés aient été étudiés et approuvés dans la littérature, est toujours en cours de développement. Nous avons toutefois identifié trois procédés à grande échelle établis au Royaume-Uni et aux Pays-Bas décrit au point III-5.5.6. .

Il a été démontré en 2017 que le bilan économique et la faisabilité à l'échelle industrielle de l'utilisation des boues primaires et secondaires des stations d'épurations pour la production de biodiesel étaient un frein au développement de cette technologie en Région Wallonne. (ISSEP, 2017)

III-5.5. Étude de cas

III-5.5.1. Analyse à l'échelle du laboratoire et extrapolation (2009): (Mondala et al., 2009)

Analyse économique réalisée sur une extrapolation des essais réalisés à l'échelle du laboratoire et adaptée à une station d'épuration américaine.

À noter que les auteurs considèrent que les boues primaires comprennent également les graisses et huiles séparées lors du prétraitement des eaux usées, ce qui en fait un substrat plus riche pour la production de biodiesel.

Caractéristiques du procédé et hypothèses (2009):

- Débit d'eaux usées traitées : 114 000 m³/an
- 95% d'élimination de la DBO5
- 0,65 kg de boue (primaire et secondaire) produite par kg de DBO5.
- 20% des boues sont perdues
- Boues déshydratées : 53% du prix total
- Rendement EMHV : 10% de la masse de boues produites
- Catalyse acide : H2SO4
 - o 5% H2SO4 (v/v)
- Ratio massique méthanol/boues : 12:1
 - o Méthanol réutilisé 40 fois maximum
- Production annuelle de biodiesel : 1160 m³/an
- Autres données reprises dans le tableau en annexe (Tableau VIII-1 en annexe)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 117 sur 210

Le coût du biodiesel produit dans ce cas était de 0,85 \$/L (1,27 \$/L pour du pétrodiesel), ce qui le rend compétitif malgré le séchage des boues qui rend compte de de la moitié du coût de production (0,45 \$/L).

III-5.5.2. Etude à l'échelle laboratoire du traitement des graisses et huiles issues du prétraitement des eaux usées (2015) (Pastore et al., 2015)

Dans cette étude, les graisses et huiles récupérées contiennent beaucoup d'acides gras libres (50-55%) et de savon, à savoir des acides gras de calcium (26-32%).

Un séchage de ces graisses est tout d'abord réalisé. Le savon est ensuite transformé en acide gras libre par ajout d'acide formique.

Une extraction à l'hexane est réalisée suivie d'une estérification/transestérification au méthanol en milieu acide à l'aide de chlorure d'aluminium.

L'ensemble des manipulations durent environ 3-4 heures.

Le rendement obtenu est de 72% en EMHV (relativement aux FOG), dont la pureté avoisine les 96%.

À noter que les résidus graisseux des déshuileurs (12,5% de MS) contiennent 12% de FOG. Le rendement global en EMHV relativement aux résidus de déshuileurs est de 8,64%.

Pour un kg d'acides gras volatile, on obtient environ 1 kg de EMHV dont la valeur sur le marché est de l'ordre de 1 €/kg (0,85 €/L). Les principaux coûts de production sont le méthanol (125 g/kgAGL, estimé à 0,1 €) et l'acide formique (50 g/kgAGL, 0,05 €), ainsi que l'apport de chaleur dont le coût est estimé à 10% du coût du produit fini.

Il peut être remarqué que cette source est particulièrement adaptée à la production de biodiesel, au vu de sa teneur très élevée en acides gras libres et en savons (qui peuvent être retransformés en acides gras libres). Le prix final montre que ce biodiesel entre en compétition avec les autres sources de biodiesel.

À noter que pour une même quantité d'acides gras libres (1kg), on pourrait produire au maximum 1 Nm³ de bio-méthane, dont le prix sur le marché est de 0,25 € (2015).

III-5.5.3. Analyse technico-économique sur base d'un procédé pilote UniLux & Remondis (Khan and (Vito, 2021)

Un procédé de démonstration de la faisabilité de la production de biodiesel à partir de boues de stations d'épurations a été mené en collaboration avec l'université du Luxembourg (UniLux) et Remondis, une entreprise Allemande. Une extrapolation à l'échelle industrielle a ensuite été réalisée sur base de données issues de la littérature.

Peu d'informations sont disponibles sur le procédé, d'autant plus que toute la partie liée à la production de lipides et à la transestérification n'avaient pas encore été finalisée au moment du

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 118 sur 210

rapport et l'analyse technico-économique a été réalisée sur base de données issues de la littérature. La méthode utilisée est l'estérification/transestérification directe par un acide fort à chaud, dans du méthanol, après séchage des boues. Des informations plus précises par rapport à la consommation en énergie et en réactifs de chaque étape individuelle, ainsi que les différents rendements sont repris dans le rapport (Khan and (Vito, 2021). Un exemple de bilan de matière et d'énergie est repris à la Figure III-33.

Toutes ces valeurs sont basées sur le rapport suivant : (Muniz Sacco *et al.*, 2022) dans lequel il y a de grosses incohérences. Les rendements ne sont pas du tout corrects. Les valeurs fournies ne seront donc pas considérées.

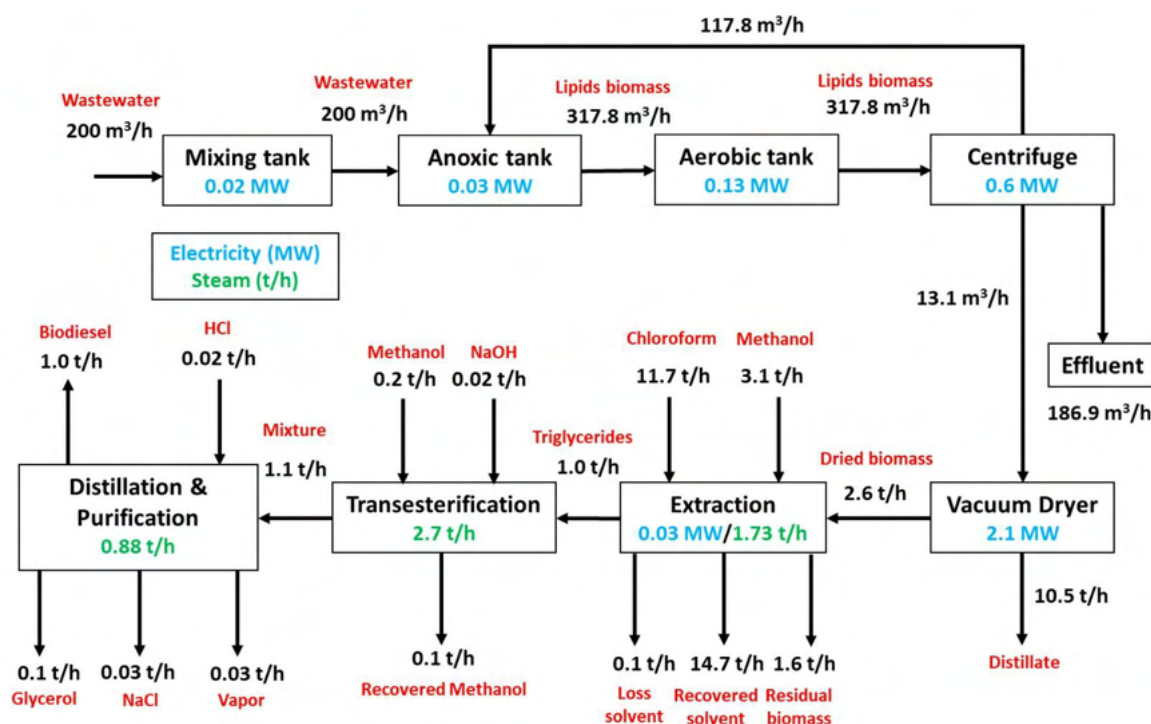


Figure III-33 - Pilote UniLux & Remondis, bilan de matière et d'énergie (Khan and (Vito, 2021)

Une analyse économique, ainsi qu'une analyse de sensibilité ont été réalisées et les données liées aux coûts d'investissement et de fonctionnement, et aux besoins en personnel sont également repris dans ce rapport. Un schéma global reprenant le CAPEX et l'OPEX pour une STEP traitant 200 m³/h d'eaux usées est repris à la Figure III-34.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 119 sur 210

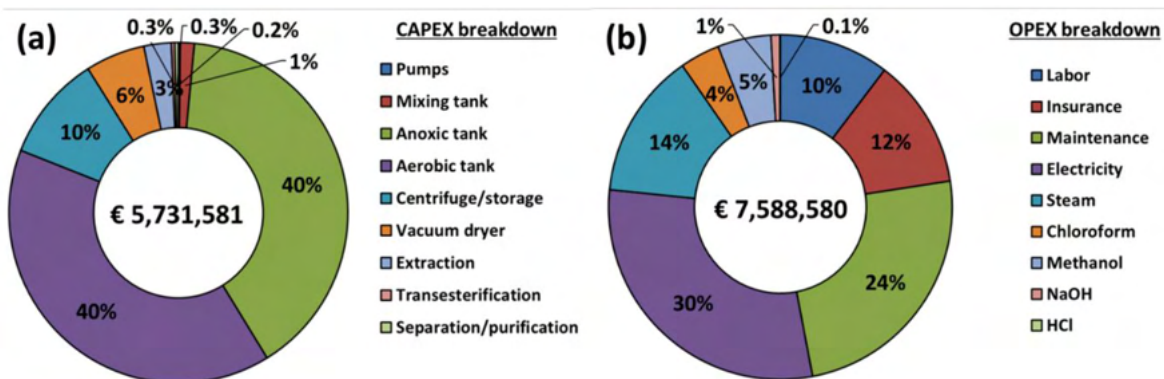


Figure III-34 - Répartition du CAPEX et de l'OPEX pour une installation de production de biodiesel (Khan and (Vito, 2021)

Le coût de production du biodiesel au kg a été établi et détaillé à la Figure III-35. Celui-ci est de 1,59 €/kg (1,40 €/L), ce qui est largement au-dessus de la valeur du marché (0,92 €/kg) et des valeurs rapportées par la littérature. Le CAPEX semble être le plus grand contributeur, suivi des besoins en énergie pour le séchage. À noter que le montant du CAPEX est ici élevé car l'estimation intègre les bassins d'anoxie et d'aérobie (80% du CAPEX). Les autres sources ne considèrent généralement pas ces éléments qui sont considérés comme étant déjà existants.

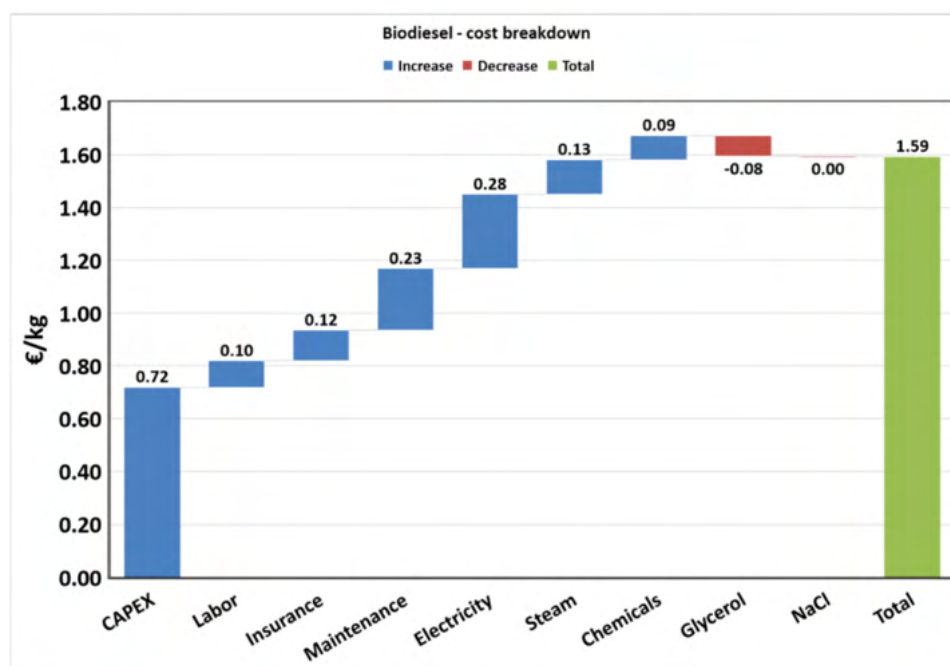


Figure III-35 - Coût du biodiesel - projet UniLux & Remondis (Khan and (Vito, 2021)

III-5.5.4. *Projet BioBos – ISSeP (CRM & CRA-W)* (ISSEP, 2017)

Ce projet a été établi par l'ISSeP dans le cadre des objectifs du « Paquet Climat-Energie » de l'Union Européenne.

Il s'agit de proposer un pilote de conversion des lipides extraits des boues de stations d'épuration en respectant des critères économiques, énergétiques et environnementaux. Un développement à l'échelle du laboratoire a été réalisé et une transposition à l'échelle semi-industrielle a été proposée si la rentabilité économique est validée.

Tout d'abord le contenu en lipides des boues de station d'épuration wallonnes a été déterminé ainsi que d'autres paramètres utiles. Uniquement les boues primaires et secondaires ont été considérées. Les graisses et huiles issues du prétraitement n'ont pas été pris en compte malgré leur fort potentiel. La teneur moyenne en lipide (sur la matière brute) est la suivante : (Kech *et al.*, 2018)

- Boues primaires : 1,32%
- Boues secondaires : 1,06%

Dans cette étude aucune technique d'extraction respectant les critères économiques, environnementaux et énergétiques n'a pu être identifiée. Une méthode combinée permettant de s'affranchir de cette étape a donc été envisagée, en extrayant et en convertissant ces lipides en une seule étape. De plus cette méthode permet d'utiliser des boues brutes, et donc d'éviter de devoir sécher les boues. Celle-ci consiste à utiliser des enzymes lipases, biodégradables (catalyseur enzymatique commercial : Eversa Transform 2.0). Dans les meilleures conditions, un rendement en biodiesel de 6,8% équivalent boue sèche a pu être obtenu.

Une évaluation économique a été ensuite réalisée sur base des valeurs obtenues à l'échelle du laboratoire extrapolées à l'échelle semi-industrielle en simulant un module de conversion intégré à une station d'épuration. Un tableau récapitulatif est repris ci-dessous.

Tableau III-23 - Évaluation économique de la production de biodiesel - projet BioBos (ISSEP, 2017)

Manufacturing costs assessment ⁽⁴⁾ €/ton wet sludge	
Input materials	
Sludge fee	+40
Methanol (wet sludge wt ratio 1:3)	-0.67
Enzyme (1%wt wet sludge)	-130
Power and commodities	-11.21
Staff (overheads included)	-4.07
Maintenance	-7.47
Depreciation and amortization (13.6%)	-33.87
Revenue (Products)	
Glycerol	+0.4
FAMES	+9
Gross margin (€)	-137.89

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 121 sur 210

Comme indiqué dans le Tableau III-23, les résultats sont défavorables et le procédé n'est pas rentable. La teneur en lipides dans les boues est une des causes principales, car elle ne permet pas d'atteindre des rendements élevés. Le coût des enzymes est également très élevé. À noter que les revenus positifs sont principalement dus aux prix de la redevance forfaitaire, et non au prix de revente du biodiesel.

La transposition à l'échelle semi-industrielle n'a donc pas été réalisée comme les critères de rentabilité n'ont pas été remplis.

L'augmentation du prix du diesel (+ 60% entre 2017 et 2022 (Energiafed, no date)), et le développement de nouveaux catalyseurs pourraient inverser la tendance et rendre ce projet rentable. (ISSEP, 2017)

L'utilisation des graisses et huiles issues du prétraitement des eaux usées pourrait être également plus rentables au vu de leur concentration plus importante en lipides.

III-5.5.5. *Projet pilote de production de biodiesel à partir d'eaux usées enrichie en micro-organismes accumulateurs de lipides*

Une installation pilote a été installée sur le site d'une station d'épuration existante au Luxembourg de 24.500 EH (procédé de boues activées).

La particularité de cette installation est qu'elle optimise les conditions pour augmenter la concentration en micro-organismes accumulateurs de lipides, en particulier *Microthrix parvicella*. Ce pilote se focalise sur la production de lipides. Il n'y a pas d'informations à propos de la technique utilisée pour l'estérification/transestérification.

Cette étude a permis de montrer la faisabilité d'une telle installation, et que le contenu en lipide dans les bioréacteurs peut être augmenté jusqu'à 74%. De plus, la quantité de biodiesel produit est largement plus importante, passant de 2 t/an à 11t/an. Ces valeurs pourraient être encore plus élevées dans d'autres stations d'épuration car les eaux usées entrant dans celle-ci n'étaient pas très concentrées en matière organique.

III-5.5.6. *Procédés à grande échelle de production de biodiesel à partir de FOG : Argent Energy & Eco-Clarity* (Argent Energy, 2022) (Argent Energy, no date)

Argent Energy est une société anglaise produisant du biodiesel dit « de seconde génération ». La capacité de production est de ~ 250 kt/an sur 3 sites : 2 aux Royaume-Uni (Motherwell et Stanlow) et un aux Pays-Bas (Amsterdam).

Le biodiesel est produit de manière industrielle à partir de déchets alimentaires, d'huiles usagées et d'autres déchets riches en huiles et graisses.

Argent Energy et Eco-clarity ont récemment créé un partenariat dans lequel Eco-clarity se charge de séparer les graisses et huiles des eaux usées pour les purifier (procédé à 60°C, utilisant le quart de

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 122 sur 210

l'énergie généralement requise pour ce type de procédé). Les huiles récupérées sont ensuite concentrées de 5% à 98% avant d'être convertie en biodiesel par le procédé Argent Energy.

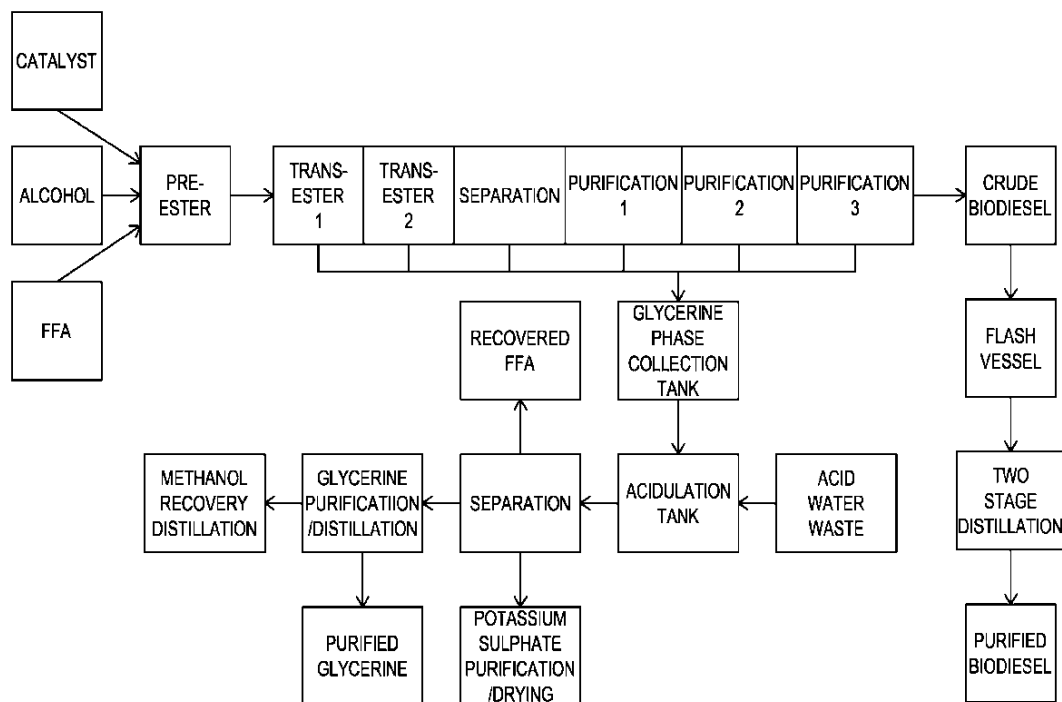


Figure 3

Figure III-36 : Procédé de production de biodiesel par pré et transestérification Argilent Energy (extrait du brevet US2017369803A1)

III-5.6. Synthèse des données issues de la littérature

Sur base des différentes études de cas détaillées en III-5.5 et autres données issues de la littérature, le Tableau III-24 synthétise les données utilisables pour l'évaluation des possibilités de production de biodiesel à partir des eaux résiduaires urbaines.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 123 sur 210

Tableau III-24 : Synthèses des données bibliographiques

caractéristique	Commentaire	Valeur(s) retenue(s)
Conversion FOG-DCO	2,03 gDCO/gFOG (WOW! State of the art report, 2019) 2,3 gDCO/glipides D'un point de vue purement stœchiométrique, le ratio DCO/acides gras est de l'ordre de 2,8) 3 g/g.	La Valeur rapportée par le Cemagref étant établies sur l'analyse d'une centaine d'échantillons d'effluents domestiques et agroalimentaires, nous adopterons cette valeur 2,3 gDCO/gFOG
Quantité FOG dans les eaux résiduaires	Émissions journalière de FOG par EH : - 20 g/EH.jour (Culot, 1997) - 16 g/EH.jour (WOW!, 2020) - 13 à 16 g/EH.jour (WOW! State of the art report, 2019) (30% DCO_{FOG}/DCO) - 11 g/EH.jour (WOW! State of the art report, 2019) (19% DCO_{FOG}/DCO) Concentration en FOG dans les eaux usées : 30 à 150 gFOG/m³ (Culot, 1997) 30-40% DCO_{FOG}/DCO (Frkova <i>et al.</i>, 2020)	Nous considérerons que 30% de la DCO à l'entrée des STEP associées aux FOG, soit 36 g DCO/EH (sur base de l'EH RW de 120 g DCO), soit 15-16 g FOG/EH
Quantité récupérable par les pièges à graisse	50 à 80% (Pikaar <i>et al.</i>, 2022) L'efficacité des déshuileurs des STEP en Région wallonne a été estimée sur base des quantités de graisses évacuées annuellement et des charges traitées par les STEP rapportées dans déclarations environnementales des OAA, notamment (IDEA Intercommunale, 2015)(IGRETEC Intercommunale, 2016) Sur cette base, la fraction de la DCO entrante exportée par les boues de déshuileurs s'établit à maximum 4% (on notera que cela correspond environ à 15 % en masse des graisses présentes dans l'influent). Cette valeur pourrait être ponctuellement plus élevée sur les influents mixtes ERU/ERI si la part d'effluents graisseux (IAA en particulier) est importante.	4 % de la DCO totale in

Proportion de lipides pouvant être transformés en biodiesel parmi les FOG récupérés	65% (WOW!, 2020)	65%
Rendement de production de biodiesel	0,235 kgbiodiesel/kglipides,saponifiables (WOW!, 2020)	

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 125 sur 210

III-5.7. Enjeux, opportunités et axes de recherche

La production de biodiesel à partir d'eaux usées est une des réponses aux défis environnementaux actuels. Le biodiesel présente des propriétés similaires au diesel fossile tout en étant biodégradable et biosourcé. Les boues de station d'épuration sont une source prometteuse de lipides pour la synthèse d'un biodiesel de deuxième génération, réduisant ainsi la compétition avec les ressources alimentaires. En particulier, les graisses et huiles issues du prétraitement des eaux usées (qui posent des problèmes d'obstruction des canalisations des installations) sont particulièrement adaptés à la production de biodiesel.

Il a été déterminé que le procédé le plus adapté dans ce cas est la transestérification en deux étapes au vu du contenu important en acides gras libres. Les catalyseurs acides hétérogènes, tels que le chlorure d'aluminium, sont des options prometteuses pour améliorer l'efficacité du processus. Les enzymes sont également très adaptées mais encore peu rentables.

Une étude de marché a évalué les coûts de production du biodiesel à partir de différentes sources, et a souligné la compétitivité des boues de station d'épuration. Cependant, malgré des avancées significatives, le degré de maturité technologique dépend des matières premières utilisées. Des études de cas détaillées, y compris des analyses économiques, révèlent les opportunités et les défis liés à la production de biodiesel à partir d'eaux usées.

En conclusion, malgré certains obstacles, tels que la rentabilité économique et l'efficacité des procédés, la production de biodiesel à partir d'eaux usées est un moyen prometteur pour contribuer à la durabilité environnementale tout en exploitant une ressource souvent considérée comme un déchet.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 126 sur 210

III-6. Acides carboxyliques à chaîne moyenne (MCFA)

III-6.1. Description

Les acides carboxyliques à chaîne moyenne (Medium Chain Fatty Acids, MCFA) sont des composés organiques formés d'une chaîne saturée de 5 à 11 carbones liés à un groupement carboxylique.

Il s'agit principalement des acides suivants, et de leurs isomères :

- Acide caproïque (C6)
- Acide caprylique (C8)
- Acide œnanthique (C7)
- Acide caprique (C10)
- Acide pélargonique (C9)
- Acide laurique (C12)

Les trois premiers acides cités étant les plus recherchés dans les procédés biologiques.

Ces acides sont similaires aux AGV mais ils possèdent une densité énergétique supérieure. Ils sont donc préférablement utilisés en tant que précurseurs pour la synthèse de biocarburants.

Leur hydrophobicité plus importante induit une diminution de leur solubilité et donc une meilleure efficacité et facilité de séparation. (Kehrein *et al.*, 2020)

III-6.2. Applications

Ces composés sont généralement produits à partir d'huiles naturelles (huile de palme, huile de coco, ...). Leur marché est restreint (< 10 000 t/an) et leur valeur sur le marché est élevée (environ 2 000 €/t), comme indiqué dans le Tableau III-2.

Ces produits se présentent sous forme d'une huile, rarement pure.

Les différentes applications sont les suivantes :

- Additifs alimentaires
- Substitut d'antibiotique
- Inhibiteur de corrosion
- Matière première pour des parfums, carburants, et plastifiants
- Huile

III-6.3. Procédés de fabrication

La transformation des acides gras à chaîne courte (AGV) en acides gras à chaîne moyenne par des microorganismes est réalisée par un procédé d'élongation de chaîne en présence d'un substrat, comme de l'éthanol, de l'acétate, ou encore de l'acide lactique.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 127 sur 210

La production de MCFA est généralement réalisée dans un procédé à une ou deux étapes.

- Dans un procédé à deux étapes, les eaux usées ou les boues issues du traitement de ces dernières sont d'abord fermentées en AGV et subissent ensuite une élongation de chaîne pour être converties en MCFA. L'acide lactique produit lors de la première étape peut être un substrat suffisant pour réaliser l'élongation de chaîne. Dans le cas contraire, de l'éthanol doit être ajouté. La présence d'un milieu riche en carbohydrates permet une plus grande production d'acide lactique.
- Ces deux procédés (fermentation et élongation) peuvent aussi être regroupés en un seul procédé afin de diminuer les coûts de capital mais il est plus difficile de maximiser le rendement comme chaque étape individuelle ne peut être optimisée (température, pH, etc.).

À noter que plus on désire obtenir des chaînes longues, et plus le ratio substrat (éthanol ou acide lactique) / AGV doit être important (supérieur à 4). Cela peut paradoxalement diminuer la sélectivité par oxydation de l'éthanol en acétate qui a son tour subit une élongation de chaîne. (Candry *et al.*, 2020)

La manière dont les MCFA sont extraits du milieu a également une importance sur le procédé car si ceux-ci ne sont pas soutirés du réacteur, ils peuvent induire une inhibition des microorganismes en s'accumulant. La meilleure approche est d'extraire en continu ces produits par extraction liquide-liquide (la plus grande hydrophobicité des MCFA permet une séparation sélective MCFA/AGV). (Grootscholten *et al.*, 2014; Angenent *et al.*, 2016)

III-6.4. Degré de maturité de la technologie

La découverte de la production microbienne de MCFA n'est pas récente mais cela reste toutefois un concept peu développé encore. Il n'y a d'ailleurs pas d'installations à grande échelle opérationnelles. Quelques installations industrielles sont toutefois en construction, mais exploitent d'autres sources que les eaux usées. (2022). En effet, la production de MCFA à partir d'eaux usées en est encore à un stade préliminaire et à un faible niveau de maturité technologique.

Pour que ce procédé devienne efficace et mature, certaines étapes doivent encore être franchies, telles que l'amélioration de la cinétique de production, de la sélectivité et du rendement de conversion du substrat. Comme pour les AGV, la récupération de ces composés doit encore surmonter quelques étapes, telles que l'empreinte environnementale liée notamment à l'utilisation de solvants toxiques, et le coût du procédé. (Pikaar *et al.*, 2022)

III-6.5. Etude de cas

1) ChainCraft

Il s'agit d'un démonstrateur semi-commercial situé à Amsterdam construit par Chaincraft, une entreprise néerlandaise qui vise la production de MCFA à partir de déchets alimentaires par

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 128 sur 210

acidification et élongation de chaîne par ajout d'éthanol. Ils prévoient de construire une installation industrielle permettant de produire 30 000 t d'acides gras par an (AGV et MCFA). Il n'y a pas d'autres informations accessibles sur le procédé. (Pikaar *et al.*, 2022) (*ChainCraft*, no date)

2) Afyren

Afyren est une entreprise française axée sur la production d'AGV et MCFA à partir de co-produits de l'industrie sucrière. Ils sont en train de construire une première usine d'une capacité de 16 000 tonnes par an. Il y a peu d'information à son sujet. (Pikaar *et al.*, 2022)

3) Capro-X

Il s'agit d'un projet commercial initié par une spin-off de l'Université Cornell qui vise à produire des MCFA à partir de lactosérum acide, qui est un déchet de l'industrie laitière et qui nécessite un traitement avant son rejet. Un procédé est en cours de test dans une usine de démonstration (réacteur de 5,6 m³). Il y a peu d'informations à son propos, mais des publications suggèrent que le procédé est réalisé en deux étapes : une fermentation (thermophile) du lactosérum acide utilisant de l'acide lactique, et ensuite une conversion du lactate en MCFA par un procédé mésophile. Dans cette étude, les deux étapes se déroulaient à un pH de 5, et les taux de production en MCFA étaient de 1,7 g/L.j avec une sélectivité de 66%. Des taux de production similaires (2,6 g/L.j) et une sélectivité allant de 58 à 83% ont été obtenus dans une autre étude à l'échelle du laboratoire en une étape à 30°C sans récupération de produits en ligne. (Pikaar *et al.*, 2022) (Duber *et al.*, 2018)

4) Divers procédés semi-pilote de production et d'extraction d'MCFA à partir d'effluents d'une usine de production de bioéthanol

Un procédé semi-pilote a été réalisé à partir d'effluents liquides issus de la production de bioéthanol dans un réacteur de 60 L fonctionnant à un pH de 5,0-5,5 avec extraction en continu du produit par pertraction (extraction liquide-liquide membranaire). L'alimentation était de 5 kgDCO /m³.j et la production d'MCFA était de 1,7 ± 0,6 g/L.j. En utilisant la pertraction comme méthode d'extraction, l'acide n-caproïque a été extrait avec une efficacité de 73%. (Carvajal-Arroyo *et al.*, 2021)

Dans un autre procédé utilisant également des eaux usées d'une installation de bioéthanol (contenant de l'éthanol et de l'acide lactique), la production d'MCFA a permis d'atteindre une concentration de 7 gMCFA/L, principalement de l'acide caproïque avec 81% de sélectivité) a été signalée à partir des eaux usées de la production d'alcool chinois

Ces procédés suggèrent que la production d'MCFA peut être réalisée plus efficacement à partir d'eaux usées industrielles riches en glucides comme leur fermentation permet de produire des substrats nécessaires à la production des MCFA (éthanol et acide lactique). (Pikaar *et al.*, 2022)

Enfin un procédé pilote (17 m³/h d'eaux usées) utilisant de la cellulose récupérée des eaux usées a été utilisé pour produire des MCFA, avec une productivité de 2,57 kgDCO/m³.j pour un taux de rétention de 6 jours. (Da Ros *et al.*, 2020) (Pikaar *et al.*, 2022)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 129 sur 210

5) Procédés de production d'MCFA à partir de boues de stations d'épuration

La production de MCFA à partir d'eaux usées en est encore à un stade préliminaire et à un faible niveau de maturité technologique. De faibles concentrations d'acide caproïque (représentant moins de 5% de la DCO des acides carboxyliques totaux) ont été mesurées dans des moûts de fermentation.

Récemment, plusieurs chercheurs ont tenté d'améliorer à l'échelle du laboratoire la production de MCFA lors de la fermentation de boues issues de stations d'épuration en y ajoutant de l'éthanol, produisant environ 2 à 2,5 g d'acide caproïque par litre. D'autres ont atteint des concentrations finales d'acide caproïque de 5 g par litre.

Enfin, une approche plus réaliste de la production de MCFA à partir des boues a été réalisée à partir de boues activées provenant de déchets organiques, notamment de déchets d'alcool et de sodas, d'aliments, de produits laitiers, de fruits, de matières grasses et d'huiles. La particularité de ce procédé est qu'il n'y a pas d'éthanol ajouté car celui-ci est produit in situ dans un bioréacteur. En faisant fonctionner un bioréacteur de 15 L à un pH de 5,0 en mode semi-continu, et en utilisant un mélange de boues primaires et de déchets organiques dans un rapport de 1:1, il a été possible d'obtenir une concentration en MCFA de 4 g/L avec une sélectivité d'environ 55%. Cette étude n'a pas pris en compte la récupération du produit. (Owusu-Agyeman, Plaza and Cetecioglu, 2020) (Pikaar *et al.*, 2022)

III-6.6. Enjeux, opportunités et axes de recherche

Les enjeux dans la production d'MCFA comprennent la nécessité d'optimiser la sélectivité et l'efficacité de production, de garantir la durabilité environnementale, et de maîtriser les coûts du procédé. Les opportunités sont la diversification des applications et la valorisation des déchets

Les axes de recherche comprennent l'optimisation des procédés de production, l'amélioration des méthodes d'extraction sélective, et le développement de procédés durables et rentables. Les études de cas sur des entreprises telles que ChainCraft, Afyren et Capro-X montrent des avancées prometteuses, mais il reste des défis pour intégrer pleinement les MCFA dans une économie durable.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 130 sur 210

III-7. Protéines microbiennes

III-7.1. Description

Les boues secondaires de stations d'épuration sont riches en protéines (environ 61%), en glucides (11%), en lipides (1%), et autres composants (27%). Étant donné que les protéines représentent environ 50% du poids sec des cellules bactériennes, et qu'elles sont utilisées dans l'alimentation animale pour fournir de l'énergie et de l'azote, la récupération de ces protéines à partir des boues d'ERU est une perspective prometteuse. Les eaux de rejet d'industries alimentaires sont particulièrement adaptées à la récupération de protéines, et à la production de protéines microbiennes étant donné qu'elles sont à priori dépourvues de pathogènes, contrairement aux eaux usées domestiques. (Gherghel, Teodosiu and De Gisi, 2019)

III-7.2. Applications

Ces protéines d'origine microbienne peuvent, en fonction de la qualité et du type des eaux usées traitées, être utilisées comme alimentation animale, comme engrais azoté organique, pour la production d'enzymes pour divers processus industriels, la fabrication de médicaments ou de produits thérapeutiques, la recherche scientifique, etc. Si les eaux de rejet considérées sont suffisamment « propres », comme celles des industries alimentaires, il est possible de récupérer directement des protéines qui seraient disponibles ou de mettre en culture le flux avec des micro-organismes adaptés pour l'accumulation de protéines. Des applications alimentaires peuvent être envisagées dans ce cas. (Gherghel, Teodosiu and De Gisi, 2019) (Pikaar *et al.*, 2022)

À noter que l'utilisation des protéines produites à partir des stations d'épuration des eaux usées est strictement interdite par la législation Européenne. (Kehrein *et al.*, 2020)

III-7.3. Procédés de fabrication

Les protéines microbiennes sont produites par des micro-organismes qui peuvent être soit directement récupérés dans les boues secondaires des stations d'épuration, ou soit être cultivés à partir des nutriments contenus dans les eaux usées ou encore à partir des AGV produits par digestion de la biomasse (boues primaires et secondaire).

Le processus de récupération des protéines à partir de boues implique plusieurs étapes :

- Solubilisation du matériau intracellulaire présent dans les boues, ce qui libère les protéines et d'autres composés intracellulaires dans la phase aqueuse. Pour y parvenir, différentes méthodes ont été développées, notamment des approches physiques, chimiques, physico-chimiques, biochimiques et hydrothermiques. Les méthodes physiques incluent l'utilisation de centrifugation, d'ultrasons et de membranes de filtration, tandis que les méthodes chimiques ou physico-chimiques consistent en des traitements acides ou alcalins, parfois combinés à l'hydrolyse. Les méthodes biochimiques font intervenir des enzymes ou un traitement assisté par des enzymes.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 131 sur 210

- Précipitation des protéines de la solution aqueuse.
- Séchage et, dans certains cas, purification des protéines récupérées pour obtenir un produit protéique final de haute qualité.
- Le processus de récupération peut également entraîner la solubilisation de métaux lourds et d'autres composés indésirables contenus dans les boues. Par conséquent, il est impératif de détoxifier les boues en éliminant les métaux lourds et les toxines, ainsi qu'en stérilisant le matériau avant de le valoriser pour produire des produits protéiques destinés à l'alimentation animale. (Gherghel, Teodosiu and De Gisi, 2019) (Türker, Selimoğlu and Taşpınar-Demir, 2021)

La production de protéines microbiennes à partir d'eaux usées en conditions axéniques nécessite la stérilisation de l'eau, ce qui rend l'opération irréalisable à cause du coût (8 €/m³).

L'idéal serait d'utiliser les AGV produits par digestion des boues, dans un réacteur membranaire afin d'extraire ceux-ci sans risquer d'avoir des contaminations. La composition en AGV étant ainsi plus stable, la stabilité globale du procédé serait améliorée. Deux types de micro-organismes pourraient ensuite être utilisés. Les premiers (purple non-sulfur bacteria) nécessitent l'utilisation de lampes infrarouges, et donc de photobioréacteurs. L'eau absorbant les infrarouges assez fortement, il y a donc de grandes pertes énergétiques et une optimisation de l'apport de lumière est nécessaire pour rendre le procédé rentable. Des procédés ont été déjà réalisés à l'échelle labo et pilote avec des cultures mixtes et le produit formé peut être utilisé comme nourriture animale (poissons et bétail). Les deuxièmes sont des bactéries aérobies hétérotrophiques qui sont cultivées de la même manière que les micro-organismes dans les boues activées, mais qui produisent beaucoup plus de protéines de meilleure qualité. (Alloul *et al.*, 2018)

III-7.4. Degré de maturité de la technologie

La production de protéines par culture microbienne à partir d'eaux de rejet (dont la composition est adaptée) est toujours en cours d'étude et de développement. Il existe encore trop peu d'informations sur l'utilisation des boues secondaires de stations d'épurations pour la récupération de protéines.

Il n'existe pas d'installation à grande échelle démontrant la production de protéines microbiennes à partir d'eaux usées urbaines. Toutefois, la production de protéines microbiennes à partir de cultures axéniques est déjà réalisée et est en pleine commercialisation (par exemple des mycoprotéines alimentaires : Quorn). Il existe de nombreuses sociétés utilisant ou ayant réalisé des études sur des eaux de rejet industrielles « propres » adaptées à la production de ces protéines. Un état de l'art très complet (2017) reprend l'ensemble des systèmes de production de protéines microbiennes à partir de différents substrats et procédés. Celui-ci recense également les micro-organismes idéaux en fonction du type de substrat, et le contenu en protéines microbiennes associé. Il recense également les brevets et la liste des sociétés qui sont impliquées dans cette production à partir de flux secondaires d'industries mais également en tant que produit principal (pas à partir de déchets ou co-produits). Le Tableau VIII-3 en annexe reprend une liste des acteurs, des micro-organismes et du substrat utilisés. (Ritala *et al.*, 2017)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 132 sur 210

III-7.5. Enjeux, opportunités et axes de recherche

L'enjeu principal est la production de protéines microbiennes à partir d'eaux usées urbaines, sans le besoin de stériliser le milieu.

Il peut être possible de récupérer directement les protéines contenues dans les boues secondaires. Cependant, ce produit est considéré comme un déchet, en plus des contaminants contenus dans ces boues, et ne peut être utilisé pour l'alimentation.

Il existe une voie potentielle de production indirecte de ces protéines microbiennes par culture axénique dont le substrat provient des AGV produits par un digesteur membranaire. Ce procédé n'est toutefois pas encore suffisamment développé.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 133 sur 210

III-8. Substances polymériques extracellulaires (EPS)

III-8.1. Description

Les Substances Polymériques Extracellulaires (EPS) sont des biopolymères qui constituent les principaux composants des biofilms bactériens. Ces EPS représentent une part importante de la matière organique au sein des biofilms, généralement entre 50 et 90 %. Les EPS se composent principalement de polysaccharides tels que les hexoses, hexosamines et cétones. Ils contiennent également d'autres molécules telles que des protéines, des lipides et de l'ADN extracellulaire. La composition chimique des EPS est donc assez complexe et variable. Ils contribuent à la structure des biofilms bactériens et sont présents dans les systèmes de traitement des eaux usées (généralement en adhérence sur des surfaces immergées, telles que les canalisations).

Les EPS peuvent être classés en différentes fractions en fonction de leur degré de liaison aux cellules bactériennes. On distingue généralement trois types d'EPS: les EPS fortement liés, les EPS faiblement liés et les EPS solubles. La facilité de récupération de ceux-ci varie en fonction de la force de liaison. (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022)

III-8.2. Applications

Les EPS récupérés à partir de boues de stations d'épuration peuvent être utilisés dans diverses applications.

Leur capacité à former des gels et à interagir avec d'autres substances les rend intéressants pour l'élimination de polluants dans les systèmes de traitement des eaux.

Ils sont particulièrement utiles en tant que biofloculants pour le traitement des eaux usées, mais peuvent également servir à l'élimination de substances toxiques telles que les métaux lourds et les colorants. Leur capacité à retenir l'eau tout en ayant des propriétés hydrophobes les rendent utiles dans le milieu de la construction (coating des sols en béton) et dans l'agriculture. Ils peuvent limiter la lixiviation des fertilisants dans les sols. (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022) (Kaumera, no date)

III-8.3. Procédés de fabrication

Les EPS sont générés naturellement dans les stations d'épuration, ils sont naturellement à l'origine du phénomène de floculation de la biomasse, exploité dans le procédé à boues activées. Leur production est affectée par plusieurs paramètres (nutriments, aération, température, etc).

Il existe également un moyen de générer ces EPS à partir d'un procédé aérobie à biomasse granulaire, permettant une séparation plus aisée. Il s'agit du procédé commercial « Nereda ». La conception du procédé et les mécanismes de contrôle du processus permettent de favoriser la formation de granules plutôt que de flocons. La particularité de ces granules est qu'ils ne coagulent pas si le cisaillement lié à l'écoulement est trop faible, contrairement aux flocons. Ces granules étant plus denses, ils précipitent beaucoup plus rapidement. (Hach, no date)

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 134 sur 210

Différentes méthodes d'extraction sont utilisées pour récupérer les EPS à partir des boues de stations d'épuration ou des granules. Celles-ci doivent éviter la mort cellulaire (si on souhaite réinjecter les micro-organismes) et la perturbation de la structure des EPS. On y retrouve :

- Des méthodes physiques (ultrasons, centrifugation, chauffage)
- Des méthodes chimiques (bases, acides, extraction par EDTA, échange d'ions, éthanol, NaCl, sulfures)
- Des méthodes biologiques (enzymes)

Les méthodes chimiques semblent être plus efficaces dans la récupération des EPS mais causent plus facilement des dommages aux micro-organismes.

Un traitement ultérieur est toutefois nécessaire pour obtenir des polymères sous une forme adaptée à sa mise sur le marché. (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022)

III-8.4. Degré de maturité de la technologie

Les méthodes d'extraction et d'utilisation des EPS sont principalement explorées au niveau du laboratoire. Cependant, une installation industrielle au Pays-Bas, a réussi à produire des EPS à l'échelle commerciale. Le degré de maturité de cette technologie est en croissance, mais des efforts supplémentaires sont nécessaires pour la mise en œuvre à grande échelle. (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022)

III-8.5. Étude de cas

III-8.5.1. Kaumera Nereda Gum

Il s'agit d'une entreprise commerciale néerlandaise qui produit de l'EPS sous forme de Kaumera Gum à partir de boues secondaires de la station d'épuration d'Epe. Le procédé implique un chauffage des boues en milieu basique, suivi d'une centrifugation, d'une acidification pour précipiter les EPS Kaumera, et d'autres étapes de traitement. Le rendement de récupération des EPS est de 25 à 35 % de la matière organique présente dans les boues (VSS). La quantité d'EPS pouvant être récupérée à partir de boues activées conventionnelles varie de 9 à 19% par rapport à la VSS. Les polymères obtenus présentent une similarité d'environ 60 % avec l'alginate commercial. (Wiśniowska and Kowalczyk, 2022) (Kaumera, no date) (WOW! State of the art report, 2019)

III-8.6. Enjeux, opportunités et axes de recherche

La récupération des Substances Polymériques Extracellulaires (EPS) à partir des boues de stations d'épuration représente un champ de recherche prometteur et complexe.

Les défis résident dans la diversité des types d'EPS, influençant la cohésion des boues, et les méthodes d'extraction complexes, impliquant potentiellement des dommages aux micro-organismes. Certaines installations industrielles, comme la production de Kaumera Gum aux Pays-Bas, tentent de montrer la viabilité à grande échelle.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 135 sur 210

Les EPS récupérés offrent des applications variées, de biofloculants pour le traitement des eaux à l'élimination de polluants. Cependant, malgré les avancées, la technologie reste principalement au stade exploratoire au laboratoire, nécessitant des efforts pour des méthodes d'extraction plus efficaces et une recherche approfondie sur les applications spécifiques.

En résumé, la récupération des EPS présente des opportunités significatives, mais des défis technologiques persistent, nécessitant encore des recherches approfondies et des innovations pour une mise en œuvre à grande échelle.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 136 sur 210

III-9. Esters

III-9.1. Description

Les esters sont des composés organiques formés par la condensation entre des alcools et des acides carboxyliques, ils peuvent donc être générés à partir des acides gras volatils issus des milieux de fermentation. (Alloul *et al.*, 2018)

III-9.2. Applications

Les esters sont largement utilisés comme solvants organiques dans divers secteurs tels que le traitement chimique, les peintures, les revêtements, les adhésifs, les encres d'imprimerie, ainsi que dans l'industrie des parfums et des soins personnels.

La valeur de marché des esters est beaucoup plus importante que celle de son précurseur AGV. Par exemple le prix de l'éthyl-acétate est de l'ordre de 900€ à 1200€ la tonne alors que l'acétate seul vaut entre 330 € et 670 € (Tableau III-2). (Alloul *et al.*, 2018)

III-9.3. Procédés de fabrication

Les esters peuvent être synthétisés à partir des AGV par extraction réactive, en utilisant un alcool comme réactif. Les esters sont formés directement dans le milieu et sont extraits par distillation, avec un apport d'énergie largement inférieur à celui qu'il faudrait pour extraire les AGV en raison de la température d'ébullition des esters, bien inférieure à celle des AGV correspondants. (Alloul *et al.*, 2018)

III-9.4. Degré de maturité de la technologie

La production d'esters à partir de AGV anhydre est un procédé très mature dans l'industrie chimique. Cependant, ce n'est pas le cas lorsque ces AGV sont dilués dans de l'eau comme dans les moûts de fermentation. En effet, la synthèse des esters produisant également de l'eau (réaction de condensation), en milieu aqueux, l'équilibre n'est pas favorable à la production d'esters, d'autant plus que les AGV ne sont pas très concentrés (environ 4% en masse dans les fermentats des boues).

Il est donc nécessaire de concentrer et d'isoler les AGV. Ce sujet a déjà été abordé au point III-1.3. Ce procédé nécessite donc beaucoup d'énergie, en plus du coût de l'équipement. Une acidification est également nécessaire pour convertir les ions carboxylates en leur acide correspondant, en plus de l'alcool qui doit y être ajouté. (Alloul *et al.*, 2018)

III-9.5. Étude de cas

Ce procédé est toujours à l'étape du laboratoire et n'a donc pas encore été étudié à une échelle plus importante.

III-9.6. Enjeux, opportunités et axes de recherche

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 137 sur 210

La production d'esters de AGV offre des avantages significatifs, notamment une valeur marchande accrue par rapport à leurs précurseurs AGV purs.

Cependant, le processus d'estérification des AGV dans des flux aqueux, issus de la fermentation acidogène, présente des défis. L'estérification nécessite l'exclusion de l'eau pour obtenir des rendements élevés en ester. Cette exigence est en contradiction avec la nature hydrophile des AGV et leurs faibles concentrations dans les fermentats.

Pour surmonter cette problématique, des techniques de concentration/déshydratation des AGV à l'échelle du laboratoire ont été testées. Cependant, ces approches nécessitent souvent des apports énergétiques élevés, en plus des coûts en capital. La récupération des AGV après fermentation et leur isolement restent des défis critiques. Les liquides ioniques ont émergé comme une alternative verte, bien que leur développement technologique soit en cours, limitant leur disponibilité et entraînant des coûts plus élevés que les solvants organiques conventionnels.

Les futurs travaux sur l'estérification réactive des AGV devraient se concentrer sur l'amélioration de l'efficacité des technologies d'extraction/concentration, le développement de solvants à haut rendement et faible coût, et la démonstration de l'applicabilité de cette approche à partir de fermentats riches en AGV. Ces avancées contribueront à rendre cette voie de conversion plus efficace, durable et économiquement viable dans l'industrie chimique.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 138 sur 210

III-10. Substances spécifiques récupérées à d'eaux de rejet d'industries

La liste suivante non exhaustive reprend quelques exemples de produits à haute valeur ajoutée récupérés dans des eaux usées d'industries spécifiques, avec les technologies utilisées pour les récupérer et les principaux résultats obtenus dans chaque étude de cas.

1. Eaux usées de l'industrie de l'huile d'olive : (Kiai *et al.*, 2018) (Chatzisyseon *et al.*, 2009)(Yangui and Abderrabba, 2018)
 - Matières récupérées : Polyphénols (principalement l'hydroxytyrosol).
 - Méthode de récupération : Charbon actif enduit de protéines de lait, extraction liquide-liquide par solvant.
 - Résultats : Jusqu'à 90,6 % de récupération de l'hydroxytyrosol obtenue avec différentes méthodes.
2. Eaux usées de l'industrie laitière : (Hemalatha *et al.*, 2019)(Gopinatha Kurup, Adhikari and Zisu, 2019)
 - Matières récupérées : Protéines et lipides.
 - Méthode de récupération : Utilisation de lignosulfonate (coagulant)
 - Résultats : Récupération de 96 % des lipides et de 46 % des protéines dans des conditions optimales.
3. Eaux usées de l'industrie du soja : (Li *et al.*, 2019)
 - Matières récupérées: Protéines
 - Méthode de récupération : Complexation (alginate, dextran)
 - Résultats : Récupération de 90 % des protéines
4. Eaux usées de la gazéification du charbon : (Guo *et al.*, 2018)
 - Matières récupérées: Phénols.
 - Méthode de récupération : Extraction par solvant (par exemple, méthyl propyl cétone - MPK).
 - Résultats : L'extraction en trois étapes avec MPK atteint une récupération totale des phénols de 99,6 %.
5. Eaux usées de l'industrie pharmaceutique : (Guerra-Rodríguez *et al.*, 2020) (Derakhsheshpoor *et al.*, 2013)
 - Matières récupérées: Acides, métaux lourds, solvants et ingrédients pharmaceutiques actifs (API).

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 139 sur 210

- Méthode de récupération : Nanofiltration pour les antibiotiques tels que l'amoxicilline, traitement électrochimique pour les métaux lourds.
- Résultats : Récupération de 97 % de l'amoxicilline par nanofiltration, traitement électrochimique pour le recyclage et la récupération des métaux.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 140 sur 210

IV. INVENTAIRE DES GISEMENTS EN RÉGION WALLONNE

Ce chapitre évalue l'ensemble du gisement actuellement disponible en Région wallonne, sans tenir compte de la sélection des sources et des technologies associées aux scénarios de récupération, lesquels seront défini au point V, sur base des différentes sources disponibles et des équipement actuels des stations d'épuration collectives.

IV-1. Inventaire des STEP urbaines

Une base de données reprend l'ensemble des stations d'épuration et leurs caractéristiques (débit journalier, concentrations avant et après traitement, capacité épuratoire, ...) en 2020, 2021 et 2022⁸. La répartition de la capacité épuratoire (EH administratif⁹ nominal), essentiellement concentrée au nord du sillon Sambre-Meuse est reprise dans la carte à la Figure IV-1.

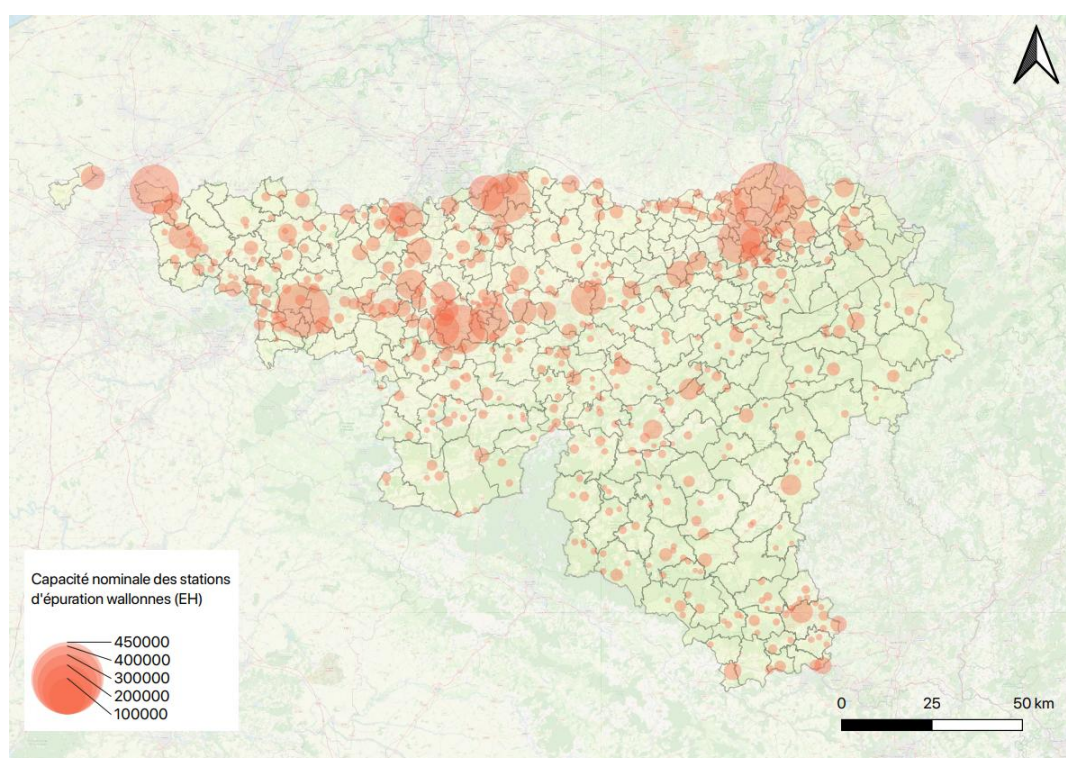


Figure IV-1 - Capacité épuratoire des stations d'épuration Wallonnes

⁸ Source : SPGE, 2022

⁹ Par « EH administratif », on se réfère à la définition « européenne » de l'EH, soit 60 g DBO5/jour

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 141 sur 210

La quantité de boues générées en 2020 par l'ensemble des stations d'épuration Wallonnes était de 52 000 tonnes de matière sèche. On estime que cette valeur devrait atteindre 56 000 t_{MS}/an à terme. Ces boues sont presque toutes valorisées. En 2020, 69% étaient valorisées en agriculture, 30% étaient incinérées (co-combustion) avec valorisation énergétique et valorisation par incorporation des cendres dans le ciment et 1% étaient incinérées sans valorisation. (*Gestion des boues de stations d'épuration collectives*, 2024)

IV-2. Fractionnement de la charge des eaux résiduaires urbaines.

Le fractionnement de la charge à l'entrée des stations d'épuration et sa répartition dans les différents sous-produits et compartiments de la station sont estimés en termes de DCO selon les hypothèses suivantes. Il s'agit ici de ratios caractéristiques globaux, les cas particuliers de chaque STEP ne sont pas pris en compte.

Influent :

1 EH (RW) = 120 g DCO/j

30% de la DCO entrante, soit 36g, est associées à la fraction FOG¹⁰ (sur base de données de la littérature et de campagnes de prélèvement et d'analyses réalisées par le CEBEDEAU sur le collecteur d'Uccle – Bruxelles SUD).

55% de la DCO, soit 66g, est sous forme particulaire.

21% de la DCO totale (ou 38 % de la DCO particulaire), soit 25 g, est associées à la cellulose, correspondant à ~ 20 g cellulose/j.EH.

Le solde – 15%, soit 18g – est sous forme soluble.

Déshuilage

Lorsque la station est équipée d'un déshuileur, il capte 4% de la DCO de l'influent (soit, dans nos hypothèses, environ 13% de la DCO associée aux FOG). Cette valeur est estimée sur base d'informations (charges traitées et quantités de FOG collectées) issues des rapports environnementaux de quelques OAA.

Traitement primaire

L'efficacité du décanteur primaire, lorsque la STEP en est équipée, est estimée à 60 % sur les FOG et sur les MES.

Traitement secondaire

¹⁰ Fat Oil and Grease

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 142 sur 210

La production de boues secondaires est estimée à 0,4 MES/gDCOin soit, associée à un équivalent DCO des boues secondaires de 0,8 g/g, une évacuation de 32% de la DCOin par les boues primaires.

Le solde est oxydé ou sort avec l'effluent de la STEP.

Sur base de ces hypothèses, la répartition de la DCO, en fonction du procédé en place, s'établit telle qu'à la Figure IV-2.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 143 sur 210

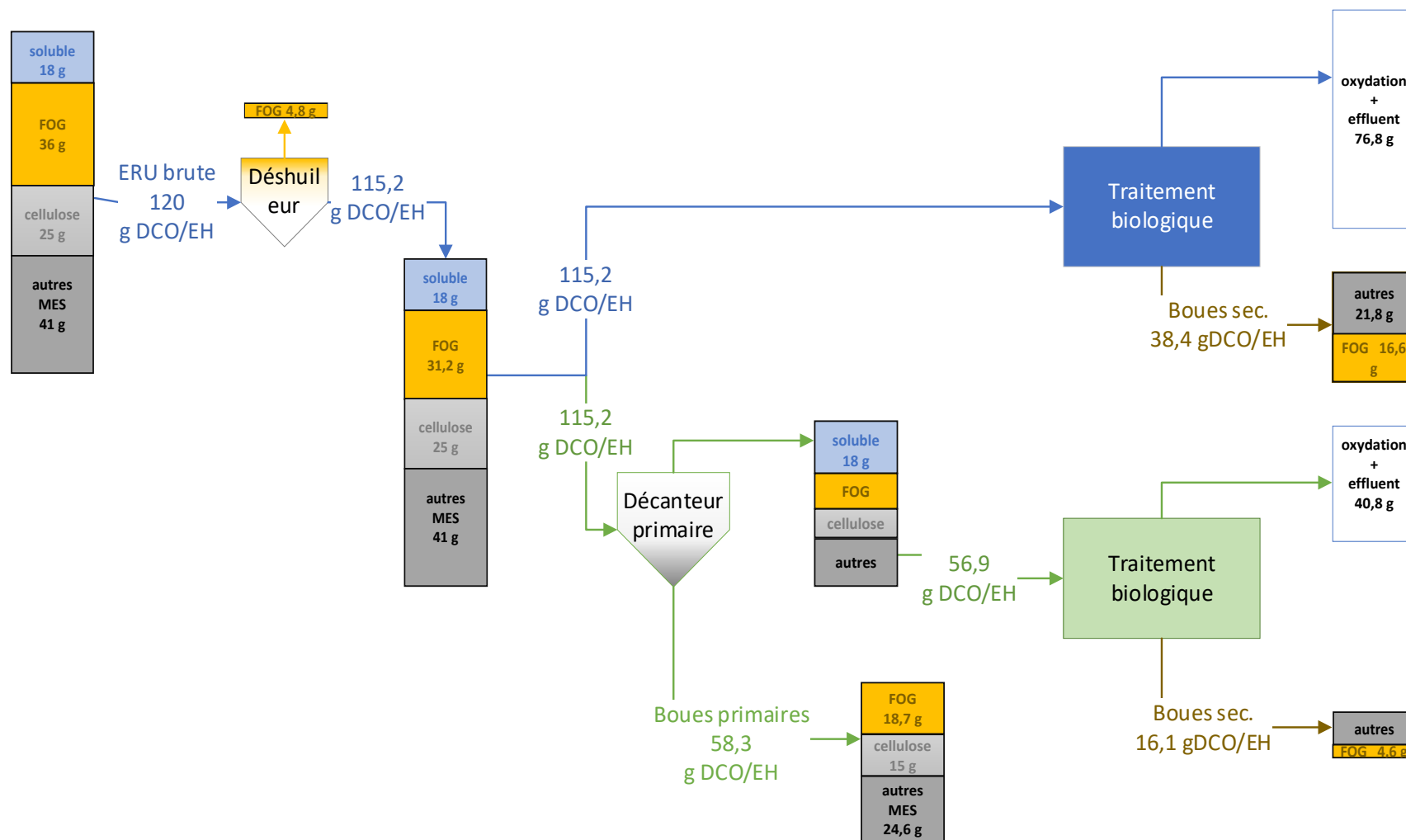


Figure IV-2 : Répartition de la DCO dans les différents compartiments du procédé épuratoire.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 144 sur 210

IV-3. Gisement total associé aux ERU à l'échelle du territoire

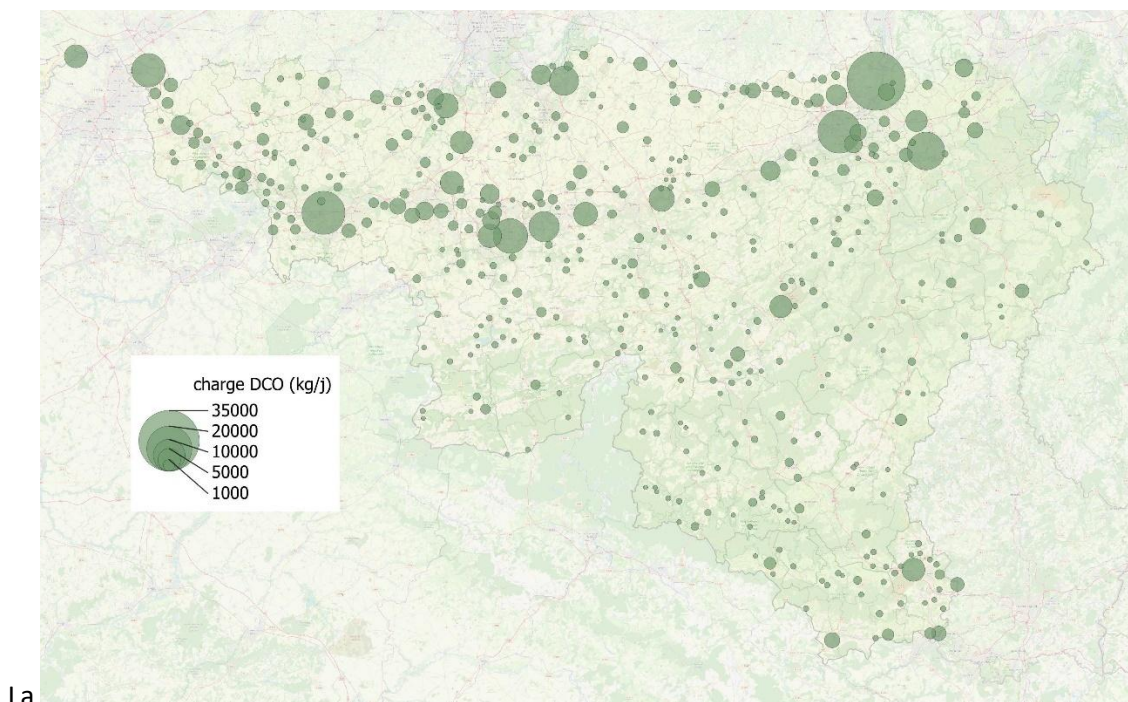


Figure IV-3 représente les 444 stations d'épuration de la base de données et leur charge moyenne en DCO (kg/j).

La charge totale traitée est de 121.435 t DCO/an. 55 stations reçoivent une charge moyenne en DCO supérieure à 500 t/an, pour un total de 94.307 t/an, c'est-à-dire près de 78% de la charge totale.

En se limitant aux stations de capacité administrative ≥ 2000 EH, soit 208 STEP sur les 446 documentées dans la base de données (concentrations moyennes et volumes journaliers traités en 2020, 2021 et 2022), et sur base des équipements (déshuileur, décanteur primaire) propres à chaque STEP, les flux de DCO à l'échelle de la Région wallonne s'établissent tels qu'au Tableau IV-1

Tableau IV-1 : Gisement global (t DCO/an) à l'échelle de la Région wallonne

	208 STEP > 2.000 EH Capacité nominale totale : 3.934.743 EH-adm Débit total : 853.064 m ³ /j	
	Entrée	Sorties
Influent	115.649 ¹¹	
dont FOG	34.695	
Cellulose	24.094	

¹¹ Soit 2.640.383 EH-RW et 95 % de la charge totale.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 145 sur 210

Autres MES	39.513	
soluble	17.347	
FOG (boues de déshuileur)		4.478
Boues primaires		18.030
Boues secondaires		29.340
Oxydation et effluent		61.927
TOTAL sorties		113.774¹²

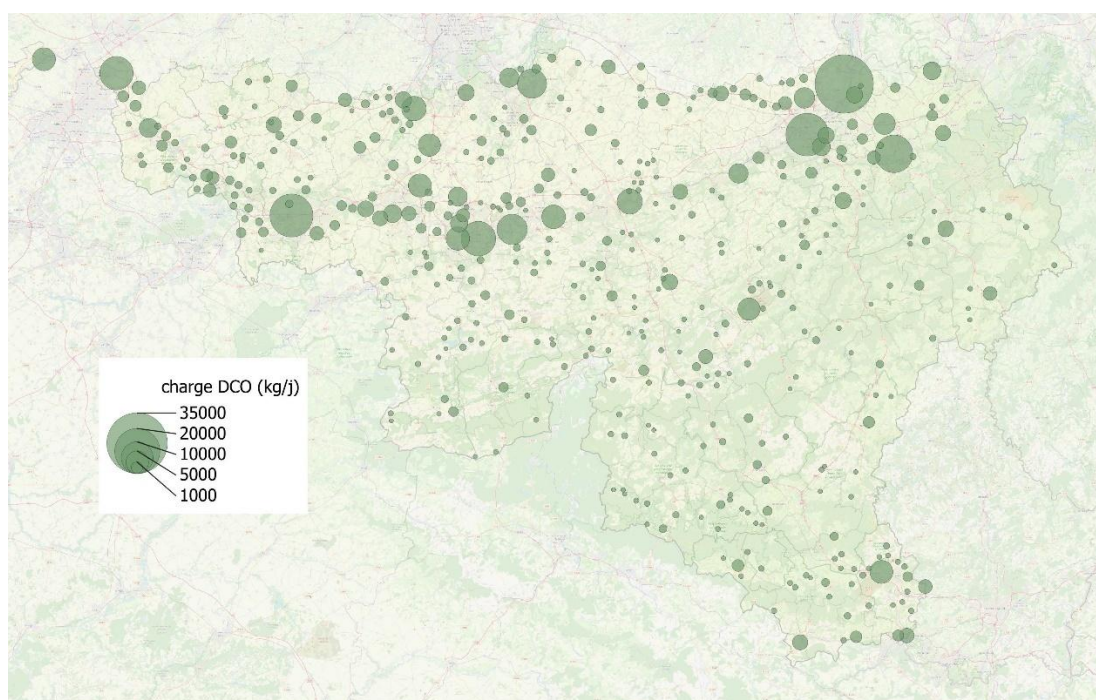


Figure IV-3 - Charge en DCO (t/an) des stations d'épuration Wallonnes

La charge moyenne des plus grosses stations d'épuration est de :

- LIEGE OUPEYE : 11.939 tDCO/an
- WASMUEL : 6.643 tDCO/an
- LIEGE SCLESSIN : 6.558 tDCO/an
- MONTIGNIES-SUR-SAMBRE : 4.342 tDCO/an
- MOUSCRON versant ESPIERRES : 4.064 tDCO/an

¹² La différence entre le total IN et le total OUT (1.875 tDCO/an) provient du fait que les productions de boues secondaires (et les charges oxydées/sortantes résultantes) ne sont évaluées que pour les procédés à boues activées, 22 STEP ≥ 2.000 EH mettant en œuvre d'autres procédés ne sont donc pas comptabilisées dans les sorties.

- (WEGNEZ – actuellement hors service – 5.127 tDCO/an)

À elles cinq (six) ces stations totalisent 33.545 (38.672) tDCO/an, soit 28 (32) % de la charge totale.

IV-3.1. FOG

Sur base du descriptif des équipement des STEP (172 STEP équipées d'un dégraisseur) et du fractionnement théorique défini à la Figure IV-2, la répartition des quantités de FOG (en équivalent DCO) est représentée à la Figure IV-4. On estime la quantité totale de FOG récupérées à 12,3 t DCO/j (sur 92,3 t/j dans l'influent). Si l'ensemble des STEP étaient équipées d'un déshuileur, on estime la quantité de FOG récupérées à 13,31 t/j (sur 99,8 t/j dans l'influent).

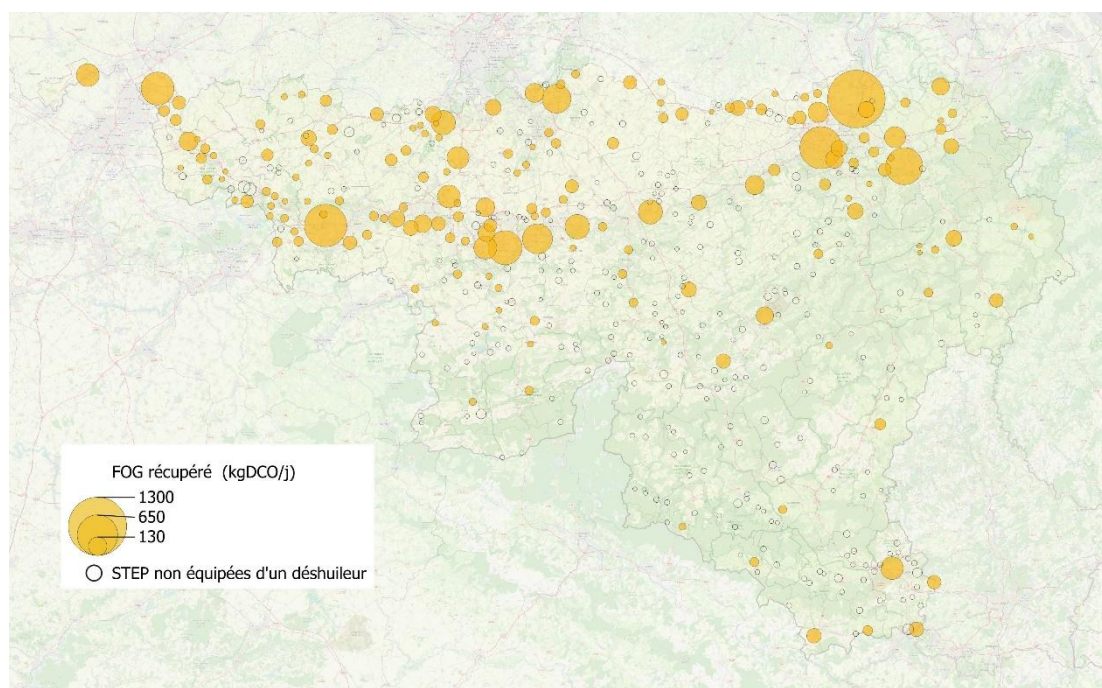


Figure IV-4 : Quantités de FOG (kgDCO/j) récupérées aux déshuileurs– estimations

IV-3.2. Boues primaires

62 stations sont équipées dans décanteur primaire, la production de boues primaires issues de ces STEP est estimée à 51,6 tDCO/j. Les gisements sont localisés sur la carte de la Figure IV-5.

Ces charges représentent environ 14.000 tMS/an ou, sur base d'un taux de matière sèche de 3% (boues épaissies), 465.000 tMB/an.

Le gisement potentiel en boues primaires associés aux STEP non équipées de décanteur primaire s'établit à 111 tDCO/j.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 147 sur 210

On notera (Figure IV-6) que 12 stations sont estimées collecter >1 tDCO(boues I)/j. Ces 12 stations totalisent 45,6 tDCO/j (12.300 tMS/an – 411.000 tMB/an), soit 88 % du gisement actuel ou 28% du gisement potentiel total.

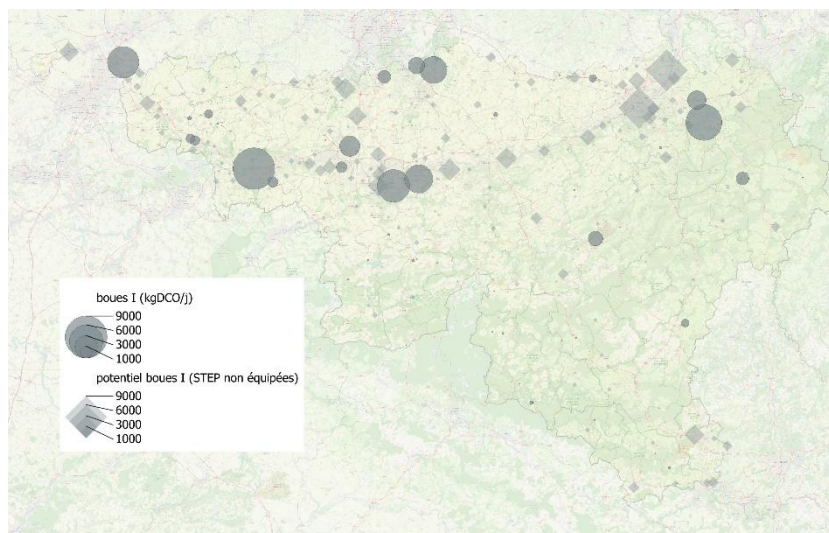


Figure IV-5 : Quantités de boues primaires (kgDCO/j) récupérées aux décanteurs primaires— estimations

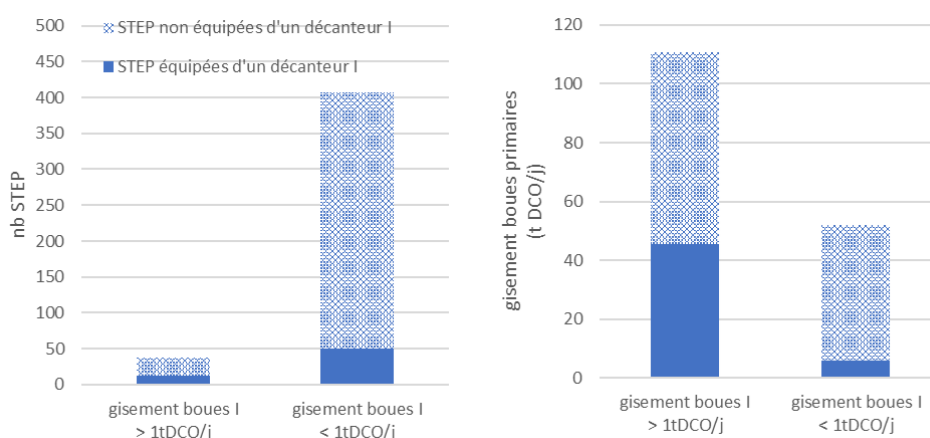


Figure IV-6 : Gisement total de boues primaires (tDCO/j)

IV-3.3. Boues secondaires

Les gisements de boues secondaires sont représentés sur la carte de la Figure IV-7.

On notera que 19 stations sont estimées produire >1 tDCO(boues II)/j et totalisent 42,7 tDCO/j, soit 51 % du gisement total (83,5 tDCO bouesII/j). Elles apparaissent cerclées de jaune à la Figure IV-7.

Parmi ces stations, 6 produisent également > 1tDCO bouesI/j, pour un total de 35,5 t/j.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 148 sur 210

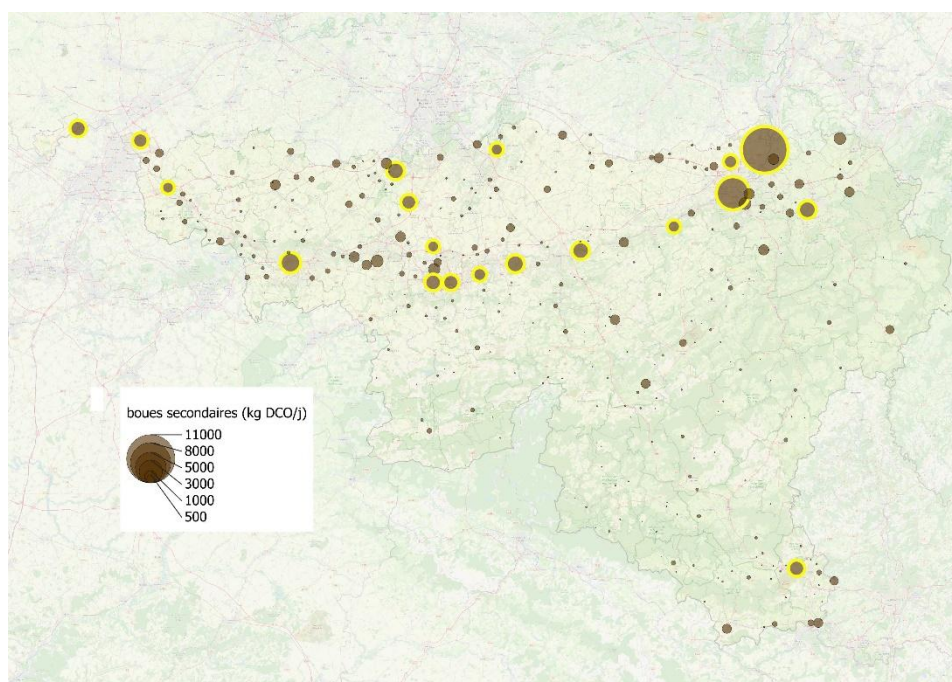


Figure IV-7 : Quantités de boues secondaires produites (kgDCO/j) – estimations

IV-4. Gisement associé aux ERI

IV-4.1. Caractéristiques des rejets industriels documentés

On identifie 1036 rejets industriels (sur base des données de taxation essentiellement). Ils sont localisés sur la carte de la Figure IV-8. Les points bleus représentent les rejets en eau de surface (a priori, dans la plupart des cas, après un traitement sur site), les points rouges représentent les rejets en égout. Dans ce dernier cas, les charges polluantes correspondantes sont déjà comptabilisées dans les charges « eaux résiduaires urbaines ». Plus la coloration du point est intense, plus les données de caractérisation dont nous disposons sont récentes (sur la période 2016-2021) ; il n'est donc pas exclu que certains rejets (○ et ○) n'existent plus.

Sur base de la mesure de charge polluante des rejets en égout, on peut identifier les secteurs à l'origine d'effluents riches en matière organique. Les valeurs sectorielles moyennes et médianes de la concentration en DCO¹³, tous rejets confondus, sont reprises au Tableau IV-2. Les secteurs grisés dans le tableau sont sélectionnés en raison des concentrations importantes et relativement stables (moyenne et médiane proches et distribution – cf Figure IV-9) mesurées au rejet. Il s'agit essentiellement d'industries agroalimentaires ou de secteurs apparentés à la chimie organique.

¹³ Sur eau décantée 2h

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 149 sur 210

A priori, nous excluons les effluents des secteurs 10 (tanneries et mégisseries) et 23 (peroxydes) qui, bien que (très) chargés en DCO sont également réputés être très salins, ce qui est a priori peu compatibles avec des procédés de fermentation.

En outre, les industries des secteurs 7 (industrie sucrière) et 18 (distillerie levurerie) sont incluses dans la sélection : la base de données ne comprend pas de rejets en égouts permettant la caractérisation des eaux brutes mais ces industries produisent des effluents notoirement fermentiscibles.

Les graphiques de la Figure IV-10 permettent de comparer les grandeurs caractéristiques (ordre de grandeur) pour les rejets en égout des différents secteurs : charge moyenne par rejet (abscisse), concentration au rejet (ordonnée) et charge globale du secteur (taille des points).

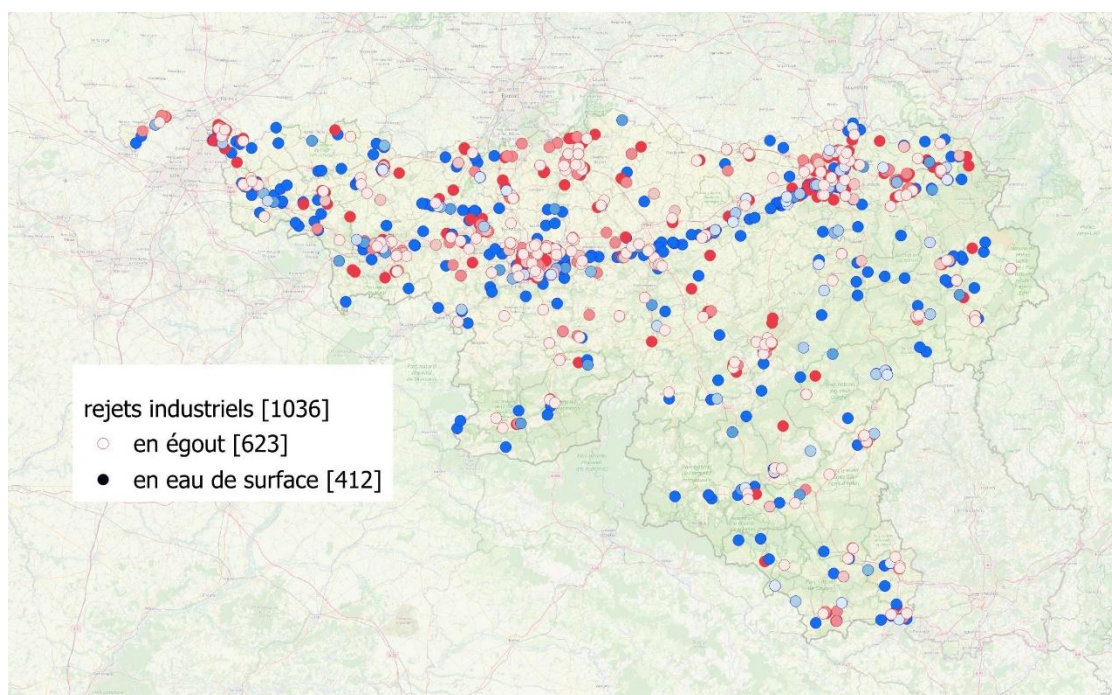


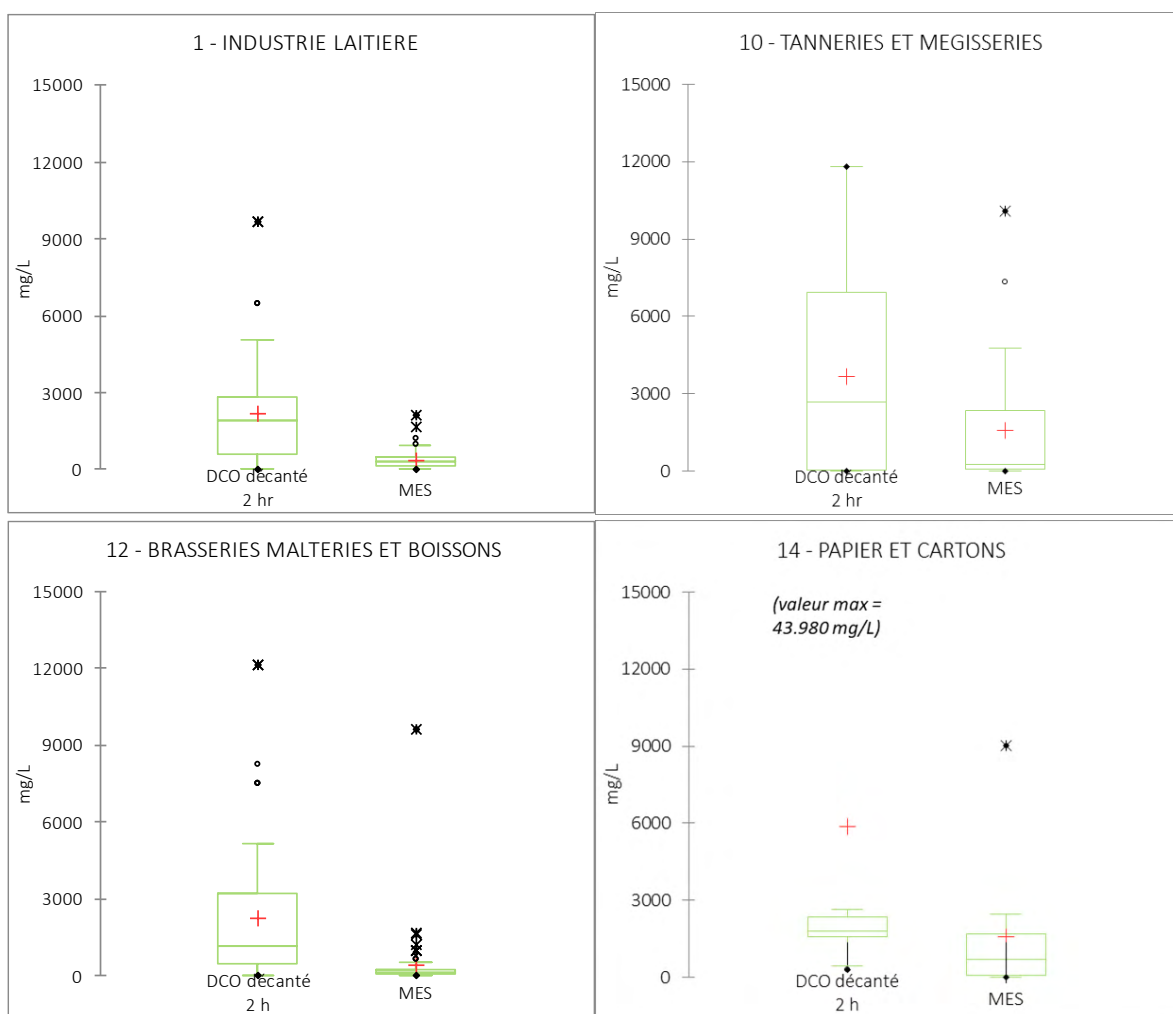
Figure IV-8 : Rejets industriels identifiés

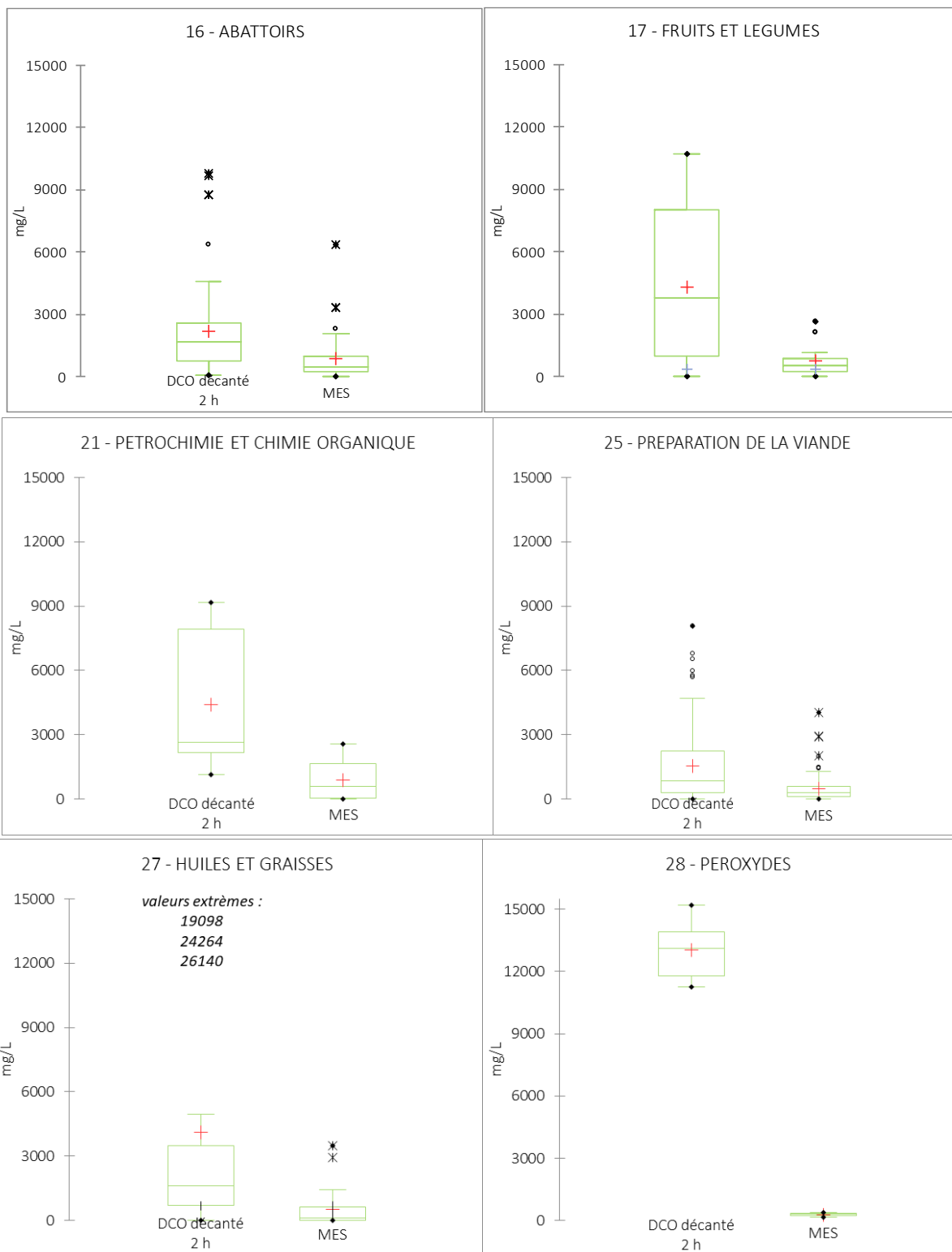
Tableau IV-2 : Concentration en DCO (moyenne et médiane) des rejets industriels en fonction des secteurs

code secteur	secteur	nb entreprises	nb rejets EG	nb rejets ES	nb val	DCO déc 2h moy. EG (mgO ₂ /L)	DCO2h méd. EG (mgO ₂ /L)
28	PEROXYDES	1	1	1	6	13032	13108
14	PAPIER ET CARTON	9	3	6	10	5874	1809
21	PETROCH. ET CH. ORGANIQUE	9	3	6	16	4409	2654
27	HUILES ET GRAISSES	3	3	1	26	4116	1623
17	FRUITS ET LEGUMES	9	6	3	21	4324	3797
37	AGENTS DE SURFACE	11	9	3	41	3913	3000
92	AUTRES IAA	65	55	10	234	3717	2543

10	TANNERIES ET MEGISSERIES	6	6	0	25	3669	2679
44	PANNEAUX EN FIBRES DE BOIS	1	1	0	6	2863	3052
32	VERNIS, PEINTURES, ENCRE ET PIGMENTS	4	4	0	12	2294	160
41	NETT. DE VEHICULES TR. DE LIQUIDES	5	5	2	21	2270	119
1	INDUSTRIE LAITIERE	21	13	10	55	2221	1916
16	ABATTOIRS	13	12	1	46	2321	1684
12	BRASSERIES, MALTERIES ET BOISSONS	33	14	13	67	2251	1165
38	INDUSTRIES GRAPHIQUES	6	5	1	25	1660	312
99	AUTRES	7	7	2	17	1645	1022
25	TRANSFORMATION DE LA VIANDE	44	41	7	139	1541	849
6	PREPARATION DU POISSON	4	4	0	16	1119	1010
5	BLANCHISSERIES	36	35	2	149	1023	945
13	LAVAGE DE LA LAINE	1	1	0	6	929	908
46	DEPOTS DE DECHETS PRIVES ET PUBLICS	13	3	11	16	823	819
19	TRAITEMENT DU METAL	58	37	27	160	721	91
24	ABATTOIRS DE VOLAILLE	5	4	2	20	720	193
40	INDUSTRIE PHARMACEUTIQUE	23	20	4	93	560	203
4	ENNOBLISSEMENT DU TEXTILE	11	11	0	46	525	406
93	ATELIER DE REPARATION D'AUTOMOBILES	82	78	6	167	465	185
26	TRAITEMENT DES POMMES DE TERRE	15	8	7	37	644	360
77	Transport	10	9	2	21	400	218
94	CAR WASH	3	3	0	3	389	337
42	LABORATOIRES	24	24	1	130	305	108
89	RECYCLAGE ET TRAITEMENT DE DECHETS	98	48	62	169	279	83
60	TRANSFORMATION DE MATIERES PLASTIQUES	20	17	4	60	275	76
86	INDUSTRIE DU CAOUTCHOUC	1	1	0	5	257	278
15	VERRE	15	7	8	31	252	18
83	TEXTILE (DIVERS)	4	3	2	2	226	226
66	HOPITAUX	17	17	0	6	214	246
85	PRODUITS MINERAUX NON METALLIQUES	18	14	4	21	201	46
91	STATION DE PRODUCTION D'EAU POTABLE	60	20	44	91	195	3
90	CENTRALES ELECTRIQUES	13	3	10	21	187	125
2	METALLURGIE DU FER	16	5	13	50	175	38
49	STOCKAGE DE PRODUITS LIQUIDES	3	3	0	18	171	68
84	AUTRES INDUSTRIES CHIMIQUES	17	10	10	59	137	47
3	METALLURGIE NON FERREUX	13	4	10	17	137	125
33	CARRIERES, CIMENTERIES, ...	59	4	58	10	92	53
47	#N/A	7	6	1	3	67	0
87	INDUSTRIE DU BOIS	4	3	1	8	53	31
79	INDUSTRIES MANUFACTURIERES	4	2	3	5	42	38

8	COMBUSTIBLES	1	1	0	8	4	3
7	INDUSTRIE SUCRIERE	5	0	5	0		
9	INDUSTRIE PETROLIERE	1	0	1	0		
18	DISTILLERIES ET LEVURERIES	2	1	1	0		
23	ENGRAIS	4	0	4	0		
31	HC CHLORES	1	0	1	0		
61	PISCINES	22	21	1	0		
80	PRODUCTION DE PRODUITS PYROTECHNIQUES	3	0	3	0		
95	PARC LOISIRS/ZOO	1	0	1	0		
96	PISCICULTURES	26	0	27	0		





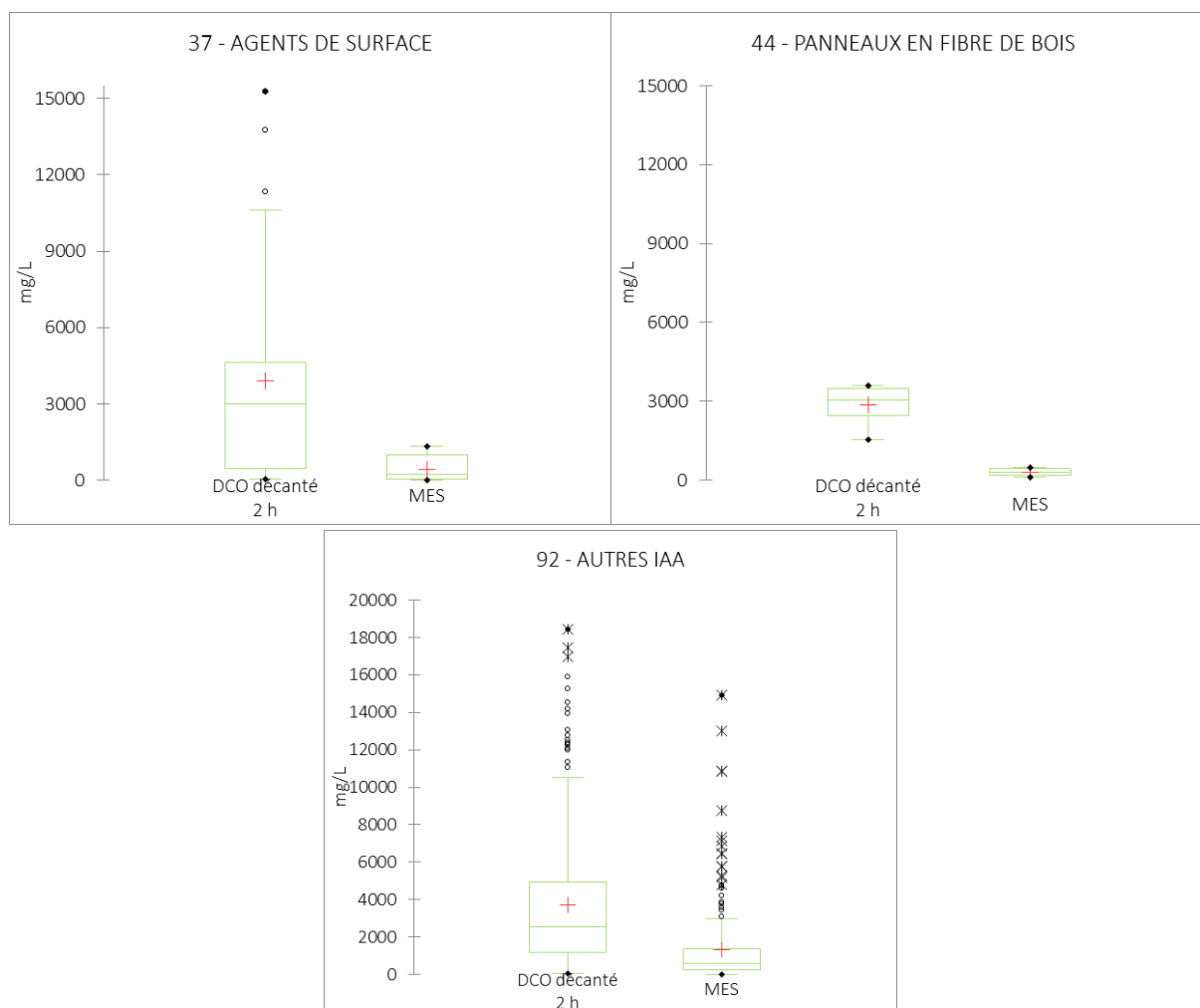


Figure IV-9 : Distribution des concentrations en DCO(déc 2h) pour les secteurs sélectionnés

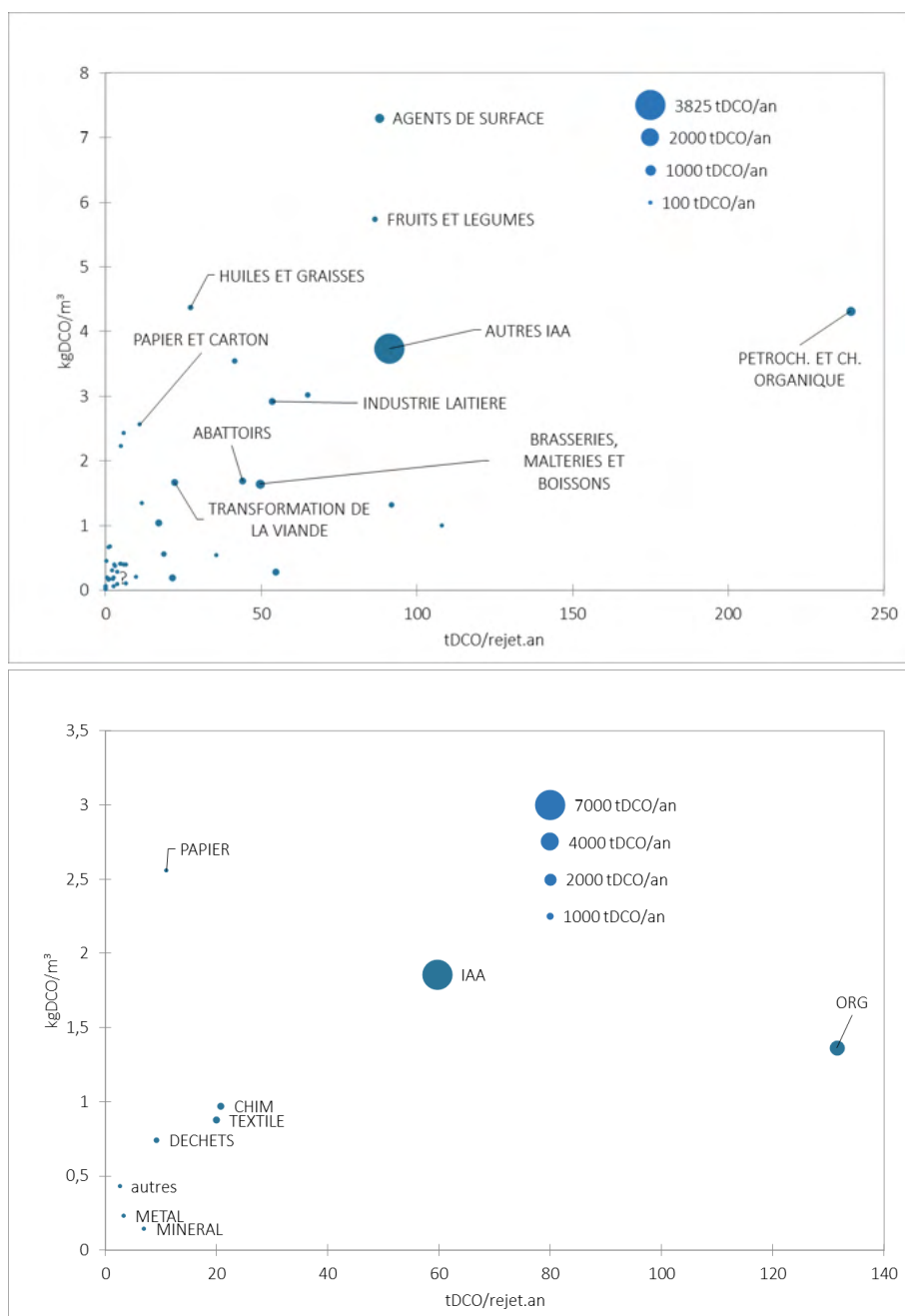


Figure IV-10 : Charges moyennes rejetées à l'égout par (a) les différents secteurs selon la classification de la taxe et (b) les groupes de secteurs

IV-4.2. Estimation des charges déversées pour les entreprises des secteurs sélectionnés

Pour les 12 secteurs sélectionnés au Tableau IV-2, on estime les charges annuelles déversées comme suit :

- Si le rejet à lieu en égout et fait l'objet d'une mesure de la charge polluante, on adopte la charge moyenne déversée (DCO décantée 2h) ;

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 155 sur 210

- Si le rejet à lieu en eau de surface, et que la charge polluante est donc mesurée après épuration sur site, on estime la charge polluante brute sur base :
 - i. des volumes annuels d'eaux industrielles déversées et les concentrations moyennes (DCO décantée 2h) estimées au Tableau IV-2;
 - ii. De l'expérience et de la connaissance du CEBEDEAU des effluents industriels en Région wallonne ;
 - iii. De valeurs issues de la bibliographie ou de recherches antérieures.
- La mesure de la DCO étant réalisée après 2h de décantation, elle exclut de facto la charge organique associée aux matières décantables ainsi qu'aux matières flottantes (que nous associerons au FOG). La charge décantable est estimée sur base l'hypothèse que 50 % des MES décantent et des équivalences DCO/MES listées au Tableau VIII-5 en annexe.
- De la même manière, la DCO associée aux matières flottantes (FOG) n'étant pas comptabilisée dans la DCO 2h¹⁴, on ajoute une charge liée aux FOG sur base de la fraction de la DCO totale typiquement associée à ces matières en fonction du secteur industriel. Ces pourcentages, établis principalement sur base de l'expérience et d'analyses disponibles au CEBEDEAU, sont également repris au Tableau VIII-5 en annexe.
- Enfin, lorsque nous disposons de l'information, pour les rejets en égouts d'entreprises équipées de prétraitement par flottation assistée, la « correction FOG » est majorée (+20%).

Les gisements, en kg de DCO/j, respectivement de FOG et de DCO totale (hors FOG) sont représentés aux cartes des Figure IV-11 et Figure IV-12.

Avertissement : Ces résultats sont le fruit du croisement de différentes sources d'information qui, de surcroît, concernent parfois des périodes différentes. Ils ne doivent être vus que comme une estimation d'un ordre de grandeur et non une quantification à proprement parler. Le cas échéant, une telle quantification nécessiterait des investigations plus poussées et l'adhésion des acteurs industriels concernés par la démarche.

¹⁴ Pour 2 raisons possibles : l'entreprise est équipée d'un dégraisseur afin de respecter ses normes de rejets et la mesure de la charge polluante se fait sur un échantillon prélevé après élimination des FOG ET/OU le protocole analytique de mesure de la DCO sur eau décantée exclu le prélèvement des matières flottantes lors de la prise d'essai.

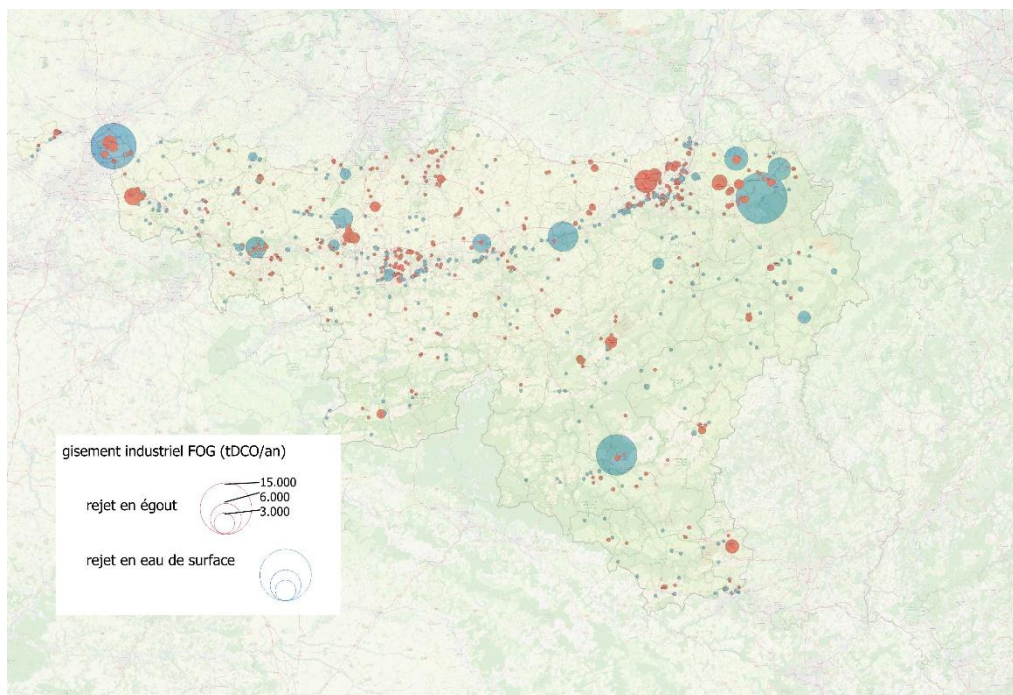


Figure IV-11 : Gisement de FOG (estimation) – sources industrielles

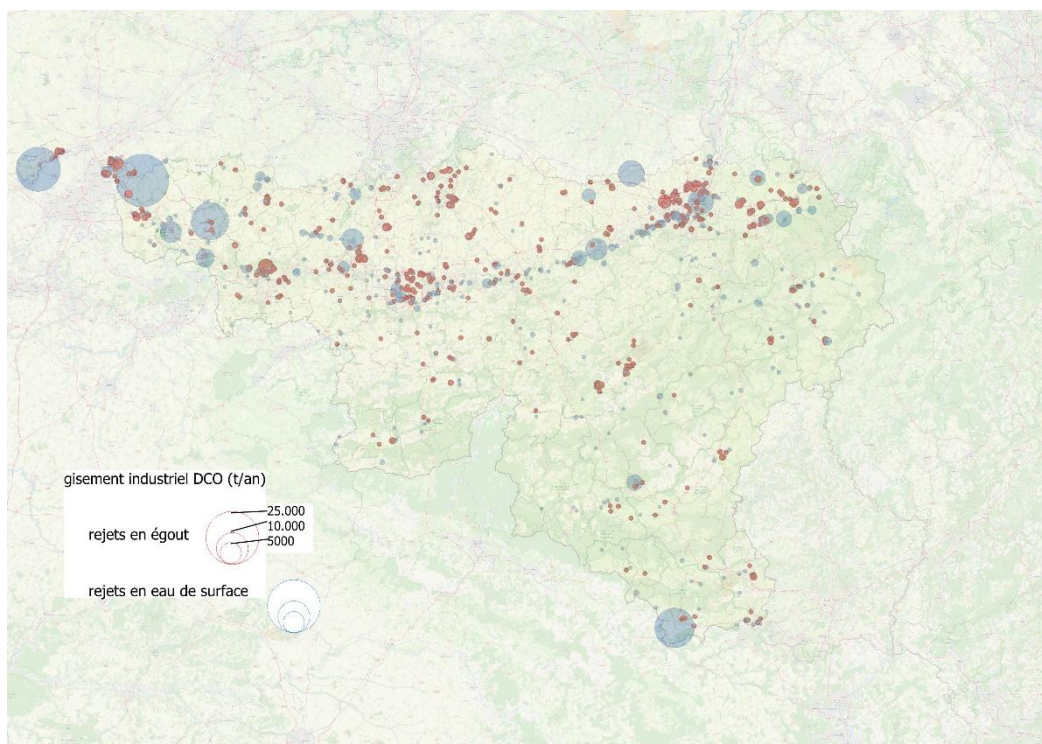


Figure IV-12 : Gisement DCO t/an (hors FOG - estimation) – sources industrielles

V. SÉLECTION DES TECHNOLOGIES ET ÉLABORATION DES SCENARIOS

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 157 sur 210

V-1. *Évaluation comparative des technologies*

Le Tableau V-1 synthétise les principales caractéristiques des différentes technologies identifiées au chapitre III concernant la récupération de matière organique dans les eaux usées. Sur base de la maturité technologique, de la facilité de mise en œuvre et des informations relatives à la viabilité économique rapportées par la littérature, nous avons sélectionné 3 filières technologiques principales qui seront à la base des scénarios envisagés et feront l’objet d’une évaluation technico-économique :

- (1) La récupération/valorisation de cellulose à partir des effluents municipaux ;
- (2) La production de PHA par fermentation acidogène de boues primaires de stations d’épuration collectives et/ou d’effluents industriels ;
- (3) La production de biodiesel à partir des FOG collectés dans les pièges à graisses.

La possibilité de produire du BIOCHAR, éventuellement activé, à partir de la cellulose (éventuellement conjointement avec des boues secondaires) est également envisagée.

Le schéma de la Figure V-1 représente les différentes voies de valorisation envisagées et la manière dont elles s’articulent.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR 2301553 _240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 158 sur 210

Tableau V-1 : Synthèse des technologies identifiées

Produit	procédé	Substrat	type ER	maturité procédé	freins/interactions négatives ./ Process	freins/interactions négatives ./ Produit
PHA	Fermentation acidogène + sélection + accumulation	Boues I (+ II)	Urbaines	Relativement mature	Installation centralisée pour regrouper différents flux, ou installations décentralisées (nouveaux équipements pour chaque STEP)	Boues primaires indisponibles pour la production de méthane
		ER de papeterie	Industrielle	Relativement mature	Nouveau équipements, charge minimum pour être rentable	
		ER de laiterie	Industrielle	Relativement mature	Nouveau équipements, débit suffisant pour être rentable	
Cellulose	Filtration	ER	Urbaines	Mature	Nécessite l'installation d'un filtre spécifique en amont	Cellulose indisponible pour la méthanisation et donc la production de méthane
AGV	Fermentation acidogène	Boues I et/ou II	Urbaines	Relativement mature	Nécessite la présence d'une unité de digestion anaérobie	Remplacement de la production de méthane
Acides gras à chaîne moyenne	Élongation de chaîne et fermentation acidogène	Boues I et/ou II (AGV)	Urbaines	Peu mature		
Produits de pyrolyse (> bio-oil)	Pyrolyse rapide	Cellulose	Urbaines	Peu mature	Installation centralisée qui regroupe plusieurs flux	Cellulose indisponible pour la méthanisation et donc la production de méthane
Produits de pyrolyse (> bio-char + activation chimique)	Pyrolyse lente	Cellulose	Urbaines	Relativement mature	Installation centralisée qui regroupe plusieurs flux	Cellulose indisponible pour la méthanisation et donc la production de méthane

Biodiesel	Transestérification enzymatique	FOG des pièges à graisse	Urbaines	Relativement mature	Installation centralisée qui regroupe plusieurs flux / Évaluation économique défavorable	Graisses et huiles indisponibles pour de la conversion énergétique
		Boues I et/ou II	Urbaines	Relativement mature	Installation centralisée qui regroupe plusieurs flux / Évaluation économique défavorable / Faisabilité à l'échelle industrielle difficilement réalisable	Boues primaires indisponibles pour la production de méthane
	Estérification/transestéri- fication par catalyse acide	FOG des pièges à graisse	Urbaines	Relativement mature	Installation centralisée qui regroupe plusieurs flux	Graisses et huiles indisponibles pour de la conversion énergétique
		Boues primaires et/ou secondaires	Urbaines	Relativement mature	Installation centralisée qui regroupe plusieurs flux / Évaluation économique défavorable / Faisabilité à l'échelle industrielle difficilement réalisable	Boues primaires indisponibles pour la production de méthane
Protéines microbiennes	Extraction	Boues secondaires ou eau usées	Urbaines	Immature		
EPS	Extraction	Boues secondaires ou eau usées	Urbaines	Immature		
Esters	Extraction réactive	Boues primaires et/ou secondaires (AGV)	Urbaines	Immature		

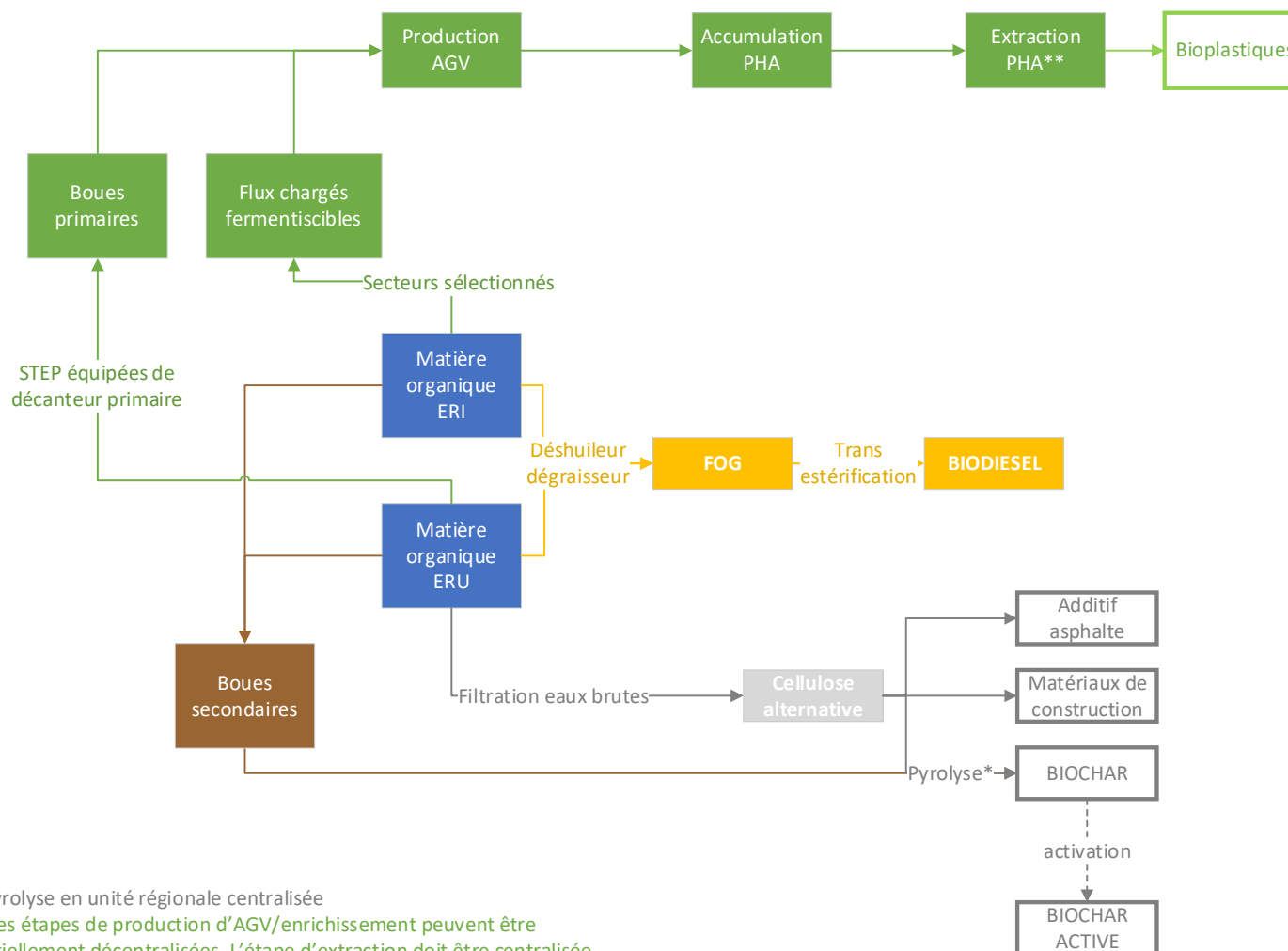


Figure V-1 : Scénarios de valorisation de la matière organique contenue dans les eaux résiduaires

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 161 sur 210

V-2. Filière 1a : production de cellulose alternative

V-2.1. Synthèse des hypothèses de travail

V-2.1.1. Potentiel de production (voir Tableau III-19)

- Contenu des ERU : 21 g cellulose/EH (soit 25g de DCO associée aux matières cellulosiques = 20,8% de la DCO des ER domestiques).
- Rendement de récupération : 60 %
- Potentiel de récupération : 105 g cellulose/kg DCO_{inSTEP}

Sur cette base, le **potentiel de production de cellulose alternative** à l'échelle la région wallonne (STEP existantes) s'établit à **12.810 t/an**.

V-2.1.2. Évaluation économique

L'évaluation des **coûts d'investissement** se fait sur base des informations relatives au procédé Cellvation déjà testé dans plusieurs projets pilote et mis en œuvre sur plusieurs sites au Pays-Bas¹⁵. Selon (Resource Recovery from Water, 2022), le surcoût d'investissement de ce procédé est de l'ordre de 18 €/EH pour sa mise en œuvre dans des nouvelles STEP de taille moyenne (50.000 EH).

D'autre part (Khan M, 2021b) estime, sur base du pilote installé à la STEP de Ede (NL), les coûts d'investissement à 950.000 € pour une unité de 150.000 EH.

En utilisant la « règle des six dixièmes (voir page 44), on extrapole les coûts d'investissement en fonction de la taille (option haute et option basse) tels qu'à la Figure V-2. L'amortissement est estimé sur 15 ans.

Les **coûts d'exploitation** sont estimés comme suit (sur base de (Khan M, 2021b)):

- Consommation électrique pour la filtration : 0,064 kWh/m³
- Consommation électrique pour la déshydratation : 0,03 kWh/kgMS
- Consommation électrique pour le séchage et la pelletisation : 0,3 kWh/kgMS
- Consommation de chaleur pour le séchage : 2,05 kWh/kgMS
- Le coût de l'énergie est estimé à 0,15 €/kWh élec et 30 €/MWh thermique

¹⁵ Les étapes du procédé sont : dessablage, élimination des cheveux et autres contaminants organiques, filtre à bande rotatif, déshydratation mécanique, hygiénisation, séchage et compactage

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 162 sur 210

- Les coûts de maintenance sont estimés à 2 % des CAPEX/an
- La main d'œuvre est estimée à ½ ETP pour une installation produisant 500 t/an (30 €/h), soit 54 €/tMS

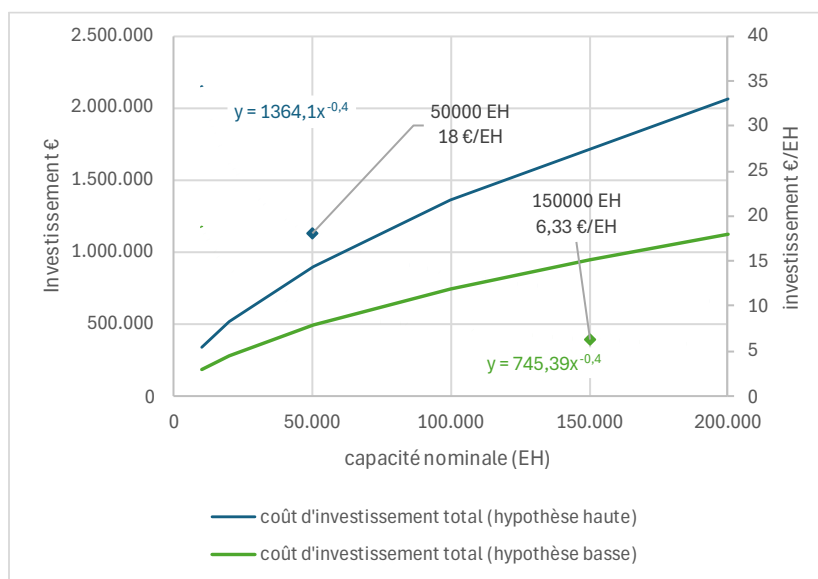


Figure V-2 : Coût d'investissement – récupération de la cellulose

La récupération de la cellulose a pour effet de diminuer la charge sur le traitement biologique en aval avec pour conséquence une diminution de la consommation d'électricité pour l'aération et des productions de boues. Sur base de différents avant-projets établis par les OAA, nous estimons les coûts d'exploitation (pour les stations à boues activées) à 25 €/EH, 75% de ceux-ci étant liés à l'énergie et au traitement/à l'évacuation des boues. Selon nos hypothèses, la récupération de la cellulose équivaut à 12,5% de la charge DCO entrante, on estime donc en première approche une **économie sur les OPEX** de

$$0,125 \times 0,75 \times 25 = 2,34 \text{ €/EH}$$

Cette valeur est cohérente avec celle rapportée par (Resource Recovery from Water, 2022) : 2,7 €/EH mais très dépendant du site considéré.

NB : Cette économie n'est pas appliquée aux STEP équipées d'un décanteur primaire.

V-2.2. Estimation du potentiel pour la Région wallonne et scénario de valorisation

La distribution des coûts de production de cellulose alternative (hypothèses haute et basse) en fonction de la taille de la station à équiper est représentée aux graphiques de la Figure V-3.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 163 sur 210

On notera que la majorité des STEP sont associées à des coûts de récupération très élevés (plusieurs centaines voire milliers d'euros/t), à mettre en relation avec la dilution des influents et le faible taux de charge des STEP wallonnes.

(Resource Recovery from Water, 2022) annonce un prix de vente de 265 €/tonne de cellulose (propre, haute qualité), il s'agit des valeurs rapportées en III-3.5.1.

À ce stade, il est difficile d'estimer un prix de vente raisonnablement envisageable pour la cellulose alternative. Signalons que le prix du marché (utilisateur final) de l'ouate de cellulose pour l'isolation est de l'ordre de 1.300-1.500 €/t.

Sur base des informations ci-dessus, nous fixerons la limite pour l'évaluation à 200 €/t. On dénombre 22 stations sous cette limite (hypothèse basse) : voir Figure V-5 et Tableau V-2.

Le potentiel de production cumulé pour ces 22 stations s'établit à 3.832 t/an (soit 31% du potentiel total des STEP > 1.000 EH) et le coût de production moyen de la tonne de cellulose s'établit entre 41 et 148 €, selon les hypothèses.

Dans l'hypothèse basse, le ROI de l'ensemble des équipements s'établit entre 6,7 et 10,3 ans (selon le prix de vente de la cellulose : 200 ou 100 €/t) mais les ROI individuels (par STEP) sont très variables.

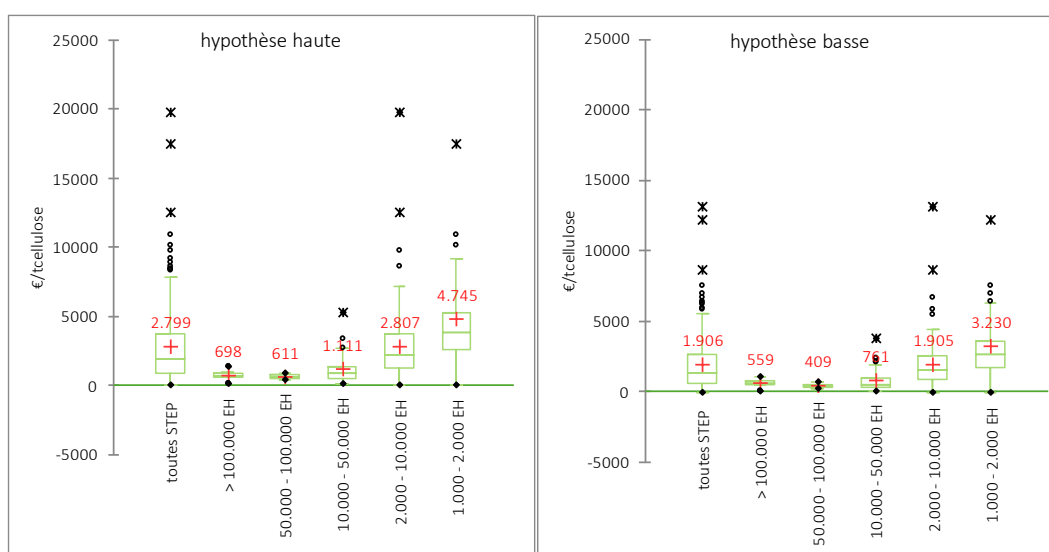


Figure V-3 : Coûts de production de la cellulose alternative (estimation) - €/t

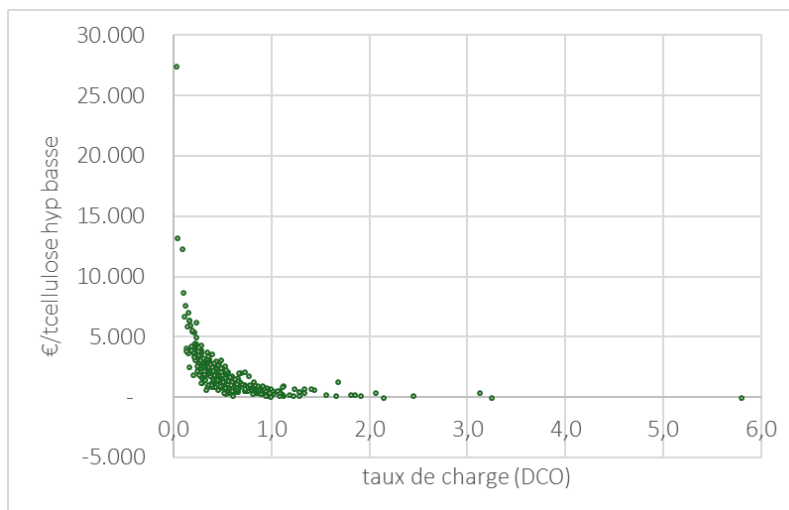


Figure V-4 : Coûts de production de la cellulose alternative (estimation, hypothèse basse) en fonction du taux de charge de la STEP¹⁶

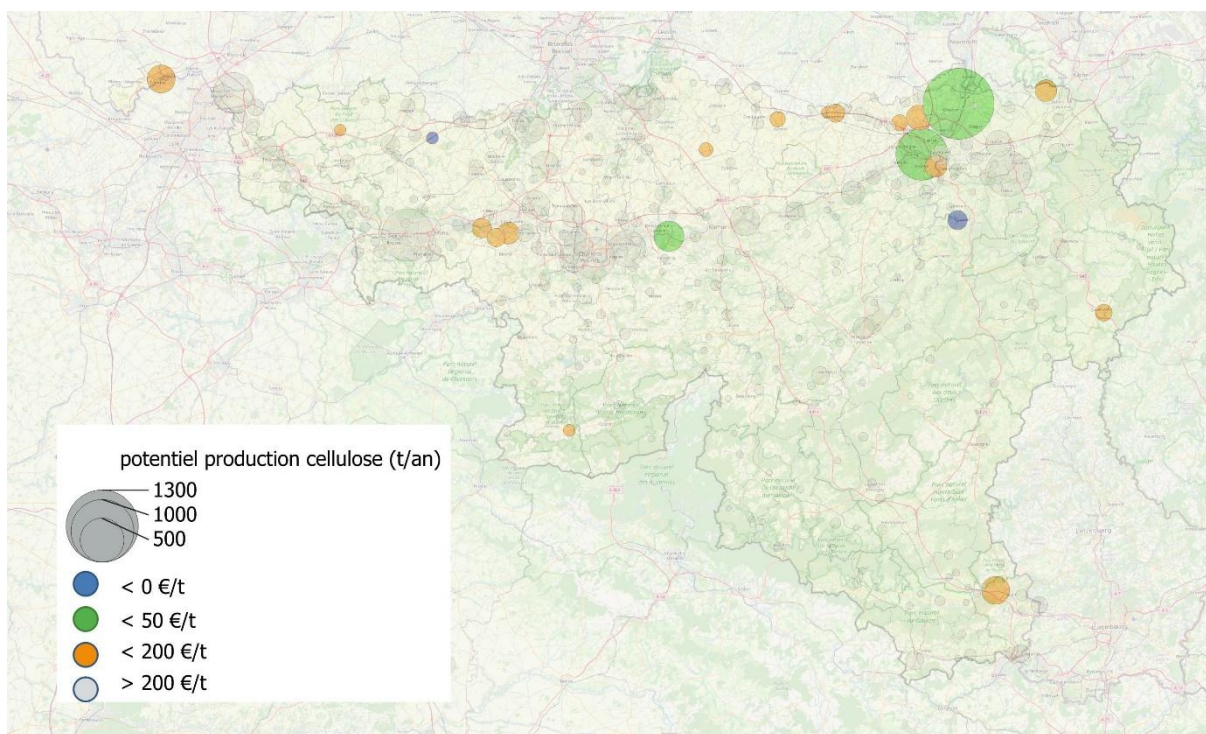


Figure V-5 : Potentiel de production de cellulose : quantité et coût

¹⁶ Nous estimons le taux de charge selon $\frac{\text{Charge moyenne annuelle (EH-120 g DCO)}}{\text{Capacité nominale (EH)}}$

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 165 sur 210

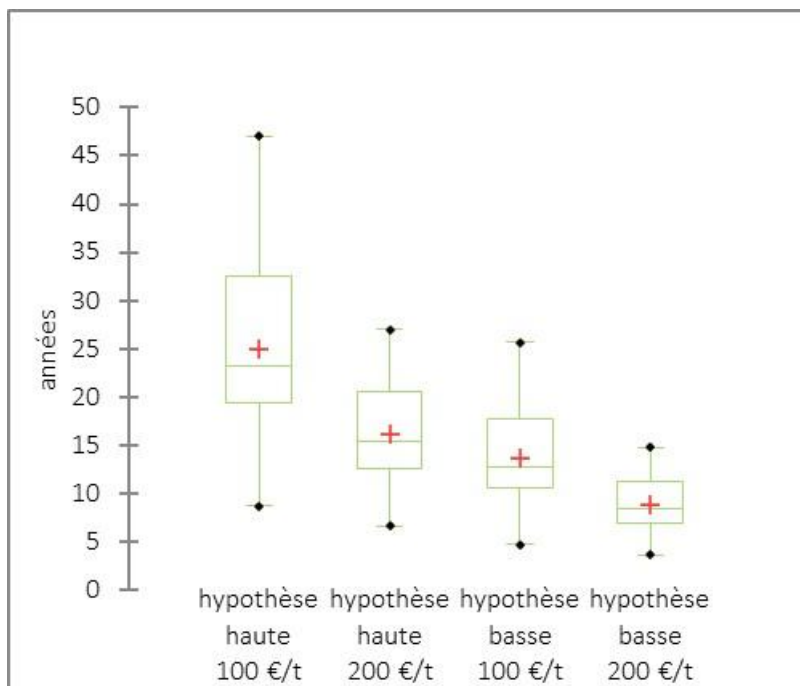


Figure V-6 : Durée de retour sur investissement des 22 STEP selon les scénarios

Tableau V-2 : Liste des stations pour lesquelles les coûts de récupération de la cellulose sont estimés < 200 €/t (hypothèse basse)

Code Ouvrage	BASSIN TECHNIQUE	Capacité Nom (EH)	potentiel production (t/an)	CAPEX (€)		OPEX (€/an)	Économie OPEX STEP (€/an)	Bilan financier (€/an)		€/tcellulose	
				Hyp haute	Hyp basse			Hyp haute	Hyp basse	Hyp haute	Hyp basse
62009/01	AYWAILLE	9050	90,09	322.727	176.349	25.741	45.698	1.558	- 8.201	17	- 91
62119/01	SAINT-REMY	6200	93,17	257.206	140.546	27.059	47.264	- 3.058	- 10.836	- 33	- 116
55039/04	SILLY	1000	26,81	86.069	47.031	7.825	13.600	- 37	- 2.640	- 1	- 98
62079/01	LIEGE OUPEYE	446500	1259,37	3.347.643	1.829.264	545.412	638.848	129.740	28.515	103	23
62063/01	LIEGE SCLESSIN	150000	691,77	1.739.807	950.689	289.772	350.920	54.839	2.231	79	3
92140/01	MORNIMONT	45000	234,91	844.839	461.648	98.464	119.167	35.620	10.074	152	43
00001/02	COMINES	40000	201,30	787.195	430.150	88.835	102.114	39.201	15.398	195	76
81001/01	ARLON	35000	199,53	726.586	397.031	85.398	101.215	32.622	10.651	163	53
62060/03	LANTIN	35000	157,11	726.586	397.031	61.782	79.696	30.525	8.554	194	54
62022/01	EMBOURG	27000	117,99	621.820	339.783	44.509	59.851	26.113	7.310	221	62
63088/03	LA GUEULE	24750	114,65	590.189	322.499	52.679	58.160	33.865	16.019	295	140
55022/06	SAINT-VAAST	22500	116,25	557.386	304.574	53.577	58.971	31.765	14.911	273	128
55022/01	BOUSSOIT	19000	90,45	503.615	275.192	43.631	45.884	31.322	16.094	346	178
55022/02	TRIVIERES	19000	79,12	503.615	275.192	37.336	40.136	30.775	15.546	389	196
64074/01	WAREMME	10000	76,79	342.646	187.234	32.204	38.956	16.091	5.730	210	75
62006/02	AWANS	9600	57,25	334.356	182.703	22.223	29.041	15.472	5.362	270	94
64034/05	AVERNAS-LE-B.	9200	50,77	325.926	178.097	19.459	25.753	15.434	5.579	304	110
63067/01	SAINT-VITH	7100	62,78	278.998	152.454	24.855	31.846	11.609	3.173	185	51
25084/01	PERWEZ	3500	39,75	182.510	99.730	16.076	20.167	8.076	2.558	203	64
56016/02	BAILEUX	3500	25,33	182.510	99.730	10.180	12.851	9.497	3.978	375	157
64008/01	LA MULE	2850	23,93	161.344	88.164	9.434	12.138	8.053	3.174	337	133
51065/02	FRASNES	2650	22,77	154.452	84.398	9.245	11.552	7.990	3.319	351	146
TOTAL			3.832	13.578.023	7.419.487	1.605.695	1.943.827	567.070	156.501		
moyenne										148	41

V-2.3. Scénario de valorisation

On identifie 3 unités de production d’isolants celluloseux en Région wallonne, localisés à Herstal, Amel et Ciney. Les stations identifiées au Tableau V-2 sont associées au site de production le plus proche (à vol d’oiseau – voir Figure V-7). Les distances à parcourir (en t.km) et les coûts associés¹⁷ sont évalués au Tableau V-3. Le transport augmente de coût de la tonne de cellulose de 10 à 40 €, selon les cas.

Globalement, la concentration des sites où la récupération de cellulose est la plus intéressante dans la région liégeoise ce qui pourrait rendre compétitive l’intégration de cellulose récupérée dans les isolants produits à Herstal, avec un coût évalué de l’ordre de 33 €/t cellulose (hypothèse basse).

D’autre part, comme l’indique le graphique de la Figure V-8, l’équipement des 7 stations où la récupération de cellulose est a priori la plus rentable (partie verte de la courbe) permettraient la récupération cumulée de près de 2.500 t de cellulose par an à un coût moyen inférieur à 20 €/t (hypothèse basse, transport compris). Cette hypothèse suppose la participation des 3 sites de production d’isolants.

On notera également que deux sites industriels du secteur « papier » sont équipés de leurs propres installations de traitement d’effluents, en fonction du type d’équipement et des filières de traitement/valorisation déjà en place, il est possible qu’un gisement très important de cellulose soit valorisable à partir de ces sites. Ils apparaissent en brun à la Figure V-7. L’évaluation des potentialités de ces sites et les aspects économiques nécessiterait des investigations plus poussées et ciblées qui sortent du cas de la présente étude.

¹⁷ Pour l’estimation des coûts de transport, on estime que la distance réelle à parcourir = 1,5 x la distance à vol d’oiseau et on évalue le coût du transport à 10 €/t par tranche de 50 km (sur base du coût de transport des boues de STEP – IDELUX Eau, communication personnelle).

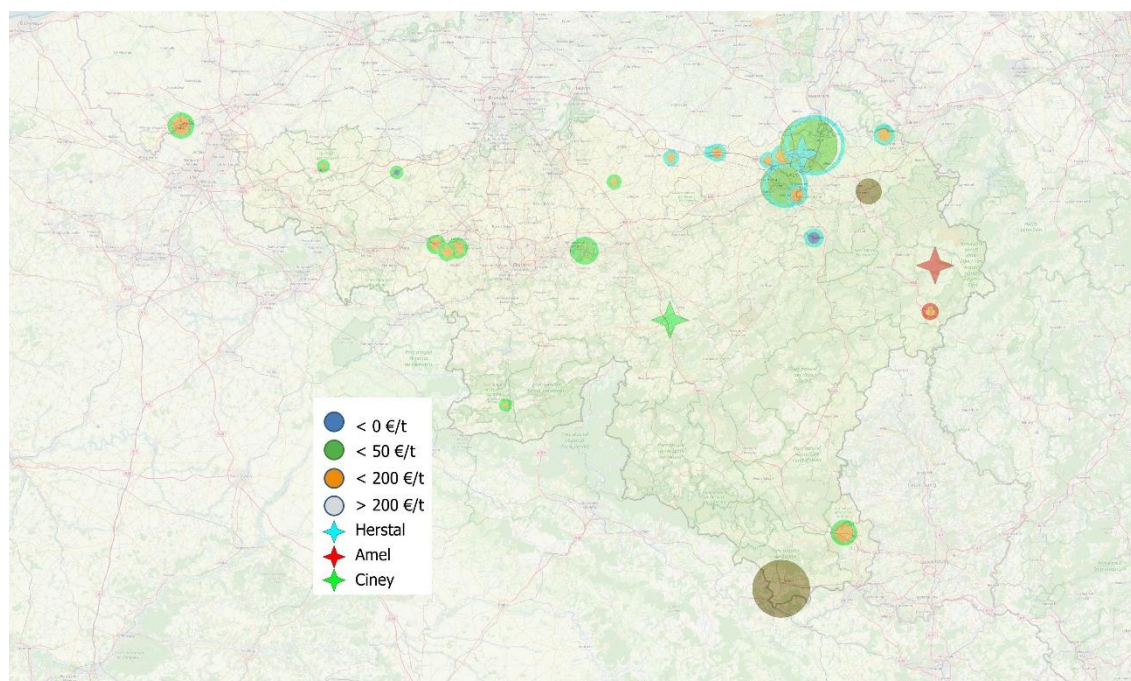


Figure V-7 : Sites de productions d'isolants cellulosiques

Tableau V-3 : Évaluation des couts de transport de la cellulose vers les utilisateurs potentiels

STEP	potentiel cellulose (t/an)	destination	Distance (km)	t.km/an	transport (€/an)	transport (€/t)	€/tcellulose total	
							hyp haute	hyp basse
SAINT-VITH	63	AMEL	13,7	1286,6	627,8	10,0	194,9	60,5
SILLY	27	CINEY	91,8	3690,3	536,2	20,0	18,6	-78,5
MORNIMONT	235	CINEY	32,5	11435,8	2349,1	10,0	161,6	52,9
ARLON	200	CINEY	81,2	24292,4	3990,5	20,0	183,5	73,4
PERWEZ	40	CINEY	44,0	2624,0	397,5	10,0	213,2	74,3
COMINES	201	CINEY	155,5	46944,5	8051,9	40,0	234,7	116,5
SAINT-VAAST	116	CINEY	66,3	11569,3	1162,5	10,0	283,2	138,3
BAILEUX	25	CINEY	54,7	2079,9	253,3	10,0	384,9	167,0
FRASNES	23	CINEY	112,1	3827,7	683,2	30,0	380,8	175,8
BOUSSOIT	90	CINEY	72,7	9858,1	1809,0	20,0	366,3	197,9
TRIVIERES	79	CINEY	68,8	8162,9	1582,4	20,0	409,0	216,5
SAINT-REMY	93	HERSTAL	6,2	860,2	931,7	10,0	-22,8	-106,3
AYWAILLE	90	HERSTAL	25,1	3390,1	900,9	10,0	27,3	-81,0
LIEGE SCLESSIN	692	HERSTAL	10,6	10981,6	6917,7	10,0	89,3	13,2
LIEGE OUPEYE	1259	HERSTAL	4,5	8498,0	12593,7	10,0	113,0	32,6
LANTIN	157	HERSTAL	5,6	1326,9	1571,1	10,0	204,3	64,5
EMBOURG	118	HERSTAL	12,3	2177,8	1179,9	10,0	231,3	72,0
WAREMME	77	HERSTAL	25,1	2893,1	767,9	10,0	219,5	84,6
AWANS	57	HERSTAL	10,3	884,9	572,5	10,0	280,3	103,7
AVERNAS-LE-BAUDOUIN	51	HERSTAL	38,8	2953,7	507,7	10,0	314,0	119,9

RESRECOVERY

PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES
DANS LES EAUX USÉES

PR2301553_240926_Matière organique

Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD

Page 169 sur 210

LA MULE	24	HERSTAL	27,1	972,4	239,3	10,0	346,6	142,7
LA GUEULE AVAL	115	HERSTAL	24,9	4282,3	1146,5	10,0	305,4	149,7
TOTAL	3.832	AMEL CINEY HERSTAL	63 1.036 2.733	164.992	48.772			
moyenne						Générale AMEL CINEY HERSTAL	161 195 239 130	54 61 107 33

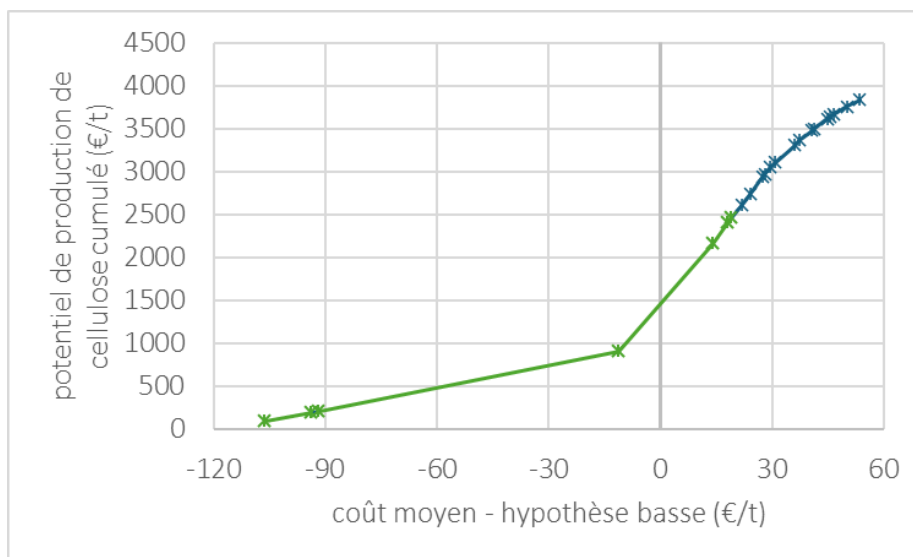


Figure V-8 : Production cumulée et coût moyen (hypothèse basse)

V-3. Filière 1b : variante BIOCHAR

Cette section évalue le potentiel de production du Biochar par pyrolyse lente à partir :

- (1) De la cellulose récupérée dans certaines STEP
- (2) Des boues secondaires de certaines stations d'épuration

V-3.1. Synthèse des hypothèses de travail (voir III-4.5)

Vu la répartition des charges sur le territoire, le scénario prévoit 2 centres pour le traitement par pyrolyse : un à (ou proche de) la station de Liège-Oupeye, l'autre à (ou proche de) la station de Wasmuel¹⁸.

¹⁸ Ces deux stations sont choisies en raison de leur localisation, de leur taille et de la relative disponibilité de terrain à proximité.

V-3.1.1. Potentiel de production

- À partir de la cellulose récupérée dans les STEP du Tableau V-2 situées à moins de 30 km à vol d'oiseau d'un des centres de pyrolyse ;
- À partir des boues secondaires des STEP situées à moins de 30 km à vol d'oiseau d'un des centres de pyrolyse ;
- Pour les STEP pour lesquelles une récupération de cellulose est prévue, la production de boues secondaires est adaptée (-10%)
- La conversion de la biomasse (cellulose et/ou boues) en biochar est estimée à 30% (Figure V-9)

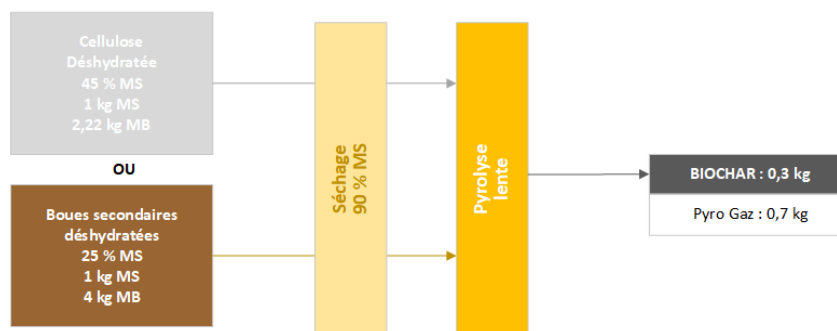


Figure V-9 : Taux de conversion de biomasse en BIOCHAR (Haeldermans et al., 2020a)

V-3.1.2. Évaluation économique

L'évaluation des **coûts d'investissement** se fait sur base des informations relatives à des unités de pyrolyse lente synthétisées au Tableau V-4 et principalement (Haeldermans et al., 2020) en ajoutant 20% d'inflation (2020-2024) et en appliquant la règle des 6/10.

Sur cette base, les coûts d'investissement sont de l'ordre de 11 M€ pour le site d'Oupeye et 5 M€ pour le site de Wasmuel (Figure V-10). L'amortissement est estimé sur 15 ans.

Tableau V-4 : Coûts d'investissement, unité de pyrolyse

Capacité (tMS/j)	Coût (€)	commentaire	année	source
34	1.988.000 201.449 2.189.449	Slow pyrolysis rotary kiln Biomass dryer Total (sécheur+pyro)	2023	(Salimbeni <i>et al.</i> , 2023)

72	12.650.000	Indirectly fired rotary kiln ¹⁹	2020	(Haeldermans et al., 2020)
1,2	487.000	Inclut sécheurs, réacteur de pyrolyse, séparateur, bruleurs, traitement d'air.	2021	(Khan M, 2021b)

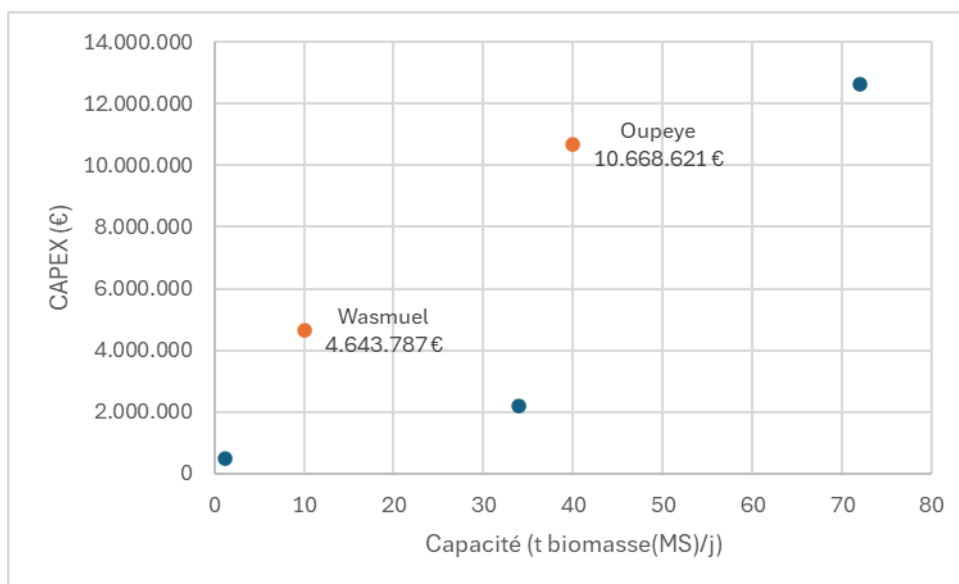


Figure V-10 : Estimation du coût d'investissement – pyrolyse lente pour la production de BIOCHAR

Les **coûts d'exploitation** sont estimés comme suit, principalement sur base de (Haeldermans *et al.*, 2020a)

- Le bilan matière et énergie s'établit tel qu'à la Figure V-11. On soulignera toutefois qu'il s'agit là de valeurs moyennes et que les valeurs exactes dépendent largement de la qualité de la matière utilisée.
- En régime, le procédé est autosuffisant d'un point de vue énergétique pour la pyrolyse de cellulose (il dégage même un surplus de gaz équivalent 1,3 MWh thermique/t cellulose). Il est par contre légèrement déficitaire pour le traitement des boues secondaires déshydratées à 25 %MS (- 0,3 MWh/tMS). Il est autosuffisant tant qu'il y a au moins 18,75 % de cellulose (MS) dans la biomasse alimentant le réacteur. Ainsi, la **consommation de chaleur pour le séchage de la biomasse** est estimée à $-0,016 \times \% \text{ de cellulose dans l'alimentation (MS)} + 0,3 \text{ kWh/kgMS}$. Dans l'hypothèse d'une valorisation conjointe de cellulose et de boues secondaires déshydratées (voir infra), nous ne prendrons pas en compte la valorisation d'un éventuel surplus énergétique,

¹⁹ This includes all labor and transportation costs, as well as the grinder, dryer, pyrolysis reactor, gas cleaning equipment, thermal combustor, gas engines, biochar cooling and bagging. Furthermore, this price includes a weighing bridge for the incoming residue streams and outgoing biochar and a water and air treatment system.

nécessairement marginal, celui-ci impliquant par exemple la mise en œuvre d'une installation de cogénération. Il en serait toutefois autrement si la biomasse valorisée présentait un taux de matière sèche globalement plus élevé.

- Le coût de **transport** n'est comptabilisé que pour la cellulose (estimé à 10 €/tMB, forfait pour une distance ≤ 50 km). En effet, les boues secondaires doivent être évacuées des STEP, quelle que soit la destination finale.
- Le coût de la **matière première** est de -10 €/tMB pour les boues secondaires qui ne doivent plus être prises en charge par d'autres filières (économie) et tel qu'évalué au Tableau V-2 (hypothèse basse) pour la cellulose en déduisant les coûts de séchage (celui-ci étant réalisé sur le site de pyrolyse). Dans ces conditions, le coût de la cellulose est négatif (coût moyen = -129 €/tMS) en raison des économies réalisées sur le traitement à la STEP où elle est récupérée²⁰.
- Appoint de gaz naturel pour la **combustion** : 0,7 kW/tMS.j
- Les périodes de démarrage (après maintenance) de l'installation représentent également une consommation spécifique. On estime ces périodes à 150 h/an (valeur moyenne, par simplification, adaptée de (Haeldermans *et al.*, 2020b). Durant cette période, le besoin en chaleur (gaz) est de 70 kW/tMS.j et le besoin d'électricité de 6 kW/tMS.j
- Le coût de l'énergie est estimé à 0.15 €/kWh élec et 30 €/MWh gaz
- Les coûts de maintenance sont estimés à 6 % des CAPEX/an
- S'agissant d'une installation fonctionnant sans interruption et nécessitant une surveillance permanente, la main d'œuvre est estimée à 10 ETP, principalement de technicien, soit de l'ordre de 550.000 €/an, sans facteur d'échelle.

²⁰ Cette hypothèse correspond au cas où l'unité de pyrolyse est exploitée par la même entité que les STEP et non par un opérateur distinct.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 173 sur 210

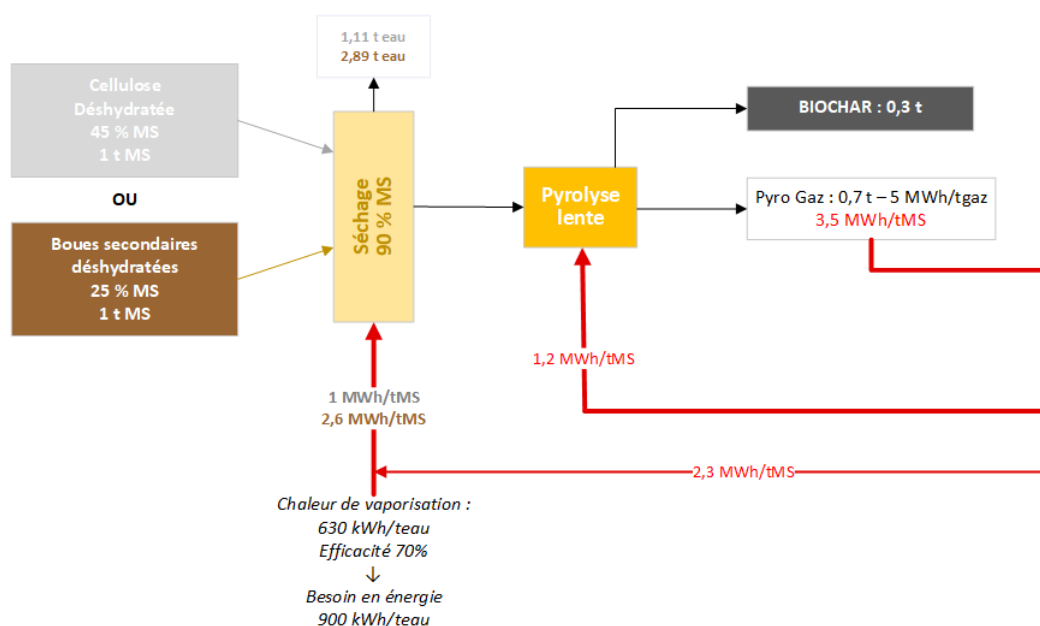


Figure V-11 : Bilan matière et énergie du procédé de pyrolyse lente

V-3.2. Estimation du potentiel pour le Région wallonne

Les stations correspondant aux critères établis en V-3.1.1. et l'importance des gisements disponibles pour la production de BIOCHAR sont représentées à la Figure V-12.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 174 sur 210

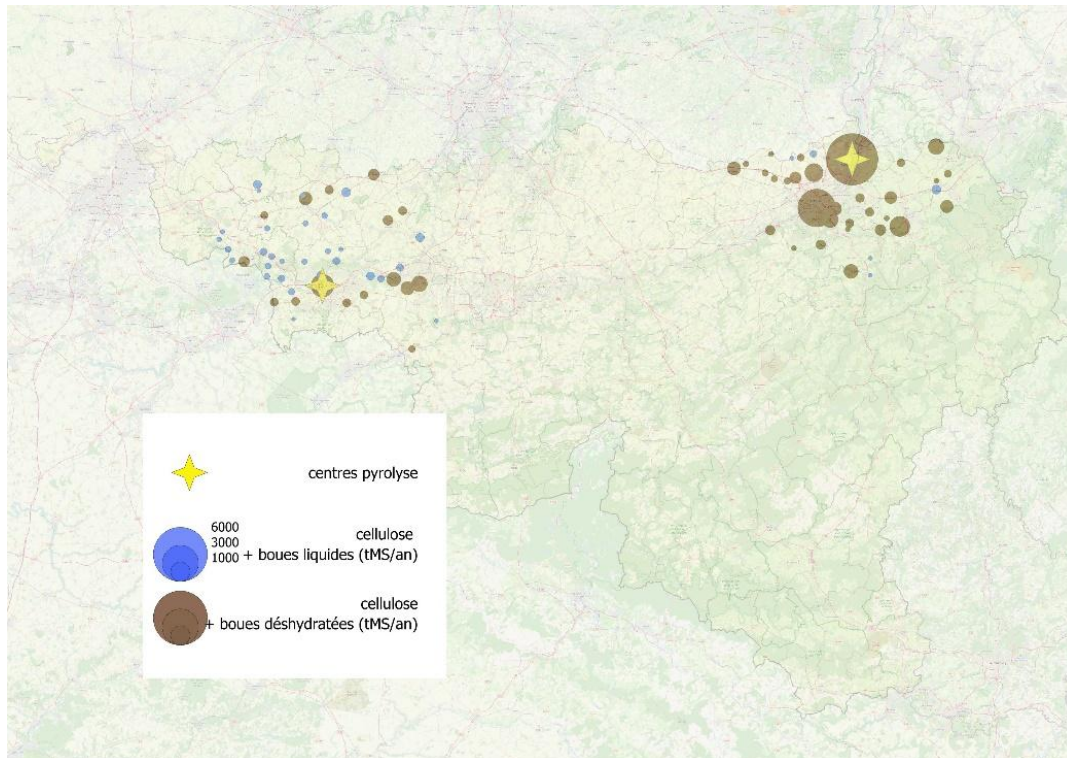


Figure V-12 : Stations prises en compte dans le scenario de production de BIOCHAR

On note que le profil du parc épuratoire concerné par l'un et l'autre site de pyrolyse envisagé est très différent : le site de Wasmuel rassemblerait beaucoup de petites stations, dont la majorité (29 sur 45) ne sont pas équipées d'un atelier de déshydratation des boues alors que les stations autour du site d'Oupeye sont de taille plus importante et produisent majoritairement des boues déshydratées (seulement 5 STEP sur 36 produisent des boues secondaires liquides). Ceci a un impact important sur le transport des boues vers le centre de pyrolyse, comme l'indiquent les graphiques de la Figure V-13 : à Wasmuel, les boues secondaires sous forme liquide contribueraient à 20 % du potentiel de production de BIOCHAR mais à 49 % des coûts (économiques et environnementaux) de transport contre respectivement 1,3 et 7 % à Oupeye. On rappellera toutefois que le transport des boues ne représente pas vraiment un coût propre à la filière de valorisation, ces boues devant être évacuées, quelle que soit la filière, et la distance ayant été limitée à environ 50 km dans nos scénarios (soit l'ordre de grandeur des distances de transport pour la valorisation agricole par exemple).

Néanmoins, la production de biochar à partir des boues liquides impliquerait une déshydratation sur place avant séchage et impacterait également négativement le bilan énergétique de la pyrolyse. Nous prenons dès lors le parti de n'envisager que la valorisation des boues secondaires déshydratées sur leur site de production. Sur cette base, le gisement disponible pour la pyrolyse se répartit tel qu'au Tableau V-5.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 175 sur 210

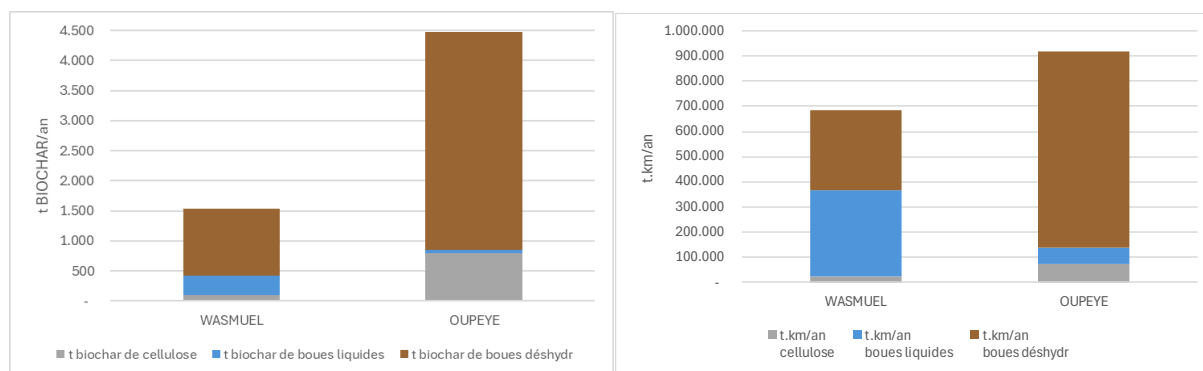


Figure V-13 : Répartition du type de source pour la production de biochar et impact sur le poste « transport »

Tableau V-5 : Estimation du potentiel de production de BIOCHAR

Centre de pyrolyse	Liège-Oupeye	Wasmuel	TOTAL
Nombre de STEP centralisées	31	18	49
Capacité nominale totale (EH)	1.090.531	460.450	1.618.820
Boues II déshydratées (tMS/an) ²¹	12.051	3.691	15.742
Boues II déshydratées (tMB/an)	48.204	14.764	62.968
Cellulose (tMS/an)	2.696	478	3.175
Cellulose déshydratée (45%MS) (tMB/an)	5.992	1.063	7.055
Potentiel de production (t/an)			
BIOCHAR	4.424	1.251	5.675
Pyro Gaz	10.322	2.918	13.242
Transport des boues et de la cellulose (t.km/an)	857.156	354.406	1.211.562
(t.km/t BIOCHAR produit)	194	283	213

Le **potentiel de production de BIOCHAR** à l'échelle la Région wallonne dans les hypothèses choisies s'établit à environ **5.675 t/an²¹**. Les deux unités de pyrolyse correspondantes peuvent être considérées comme « très grande » (environ 15.000 tMS/an) et « grande » (environ 4.200 tMS/an)²².

Les coûts d'investissement sont évalués à respectivement 11 M€ et 5,2 M€ pour les deux sites.

²¹ On notera qu'en raison des transferts entre stations (centralisation des boues liquides vers les STEP équipées d'ateliers boues), ces quantités, calculées à partir des charges traitées sur chaque STEP, sont probablement sous estimées.

²² En 2023, on dénombrait en Europe 171 installations de production de BIOCHAR, à partir de divers substrats, la capacité de production moyenne étant d'environ 500 t/an.

Les coûts de production résultants pour les deux unités de pyrolyse sont synthétisés au Tableau V-6. Comme visualisé aux graphiques de la Figure V-14, les deux unités, bien que de capacité assez différente, présentent un coût annuel total sensiblement identique, en raison de la part importante des frais de main d'œuvre (considérés comme fixes pour cette gamme de taille) et d'équipement ; les postes énergétiques contribuent très peu au coût de production du BIOCHAR même lorsque l'autonomie énergétique n'est pas complètement assurée (proportion trop faible de cellulose).

Le coût négatif des matières premières, le système STEP source-unité de pyrolyse étant considéré comme une entité exploitée par le même opérateur, permet, pour l'unité de plus grande taille à Liège Oupeye, de produire du BIOCHAR pour un coût de l'ordre de 222 €/t.

Tableau V-6 : Coûts de production du BIOCHAR (estimation)

Site	WASMUEL	OUPEYE
Investissement (k€)	5.200	11.000
Amortissement (k€/an)	346,7	733,3
Maintenance (k€/an)	312	550
matières premières (k€/an)	-169	-914,4
transport des boues cellulosique (k€/an)	10,63	31,93
Energie séchage (k€/an)	14,6	3,3
Gaz appoint combustion (k€/an)	2,10	7,43
Energie démarrage (k€/an)	5,36	18,96
main d'œuvre (k€/an)	550	550
Coût total (k€/an)	1.072	980.5
Coût (€/t BIOCHAR)	857	222

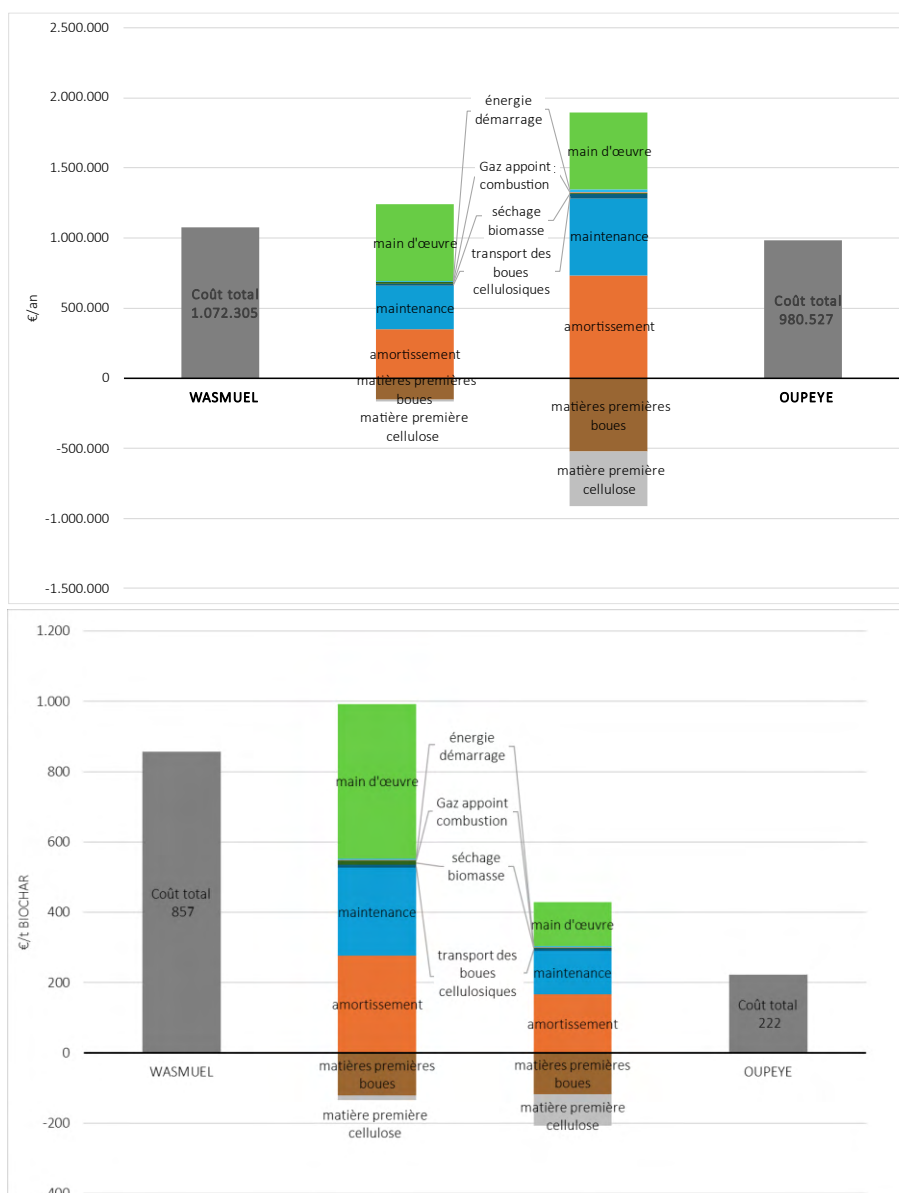


Figure V-14 : contribution des différents postes au coût de production du BIOCHAR

V-3.3. Possibilité de traiter des boues industrielles

Sur base des charges industrielles estimées en IV-4.2, nous sélectionnons les entreprises :

- Des secteurs agroalimentaire et papier, cartons ;
- Associées aux charges (estimées) les plus importantes pour un secteur donné ;
- Ayant déclaré une charge polluante en 2021 ;
- Rejetant en eau de surface et donc équipées d'une station d'épuration biologique des eaux.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 178 sur 210

39 entreprises répondent à ces critères. Parmi celles-ci, nous savons par expérience que 5 sont équipées d'un atelier de déshydratation des boues. Par hypothèse, nous supposons que les entreprises produisant plus de 100 t de boues (MS)/an déshydratent leurs boues sur site. De cette manière, nous sélectionnons 22 entreprises produisant potentiellement des boues secondaires déshydratées, pouvant être valorisées par pyrolyse (sans présager de la destination actuelle de ces boues).

On estime la production de boues secondaires biologiques à 0,25 kgMS/kgDCO.

Le gisement potentiel se répartit comme au Tableau V-7.

Quelques constatations :

- Plus de 50 % des boues industrielles sont produites à + de 30 km des deux sites choisis pour la pyrolyse dans notre scénario de valorisation ;
- La valorisation conjointe de boues industrielles et urbaines permettrait de doubler la capacité du site de Wasmuel (avec probablement un impact positif sur les coûts de production ;
- Les contraintes (distances) de transport sont plus importantes pour les boues industrielles que pour les boues urbaines.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 179 sur 210

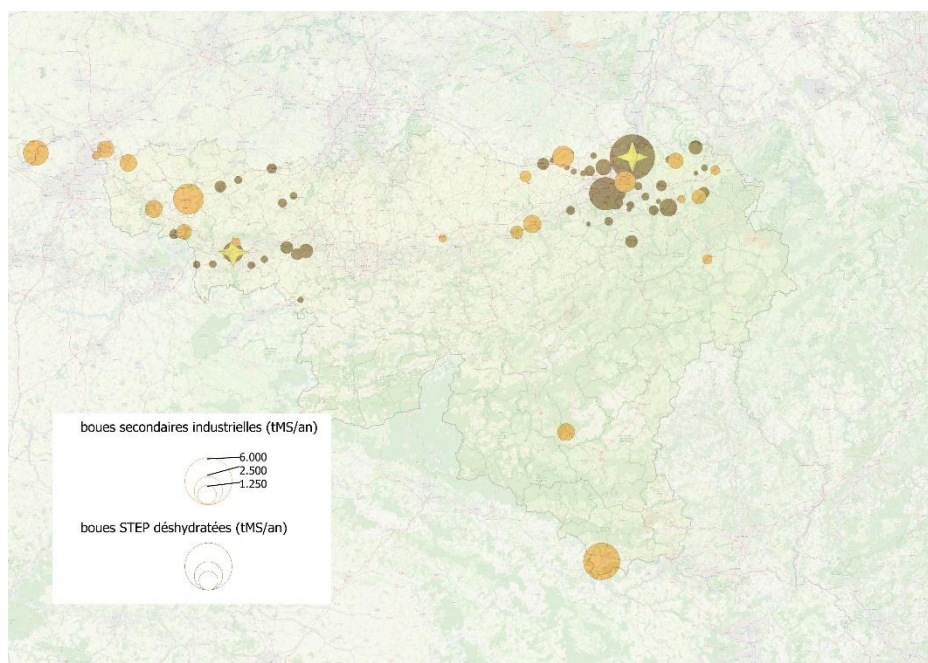


Figure V-15 : Gisement de boues secondaires d'origine industrielle (tMS/an – estimation)

Tableau V-7 : Potentiel de production de BIOCHAR à partir de certaines boues d'épuration biologique de rejets industriels

Centre de pyrolyse le plus proche	Gisement boues secondaires (tMS/an)	Gisement boues secondaires Distance < 30 km (tMS/an)	Potentiel BIOCHAR (t/an) et augmentation par rapport aux boues ERU seules	t.km/an et augmentation par rapport aux boues ERU seules	t.km/tBIOCHAR
OUPEYE	10.532	4.020	1.206 (+ 27%)	415.479 (+48%)	344
WASMUEL	7.817	4.016	1.205 (+96%)	559.792 (+158%)	464
total	18.348	8.036	2.411 (+42%)	975.271 (+80%)	404

V-3.4. Marché du BIOCHAR

Outre son intérêt en tant que « puits de carbone » à empreinte négative²³, le BIOCHAR peut être utilisé à des fins d'amendement du sol (capacité de rétention de l'eau et des nutriments) mais trouve également des applications comme additif dans le compost, dans le traitement des fumiers et litières ou encore dans le traitement des effluents. On nuancera ce constat par le fait que le BIOCHAR issu de

²³ Le BIOCHAR est reconnu par le GIEC comme « Negative Emission Technology »

boues de stations d'épuration n'est à ce jour pas reconnu par le règlement UE n°2019/1009 du 5 juin 2019 établissant les règles relatives à la mise à disposition sur le marché des fertilisants UE en raison des incertitudes sur le risque de présence de substances émergentes dont le comportement à la pyrolyse était encore méconnu. Plusieurs études récentes tendent néanmoins à démontrer que la plupart des contaminants organiques (œstrogènes et résidus pharmaceutiques, PFAS, HAP, microplastiques), sont détruits lors de la pyrolyse (European Biochar Industry consortium, 2023).

L'utilisation du BIOCHAR en tant que fertilisant contribuerait également à la réutilisation du phosphore, conformément aux prescriptions de la future nouvelle version de la Directive sur l'Épuration des Eaux Résiduaires urbaines.

Enfin, les possibilités d'utiliser le BIOCHAR, éventuellement après activation²⁴, pour l'élimination des micropolluants organiques, comme prescrit par cette même directive, devraient être envisagées. Ainsi le projet Sylvo a mis en évidence l'efficacité du BIOCHAR activé (à la vapeur d'eau) produit à partir de bois pour l'élimination des principaux résidus médicamenteux d'intérêt.

Selon l'analyse de l'ARTB (Association de Recherche Technique Betteravière, 2022) , le prix de vente du BIOCHAR à usage agricole varie entre 500 et 1000 €/t. (Haeldermans *et al.*, 2020a) rapportent des prix entre 230 et 2300 €/t avec une moyenne autour de 920 €/t.

Si des précisions sont encore nécessaires quant aux prix du marché et à la viabilité économique, la production de BIOCHAR à partir de la cellulose/des boues de STEP et sa valorisation pour l'élimination des micropolluants organique semble être une voix prometteuse, tant du point de vue technique qu'environnemental.

V-4. Filière 2 : Production de biodiesel à partir des FOG

V-4.1. Synthèse des hypothèses de travail

V-4.1.1. Potentiel de production (voir Tableau III-19)

- Contenu des ERU : 15,6 g FOG/EH (soit 36 g de DCO associée aux FOG = 30 % de la DCO des ER domestiques).
- Rendement de récupération théorique : 65 %, soit un potentiel théorique de récupération : 84,5 g FOG/kg DCO_{inSTEP}
- Proportion de FOG effectivement saponifiables : 65%.
- Taux de conversion en biodiesel : 0,235 kg_{biodiesel}/kg_{FOG saponifiable}. Ainsi, la quantité de biodiesel pouvant être généré avec les résidus de graisse des déshuileurs relative à la DCO entrante serait de l'ordre de 12,9 kg_{biodiesel}/t_{DCO}

²⁴ Non analysé dans ce rapport

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 181 sur 210

V-4.1.2. Évaluation économique

L'évaluation économique du procédé est difficile pour plusieurs raisons :

- La plupart des données sont issues d'extrapolation d'essais réalisés à l'échelle du laboratoire ;
- Les sources utilisées sont variables (boues de prétraitement, boues primaires, boues secondaires) ;
- Certaines évaluations portent sur des procédés ayant recours à des réactifs coûteux (ex : utilisation de lipases (ISSEP, 2017)) ;
- Le périmètre de l'évaluation économique est variable (par exemple (Khan and Vito, 2021)) envisagent la valorisation à partir de boues secondaires enrichies et incluent les bassins ANO/AERO dans l'évaluation des coûts)

Par défaut, nous estimerons les coûts de production sur base des informations et hypothèses issues de (Khan and Vito, 2021) pour une unité de production de biodiesel d'une capacité de 8000 t/an, en nous limitant à la partie séchage/extraction/transestérification/purification. Les informations utilisées sont synthétisées au Tableau V-8

Tableau V-8 : Synthèse des informations de base pour l'évaluation des coûts de production de biodiesel

poste	unités		commentaire
CAPEX annualisés	€/an	1.146.316 (2019) 1.511.062 (2023) ²⁵	Pour une capacité de production de 8000 t/an Déduction faite des 80% attribués aux bassins ANO/AERO d'enrichissement de la biomasse
Durée de vie	ans	15	
Electricité Séchage sous vide Extraction	MWh/t biod.	2,1 0,03	0,15 €/kWh
Vapeur Extraction Transestérification Distillation/purification	t/t biod.	1,73 2,7 0,88	32,5 €/t
Chloroforme (Extraction)	kg/t biod.	7,9	0,805 €/kg
Méthanol Extraction	kg/t biod.	21	0,515 €/kg

²⁵ Les coûts établis par les auteurs pour l'année 2019 sont actualisés pour l'années 2023 sur base de CEPCI (Chemical Engineering Plant cost Index) – 607,5 en 2019 – 800,8 en 2023 (+32%)

Transestérification		100	
NaOH (transestérification)	kg/t biod.	20	0,515 €/kg
HCl (purification)	kg/t biod.	20	0,04 €/kg
Maintenance	% CAPEX	5	
Main d'œuvre	€/an	607.086 (2019) 714.138 (2023) ²⁶	Pour une capacité de production de 8000 t/an Dédution faite de 20% attribués aux bassins ANO/AERO d'enrichissement de la biomasse
Coût de transport des boues	€/tMB	10	Forfait par 50 km On considère que les écumes de dégraisseur contiennent 25 % d'eau

Dans l'évaluation du scénario (V-4.4) les coûts d'investissement seront extrapolés selon la règle habituelles (des « 6 dixièmes »)

$$Coût_{capacité\ C} = Coût_{8000\ t/an} \times \left(\frac{capacité\ C}{8000}\right)^{0,6}$$

Les coûts de main d'œuvre seront extrapolés selon le même principe mais avec un exposant = 0,25.

Les coûts négatifs liés à la possible valorisation des sous-produits (notamment ~ 80 t/an de glycerol) sont considérés comme négligeables.

V-4.2. Estimation du potentiel pour la Région wallonne

Sur base des hypothèses ci-dessus et pour une charge totale de 121.435 t DCO/an (IV-3), le **potentiel de production de biodiesel** à l'échelle la Région wallonne (ensemble des STEP existantes) s'établirait à **1.566 t/an**.

Dans les faits :

- Toutes les STEP ne sont pas équipées de déshuileurs ;
- Le taux de récupération des FOG pour les STEP équipées d'un déshuileur est de l'ordre de 13% (voir IV-2)²⁷.

²⁶ Les coûts établis par les auteurs pour l'année 2019 sont actualisés pour l'années 2023 sur base de l' Indice du coût de la main-d'œuvre pour le secteur Production et distribution d'eau; assainissement, gestion des déchets et dépollution (STATBEL) – 105,22 en 2019 – 123,77 en 2023 (+18%)

²⁷ Ce point serait à confirmer/préciser. Cette efficacité limitée est peut-être à mettre en lien avec le taux de dilution de la plupart des effluents urbains conduisant peut-être à une efficacité moindre de la séparation.

Ainsi, on évalue qu'environ 2.000 t FOG sont récupérées chaque année à l'entrée des STEP de capacité ≥ 2.000 EH, ce qui établirait le **potentiel de production de biodiesel à partir des eaux résiduaires urbaines en l'état actuel à 305,5 t/an (ou environ 350 m³²⁸)**, soit 20% seulement de l'évaluation précédente.

On soulignera que (WOW!, no date a) évalue le potentiel de production théorique à partir des eaux usées (boues primaires et boues de dégraisseur) pour l'ensemble de l'Europe NO à 2 Mt/an, chiffre au regard duquel le potentiel estimé ici est dérisoire ($\sim 0,015$ à $0,1$ %)

V-4.3. Possibilités d'inclure les FOG d'origine industrielle

La plupart des rejets industriels susceptibles de contenir des matières grasses (principalement secteurs agro-alimentaires) font l'objet d'un prétraitement, même avant rejet en égout. Sur base des hypothèses exposées en IV-4, on estime le gisement en FOG d'origine industrielle à 7.341 t DCO_{FOG}/an, soit environ 3.200 t FOG/an pour un **potentiel additionnel de production de biodiesel de 487 t/an**.

V-4.4. Scénario de valorisation

Vu les quantités relativement faibles impliquées, une seule unité de production de biodiesel est envisagée dans le scénario de valorisation. Les principaux gisement urbains et industriels sont représentés à la Figure V-16. Le centre de gravité, minimisant les coûts de transport, se situe dans la région d'Andenne.

Pour une unité de production de capacité de production 800 t/an ($\sim$ total du gisement ERU+ERI estimé), le coût d'investissement annualisé est évalué à 380.000 €. Les coûts d'exploitation atteignent presque le million d'euro. Ils sont détaillés à la Figure V-17.

Dans les hypothèses de travail, la **production de biodiesel coûterait de l'ordre de 1,7 €/L**.

²⁸ densité du biodiesel : 0,88 t/m³

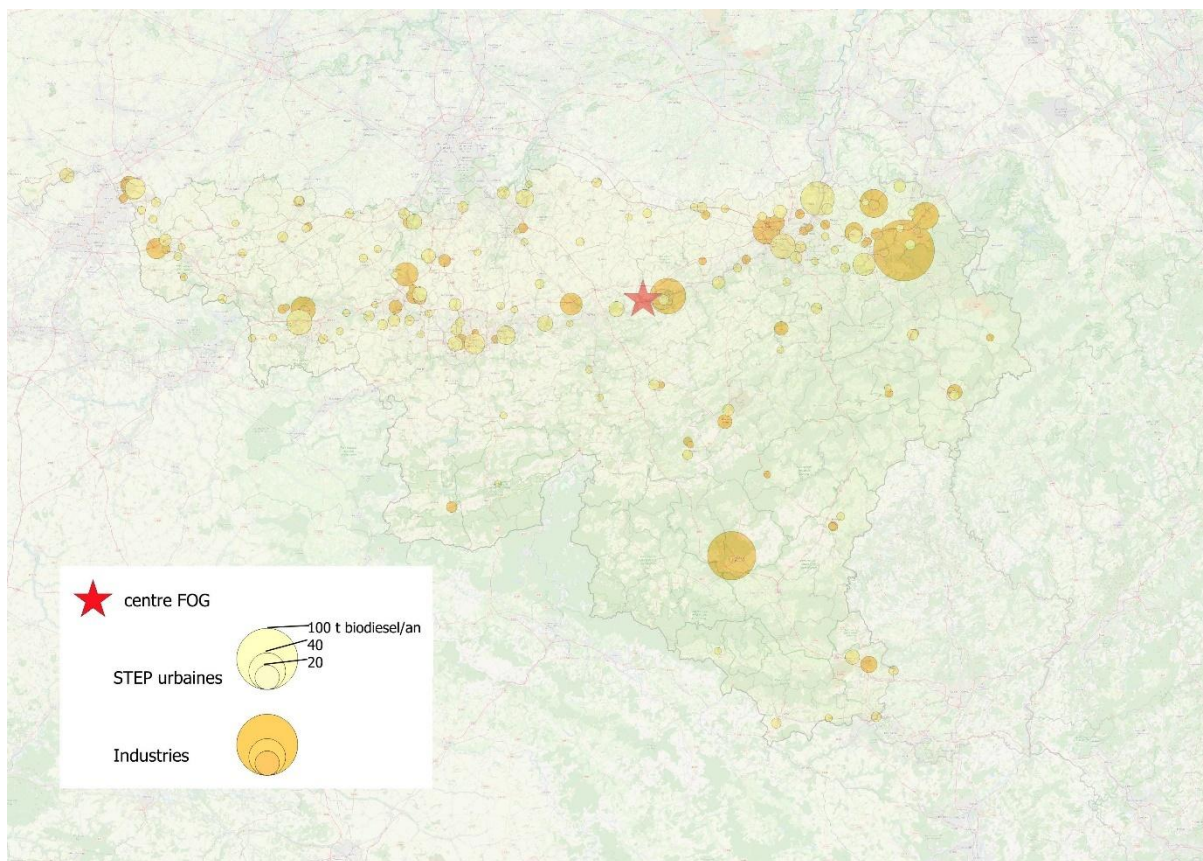


Figure V-16 : Répartition géographique et centre de gravité du potentiel de production de biodiesel

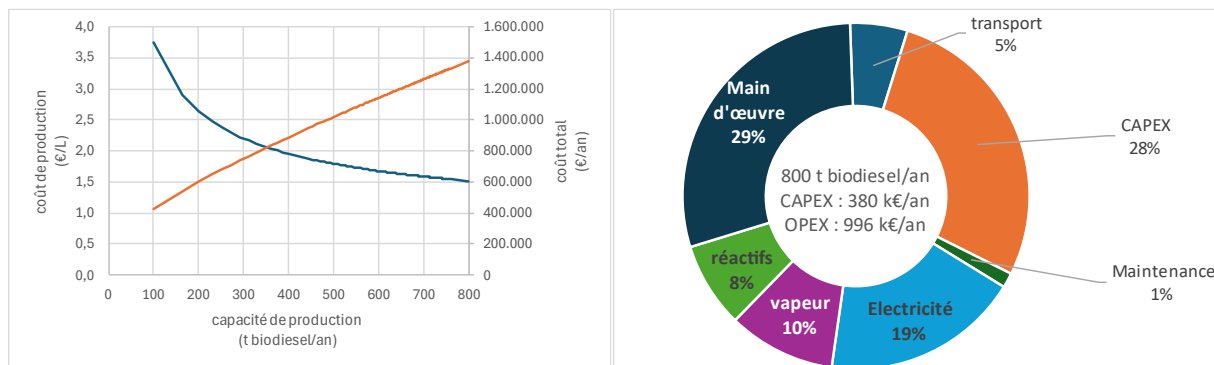


Figure V-17 : Estimation des coûts de production de biodiesel

V-4.5. Marché du biodiesel

La consommation annuelle en 2018 en Belgique en biodiesel était de 510.000 m³ pour comparaison (LeSoir and Michel De Muelenaere, 2019). Le biodiesel produit à partir de FOG de stations d'épuration pourrait potentiellement atteindre près de 1.000 m³/an, soit environ 0,2 % de la consommation en biodiesel belge.

À titre d'illustration, cette production permettrait de parcourir 213.602 km en bus en respectant l'objectif de 14% de carburant renouvelable fixé par RED II, soit environ le kilométrage annuel parcouru par les bus diesel (70 % de la flotte) des TEC Brabant wallon et Charleroi réunis.

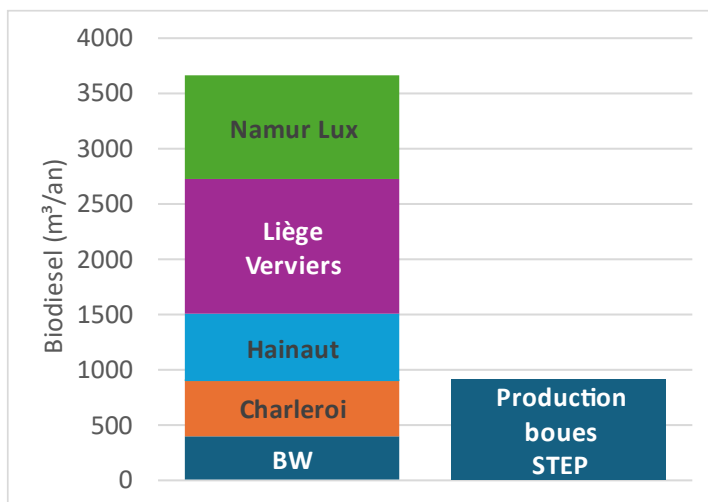


Figure V-18 : Besoin en biodiesel des bus TEC²⁹

Le prix du biodiesel conventionnel est déjà supérieur au prix du diesel fossile (de 72% en 2021³⁰).

En 2020, le prix du marché du biodiesel produit à partir de matières « conventionnelles » d'origine agricole était évalué à 0,7-0,9 € alors que le prix de production de biodiesel à partir d'eaux usées est estimé dans nos hypothèses à environ 1,7 €/L³¹. Néanmoins, les récentes instabilités politico-économiques ont eu un impact majeur sur le marché du biodiesel conventionnel en Europe : manque d'intrants et hausse du prix des huiles végétales, locales comme importées. Ainsi, le prix du biodiesel EMAG de colza produit en Europe est passé d'un peu moins de 1000 \$/t de 2015 à 2020 (prix très stable) à 1.737 \$/t en 2021 puis 1.969 \$/t en 2022, soit un doublement du prix³². Cette augmentation pourrait rendre compétitive la production à partir de sources alternatives dont l'approvisionnement est moins dépendant du contexte politico-économique.

On notera toutefois que, très récemment (mars 2024), la société Argent (cf III-5.5.6.) a annoncé la prochaine fermeture de son site de production écossais³³. La raison principale invoquée étant la concurrence du biodiesel importé de Chine, qui bénéficie d'aides d'état et de subsides.

²⁹ Hypothèses : consommation 30.4 L/100 km – 14 % de biodiesel – 70 % de la flotte thermique – kilométrages parcourus issus du rapport d'activité TEC 2022

³⁰ <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/bilan-energetique-2021/7-16-les-prix-des-biocarburants>

³¹ 1,59 €/l ((WOW!, no date a)

³² <https://www.ifpenergiesnouvelles.fr/article/tableau-bord-biocarburants-2023>

³³ <https://biofuels-news.com/news/argent-plans-to-end-biodiesel-production-at-scottish-plant/>

V-5. Filière 3 : Production de PHA

V-5.1. Synthèse des hypothèses de travail

V-5.1.1. Potentiel de production (voir Tableau III-13)

Les hypothèses retenues pour la production de PHA sont les suivantes :

- Rendement de production : $0,2 \text{ gDCO}_{\text{PHA}}/\text{gDCO}_{\text{substrat}}$ ou $0,14 \text{ gPHA}/\text{gDCO}_{\text{substrat}}$ (équivalent DCO « moyen » des PHA : $1,7 \text{ gDCO}/\text{gPHA}$) ;
- Substrats envisagés pour la production de PHA :
 - (1) Boues primaires : équivalent DCO = $1,35 \text{ gDCO}/\text{gMS}$
 - (2) Gadoues de fosses septiques : équivalent DCO = 24 g/L
 - (3) Substrats industriels (voir infra)

V-5.1.2. Évaluation économique

Nous estimerons les coûts de production principalement sur base des informations et hypothèses issues de (M. N. Khan and WOW!, 2021b) pour une unité de production de PHA d'une capacité de 5.000 t/an.

Toutefois, nous distinguerons les coûts liés aux installations de production de biomasse enrichie (jusqu'à la seconde étape de centrifugation de la Figure III-7 incluse) de ceux liés à l'extraction et la purification des PHA afin de pouvoir envisager des étapes d'enrichissement décentralisée et une extraction centralisée telles qu'à la Figure III-8.

Les informations utilisées sont synthétisées au Tableau V-9. Les valeurs (2019) sont actualisées (2023) comme exposé précédemment et adaptées pour la capacité de production tel qu'exposé précédemment.

Tableau V-9 : Synthèse des informations de base pour l'évaluation des coûts de production de PHA (adaptées de (M. N. Khan and WOW!, 2021b))

poste	unités		commentaire
Production de biomasse enrichie			
CAPEX annualisés	€/an	375.524 (2019) 495.012	Pour une capacité de production de 500 t PHA/an ³⁵

³⁵ Les auteurs évaluent les CAPEX pour 10 installations décentralisées de production de PHA totalisant une capacité de production de 5.000 TPHA/an.

		(2023) ³⁴	
Durée de vie de l'installation	ans	25	
Électricité			
Production AGV		16,35	
Centrifugeuse 1		0,316	
Sélecteur	MWh/t PHA	0,00029	150 €/MWh
Accumulation		0,00048	
Centrifugeuse 2		0,000375	
TOTAL		16,667	
Chaleur – Production d'AGV	MWh/t PHA	3,95	30 €/MWh
Eau de process	m ³ /tPHA	23,4	1 €/m ³
Maintenance (et assurances)	% des CAPEX	25	
Main d'œuvre	€/tPHA	90 (2019) 106 (2023) ³⁶	Pour une capacité de production de 500 tPHA/an
Extraction des PHA			
CAPEX annualisés	€/an	116.141 (2019) 153.096 (2023) ³⁴	Pour une capacité de production de 5.000 t PHA/an
Durée de vie de l'installation	ans	25	
Transport des boues vers le site d'extraction	€/tMB	10	Forfait pour 50 km On considère 2 tMB/tPHA
Électricité			
Séchage		0,64	
Extraction	MWh/t PHA	0,2	150 €/MWh
TOTAL		0,84	
Chaleur – Séchage	MWh/t PHA	5,8	30 €/MWh
Vapeur			
Extraction		2,13	
Évaporation	t/t PHA	2,13	32,5 €/t
TOTAL		4,26	
Solvant (Dimethyl carbonate) - Extraction	t/t PHA	0,19	1.000 €/t
Eau de refroidissement	m ³ /tPHA	15,08	0,5 €/m ³

³⁴ Les coûts établis par les auteurs pour l'année 2019 sont actualisés pour l'années 2023 sur base de CEPCI (Chemical Engineering Plant cost Index) – 607,5 en 2019 – 800,8 en 2023 (+32%)

³⁶ Les coûts établis par les auteurs pour l'année 2019 sont actualisés pour l'années 2023 sur base de l'Indice du coût de la main-d'œuvre pour le secteur Production et distribution d'eau; assainissement, gestion des déchets et dépollution (STATBEL) – 105,22 en 2019 – 123,77 en 2023 (+18%)

Maintenance (et assurances)	% des CAPEX	25	
Main d'œuvre	€/tPHA	78 (2019) 92 (2023) ³⁶	Pour une capacité de production de 5.000 tPHA/an

À noter que pour que la production de PHA soit rentable, il a été suggéré (Simon Bengtsson *et al.*, 2017) qu'un débit annuel de 5 000 t_{PHA}/an est un minimum.

V-5.2. Estimation du potentiel pour la Région wallonne

Selon notre base de données, 62 STEP urbaines sont actuellement équipées d'un décanteur primaire, le gisement de boues primaires associé est évalué à 13.955 tMS/an. Toutefois 2 de ces STEP sont équipées d'un biométhaniseur pour la digestion des boues (2.580 tMS/an).

Le solde de boues primaires considérées en première approche comme disponibles pour la production de PHA s'établit donc à 11.374 tMS/an ou 15.375 tDCO/an ce qui, selon les hypothèses ci-dessus, laisse espérer la production de **2.150 t PHA/an**.

On soulignera que la mise en conformité des STEP wallonnes par rapports aux exigences en matière d'autonomie énergétique de la révision de la Directives sur le traitement des eaux résiduaires urbaines pourrait conduire à équiper d'autres STEP collective d'unité de biométhanisation. Les objectifs de production d'énergie et de production de PHA sont antinomiques, les choix qui seront faits en matière énergétique auront donc une influence sur le potentiel de production de PHA, ceci sera discuté au point V-5.4.

Bien que cette possibilité ne soit pas abordée dans la littérature et nécessite une validation technique, on pourrait envisager l'inclusion de gadoues de fosses septiques dont la nature est assez similaire aux boues primaires de STEP collectives, comme source pour la production d'AGV.

Sur base d'informations collectées dans les rapports annuels des différents OAA (voir Figure V-19), on estime la quantité totale collectée sur le territoire de la Région wallonne à 205.000 m³/an, soit 4.920 tDCO/an³⁷, ce qui, selon les hypothèses ci-dessus, permettrait une production supplémentaire de **689 t PHA/an**, portant le gisement total associé aux ERU à **2.839 tPHA/an**.

³⁷ Équivalent DCO des matières de vidanges : 24 g/L (donnée CEBEDEAU)

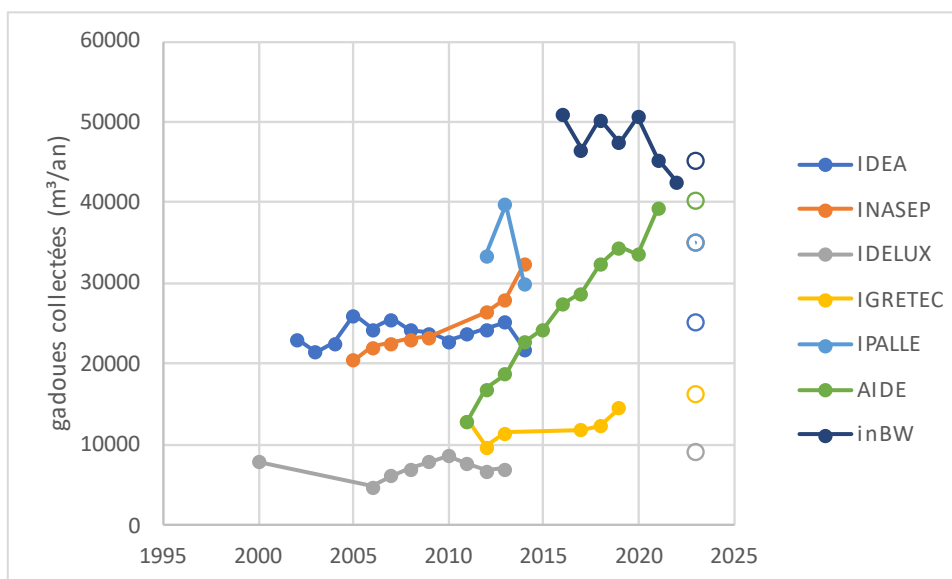


Figure V-19 : Quantités de gadoues collectées par les différents OAA

V-5.3. Possibilités de valoriser des flux d'origine industrielle

Il est difficile de quantifier les flux industriels éventuellement valorisables pour la production de PHA. Ces flux doivent être de nature fermentescible, suffisamment concentrés et importants pour permettre une valorisation économique et faciles à isoler du reste des effluents. Ce dernier point notamment nécessite une connaissance des infrastructures industrielles qui n'est pas disponible dans le cadre de cette étude.

On peut toutefois identifier les entreprises qui pourraient éventuellement rencontrer les premiers critères (flux fermentescibles et importants), aller plus loin dans l'évaluation nécessite des investigations de terrain approfondies et l'adhésion des acteurs industriels concernés par la démarche.

En première approche, nous nous limitons aux effluents des secteurs suivants :

INDUSTRIE LAITIÈRE
INDUSTRIE SUCRIÈRE
BRASSERIES, MALTERIES ET BOISSONS
FRUITS ET LEGUMES
DISTILLERIES ET LEVURERIES
TRAITEMENT DES POMMES DE TERRE
AUTRES IAA

Sur base de l'évaluation des rejets d'effluents industriels (telle qu'exposée en IV-4) et en faisant l'hypothèse que 10 % de la DCO (hors FOG) peut être isolée dans un flux suffisamment concentré, on

identifie 139 rejets industriels totalisant dans ces hypothèses près de 10.000 tDCO/an, soit un potentiel de production de PHA de 1.400 t/an.

La mobilisation de toutes les ressources estimées sur le territoire de la Région wallonne (boues primaires, gadoues de fosses septiques et 10% de la DCO des rejets industriels des secteurs sélectionnés) permet d'atteindre un potentiel de production de PHA de 4.142 t/an, valeur légèrement inférieure au seuil de rentabilité suggéré par la littérature.

V-5.4. Scénario(s) de valorisation

La répartition géographique des différents gisements urbains³⁸ et industriels est représentée à la Figure V-20.

En première approche, on sélectionne comme sites potentiels pour réaliser la production décentralisée des PHA les STEP collectives, au nombre de 10 (voir Tableau V-10) :

- Équipées d'un décanteur primaire produisant au moins 350 tDCO/an sous forme de boues primaires (équivalent à un potentiel de production de 50 tPHA/an) ;
- Non encore équipées d'un digesteur.

Elles sont représentées par une étoile à la Figure V-20

Tableau V-10 : Stations sélectionnées pour la production de PHA

Code	Nom
53065/01	WASMUEL
25091/01	ROSIERES (LASNE)
63058/04	WEGNEZ
63035/01	HERVE
83034/01	MARCHE-EN-FAMENNE
52011/03	MONTIGNIES-SUR-SAMBRE
52074/01	ROSELIES
25110/01	WATERLOO
52063/01	SENEFFE (SOUDROMONT)
63049/01	MALMEDY

³⁸ En ce qui concerne les gadoues de fosses septiques, la répartition de la quantité estimée par OAA a été faite de manière uniforme sur les différents centres de collecte exploités par l'OAA.

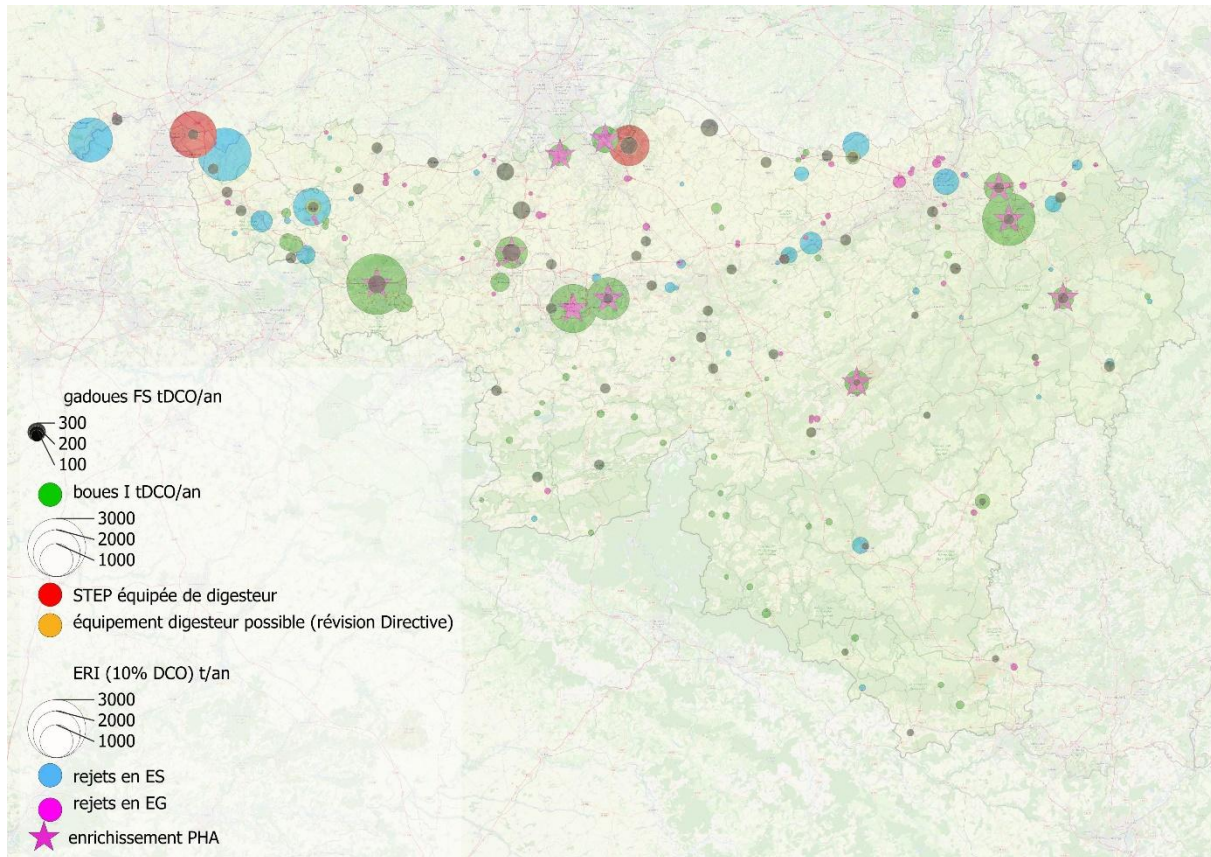


Figure V-20 : Répartition géographique du potentiel de production de PHA

Les gisements de DCO fermentescibles sont ensuite rattachés au centre de production de PHA le plus proche.

Les contraintes de transport (exprimées en t.km/tPHA) sont objectivées en fonction du type de source valorisée et du centre de production à la Figure V-21. Pour l'évaluation des quantités à transporter, nous utilisons les hypothèses suivantes :

- Concentration des boues primaires : 40 gDCO/L ;
- Concentration des flux industriels valorisables : 25 gDCO/L.

En ce qui concerne les contraintes de transport liées aux gadoues, nous déduisons 50 km de la distance au centre d'enrichissement pour tenir compte du fait que les gadoues sont de toute façon déjà actuellement transportées vers un centre de regroupement.

On note que :

- Les rejets industriels en égout n'offrent qu'un faible potentiel de valorisation (< 2% du total) ;

- Les STEP de Malmedy et de Waterloo drainent des quantités limitées de DCO et ne contribuent ensemble qu'à 4% du potentiel de production.
- La STEP de Marche en Famenne regroupe 7% du gisement total mais, vu la dispersion des sources dans cette région, elle est associée à des contraintes de transport importantes.

Pour ces raisons, ces 3 centres de regroupement potentiels et les rejets industriels ayant lieu en égout sont écartés du scénario d'évaluation.

Les STEP de Montignies et de Roselies ainsi que Wegnez et Herve étant très proches l'une de l'autre, un seul site est gardé dans le scénario. Montignies et Wegnez sont sélectionnées, pour minimiser le transport de boues primaires.

La station de Wasmuel est également associée à des contraintes de transport relativement importantes mais elle représente plus de 40% du potentiel de production de PHA et est donc maintenue dans le périmètre du scénario.

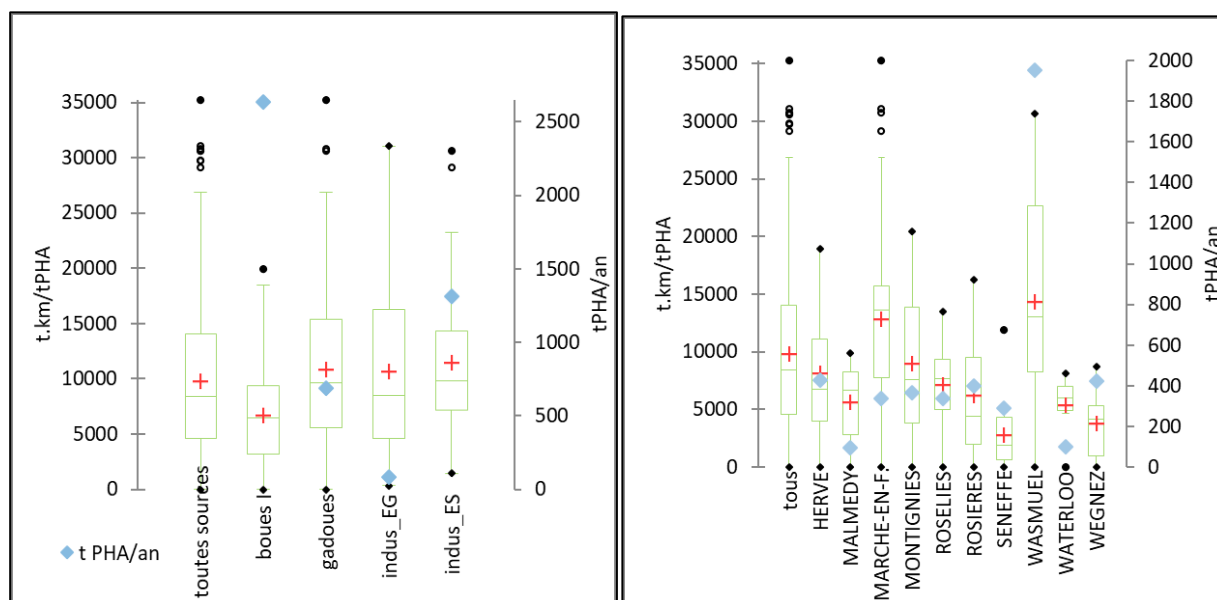


Figure V-21 : Contraintes de transport des sources de DCO vers les unités décentralisées de production.

Après ces ajustements, il reste 5 centres de production/enrichissement de PHA, répartis selon la Figure V-22, à comparer avec les contraintes de transport associées.

On note que les boues primaires constituent la ressource principale (52 % du gisement valorisé dans notre scénario) tout en ne contribuant qu'à 19 % des contraintes de transport. Les gadoues contribuent pour 16 % à la production de PHA pour 7% des contraintes de transport. Les ERI quant à elles contribuent pour 32 % au potentiel de production mais pour 74 % aux contraintes de transport. Cette valeur, a priori défavorable, est toutefois largement dépendante des hypothèses qui ont été posées quant à la concentration des flux valorisés (25 gDCO/L dans nos hypothèses de travail).

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 193 sur 210

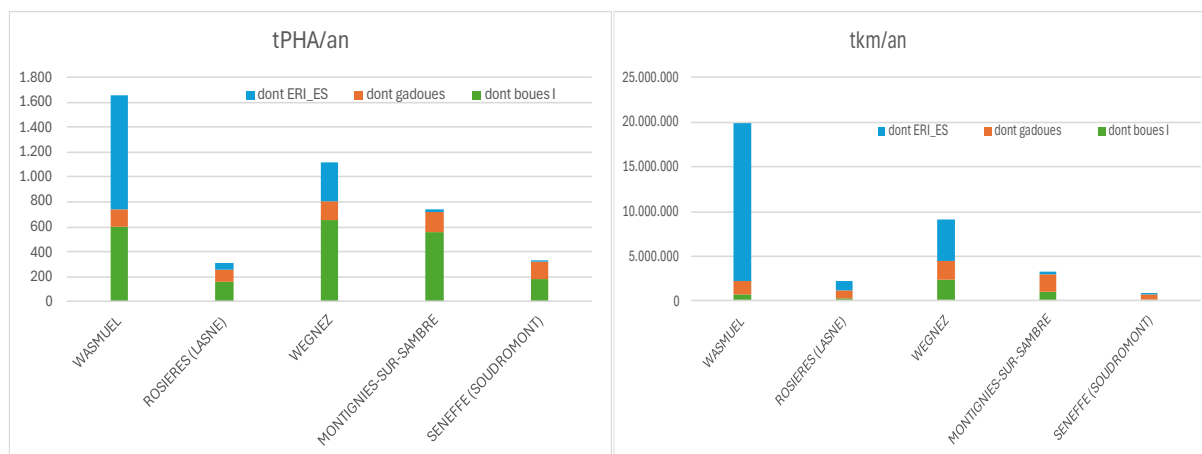


Figure V-22 : Potentiel de production de PHA pour les 5 centres sélectionnés

Les zones d'influence des 5 centres sélectionnés sont représentées sur la carte de la Figure V-23. Dans ces hypothèses, le centre de gravité des quantités de boues enrichies en PHA se situe dans la région de Fleurus, il se situe, à vol d'oiseau, entre 14 et 89 km des différents centres d'enrichissement.

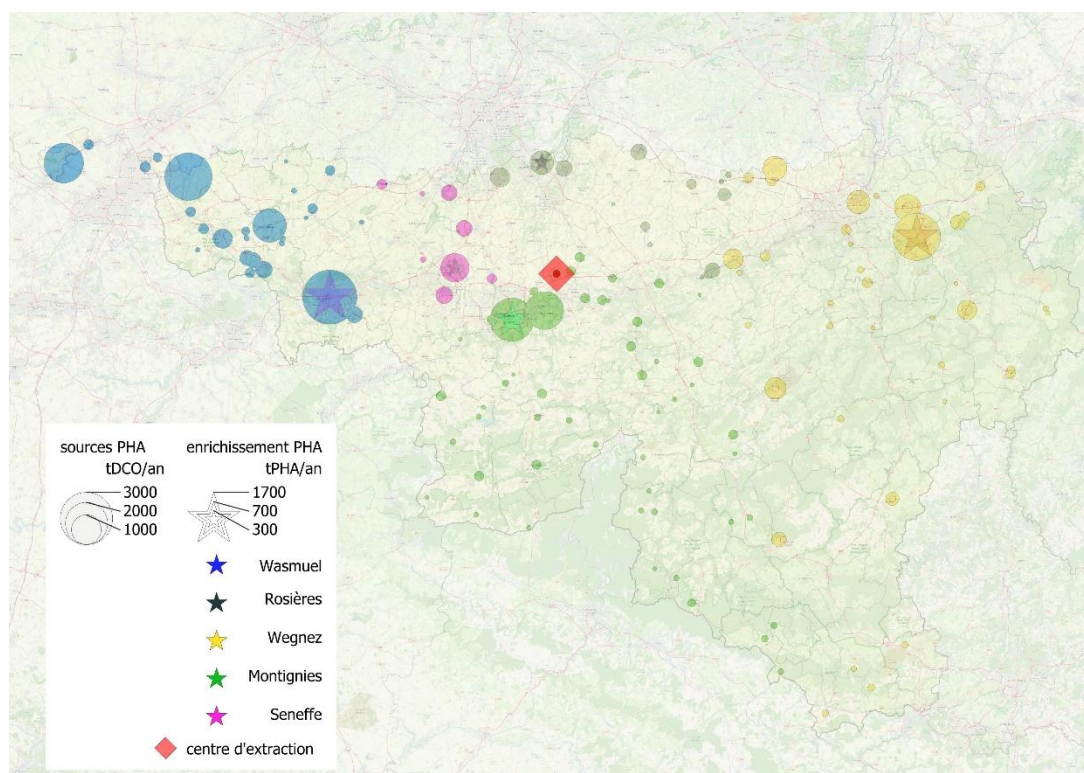


Figure V-23 : Zones d'influence des centres d'enrichissement et localisation du centre d'extraction

Sur base des hypothèses présentées au Tableau V-9, on estime les coûts de production des PHA tels qu'à la Figure V-24, soit un coût de production de 6,82 €/kg PHA.

Comme l'indique la Figure V-25, l'électricité et le transport des matières premières représentent les deux principaux postes avec respectivement 38,5 et 34% du coût de production estimé. Hors coût de transport, le coût de production des PHA est de l'ordre de 4,5 €/kg.

La conversion de la matière organique en PHA, plutôt que son traitement dans les filières conventionnelles actuelles, induirait évidemment des économies. Toutefois, vu la diversité des sources envisagées ici et les différents acteurs (public et privés) potentiellement concerné, il est difficile d'évaluer ces économies dans la présente étude. Nous signalerons néanmoins que les seules économies liées à la valorisation des gadoues de fosse septique, dans les mêmes hypothèses qu'utilisées en V-2.1.2., représenterait un montant de l'ordre de 1,4 à 2 M€/an, soit un coût « négatif » de l'ordre de 0,5 à 0,8 €/kg PHA selon le scénario envisagé³⁹.

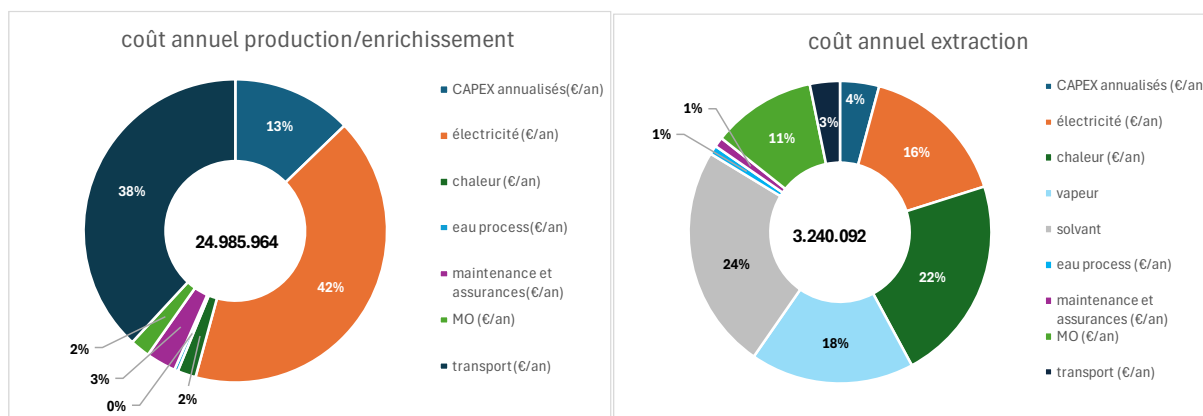


Figure V-24 : Coûts annuels de production des PHA (capacité de production : 4.142 t/an)

³⁹ Voir infra pour la définition des scénarios

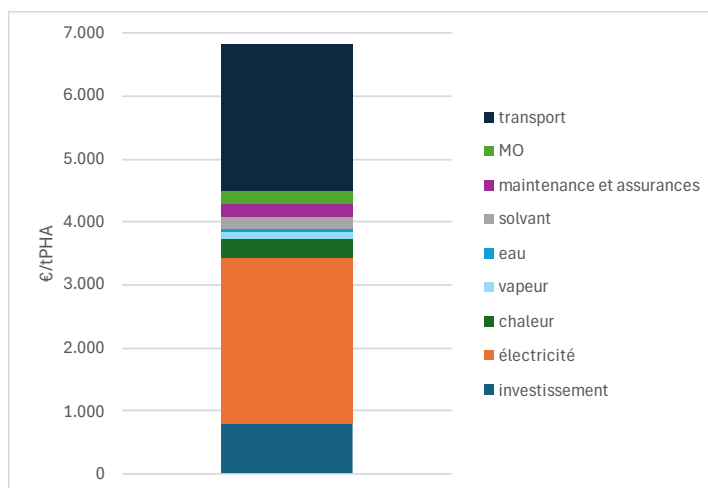


Figure V-25 : Composition du coût unitaire de production des PHA

Afin de limiter l'impact des coûts de transport, nous avons classé les sources par coût de transport (en €/tPHA produit⁴⁰) par ordre croissant et nous avons simulé 6 scénarios de production de PHA à partir uniquement des boues produites sur le site d'enrichissement et des gadoues collectées dans les centres les plus proches (coûts de transport nul scénario 1) jusqu'à l'ensemble des sources disponibles (scénario 6). Les sources incluses dans chacun des scénarios sont représentées de manière cartographique à la Figure V-26. Comme le montre le graphique de la Figure V-27, les économies d'échelle réalisées des scénarios 1 à 6 ne compensent pas le surcoût lié au transport des matières premières.

⁴⁰ Ce coût dépend évidemment de la distance mais également du type de source (boues primaires, gadoues, ERI)

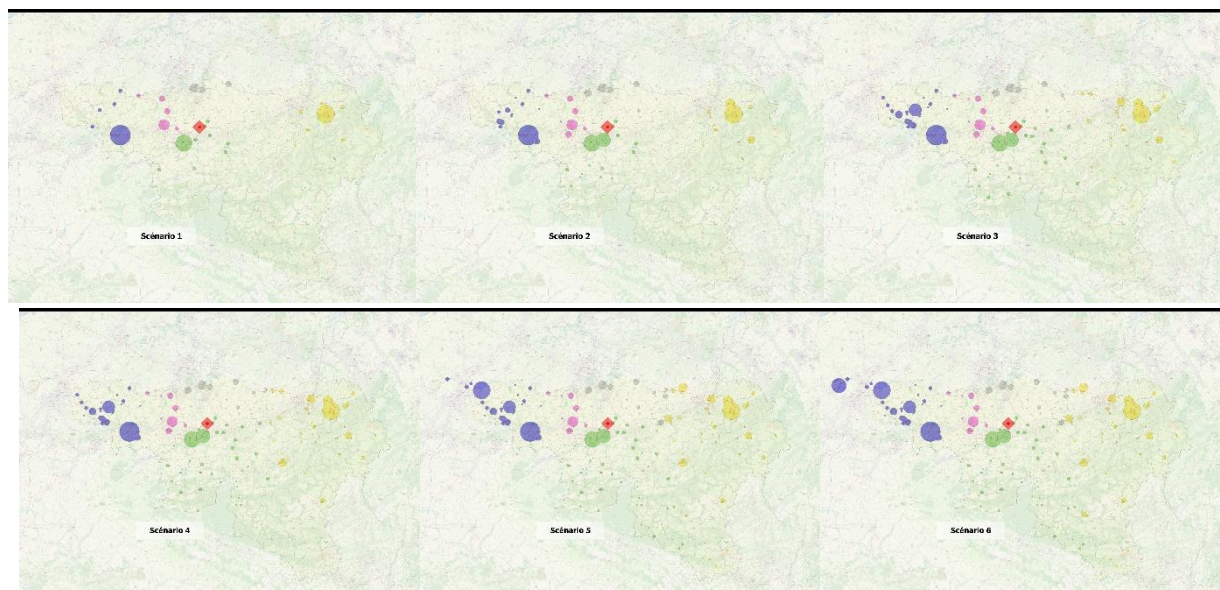


Figure V-26 : Scénarios de sélection des sources en fonction des coûts de transport

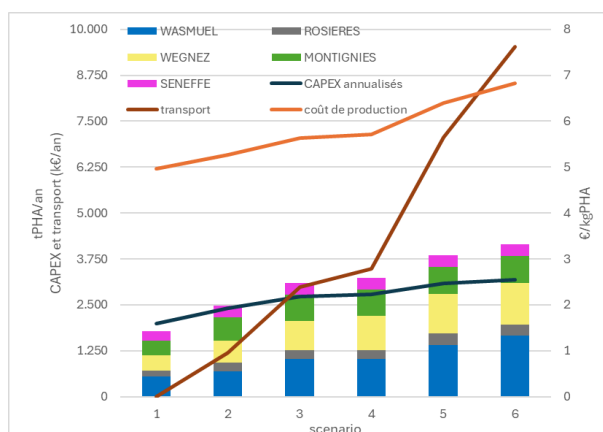


Figure V-27 : Capacités et coûts de production pour les différents scénarios

V-5.5. Marché des bioplastiques

De manière générale, les PHA, malgré leurs caractéristiques intéressantes (production à partir de ressources durables et/ou de déchets, biodégradabilité, propriétés variées et intéressantes), sont encore relativement peu commercialisés. En 2023, la capacité mondiale de production de PHA était de 100.000 t⁴¹ mais devrait croître dans les prochaines années pour représenter une part non négligeable d'un marché, lui-même en pleine expansion. Près de 60% des capacités de productions de plastiques biosources biodégradables se trouvent actuellement en Asie, l'Europe se positionne au deuxième rang

⁴¹ 30.000 t en 2018 (source : European Bioplastics)

des grandes régions productrices avec 21 % de la capacité (soit 220.000 t/an dont seulement 1% de PHA)⁴².

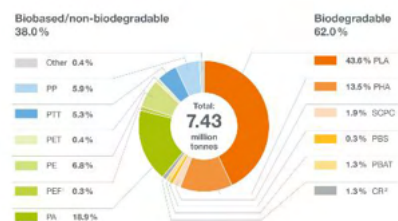
Les principales applications se trouvent dans les secteurs de l'agriculture/horticulture, des emballages et des biens de consommation.

Global production capacities of bioplastics 2023



PP1 is currently in development and predicted to be available in commercial sector in 2024. *Legend does not add up to 100% due to rounding.

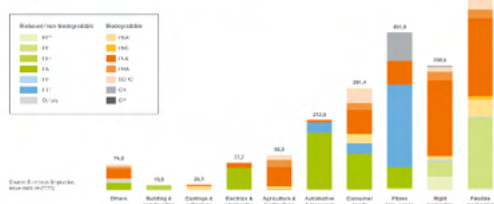
Global production capacities of bioplastics 2028



PP2 is currently in development and predicted to be available in commercial sector in 2028. *Legend does not add up to 100% due to rounding.

Global production capacities of bioplastics 2023 (market segment by polymers)

in 1,000 tonnes



Global production capacities of bioplastics 2028 (market segment by polymers)

in 1,000 tonnes

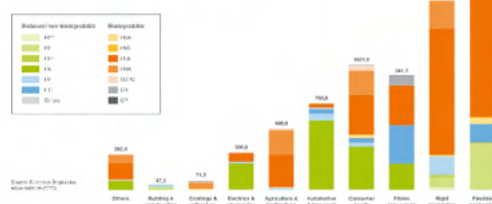


Figure V-28 : Marché de plastiques biosourcés (2023) et prévisions (2028) – source : European Bioplastics

Les principales difficultés identifiées pour le développement commercial des PHA sont :

- Les spécificités du procédé de production, très différent de celui des autres plastiques ;
- La variété de propriétés des PHA, si cette caractéristique peut constituer un avantage, elle implique également l'identification des applications adaptées pour chaque type de polymère ;
- Le coût de production des PHA est élevé par rapport aux autres polymères. L'augmentation des capacités de production mais également le remplacement de matières premières « vierges » (huiles végétales, glucose...) par des matières à valeur négative pourrait faire baisser les coûts.

⁴² À titre de comparaison, en 2019, la production mondiale de plastique atteignait 460 millions de tonnes (source : OCDE)

À titre de comparaison, les prix du marché de différents polymères, conventionnels ou biosourcés, sont présentés au tableau suivant. Pour rappel, le coût de production estimé selon notre scénario en V-5.4 est de 6.820 €/t (4.500 hors transport des matières premières).

Tableau V-11 : Prix du marché de différents polymères (conventionnels et biosourcés)

Polymère	€/t	période	source
PEBD (marché français)	1.875	09/2022	Baromètre des Matières Plastiques de Polyvia ⁴³
PEHD	1.855		
PP	1.691-1.914		
PVC	2.531		
PS	2.118		
PET	2.076		
Mater-Bi® (famille de plastiques biosourcés biodégradables)	3.000 à 5.000	2015	https://www.agrobiobase.com/fr/annuaire/bioproducts/emballage-conditionnement/mater-bir
PHA (amidon de pois)	2.000 à 12.000	À titre indicatif, produit en développement	Polypea ⁴⁴
PHA (producteur coréen, d'amidon de maïs)	9.500 (par 20t) à 19.000 (par 25kg)	Q1 2024	NaturePlast ⁴⁴
(granulés pour impression 3D) PHA biosourcés	22.000	2024	https://filament2print.com/fr/190-pellets-et-colorants
PLA	~ 10.000		
PHA bruts (4 types)	7.000 à 20.000	2024	https://helianpolymers.com/

Les applications les plus prometteuses pour les PHA sont certainement celles nécessitant la biodégradabilité du matériau, avantage majeur de ces composés, soit les phases 1 et 2 du plan de développement proposé (Figure V-29).

⁴³ Union des transformateurs de polymères, France.

⁴⁴ Voir étude de marché en annexe.

Application roadmap for PHAs

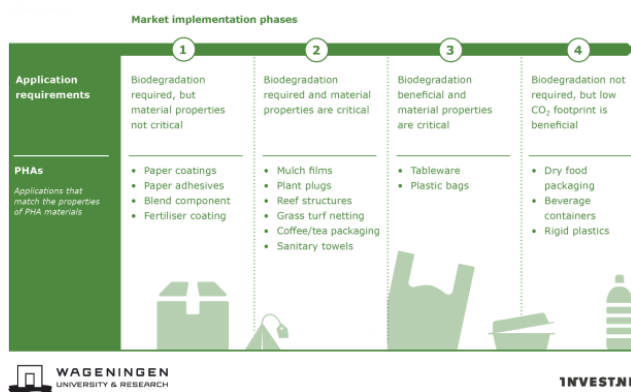


Figure V-29 : Phases de développement du marché des PHA

Le lecteur trouvera des informations plus détaillées concernant les producteurs et utilisateurs de bioplastiques dans la zone d'intérêt (~350 km autour de la Région wallonne) dans l'étude de marché en annexe du présent rapport. Le projet de production de PHA à partir d'eaux résiduaires (Caleyda[®]) est particulièrement intéressant au regard de la présente étude. La faisabilité technique du projet est établie par une installation de démonstrations (capacité de production ~ 9 tPHA/an) et la réalisation d'une usine à grande échelle est conditionnée par l'intérêt du marché, un démarrage fin 2027 est toutefois annoncé.

VI. SYNTHÈSE

Les filières de valorisation de matière organique à partir des eaux usées les plus prometteuses pour la Région wallonne à l'heure actuelle ont été identifiées. Cette sélection se base sur plusieurs critères tels que la maturité technologique, les coûts, le gisement disponible et le marché potentiel, les modifications de procédé de traitement nécessaires par rapport à la configuration actuelle, la (non) concurrence avec d'autres types de valorisations. On retiendra :

- la récupération et valorisation de la cellulose, technologie mature en nécessitant que des aménagements modérés, potentiellement rentable sur des effluents urbains (ou industriels du secteur papetier) suffisamment concentrés, marché potentiel existant ;
- la production de biodiesel à partir de matière grasse (effluents urbains et/ou industriels) : valorisation d'un sous-produit d'épuration déjà isolé/collecté, procédé mature, production d'un biocarburant sans concurrence avec les ressources alimentaires, marché existant ;
- la production de PHA (boues primaires de STEP urbaines – équipées de décanteur primaire - et/ou effluents industriels), technologie à quasi-maturité, production de bioplastiques biodégradables sans concurrence avec des ressources alimentaires, marché en expansion.

Les principaux aspects et implications liés à ces technologies sont synthétisés dans la grille annexée en fin de ce rapport.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 200 sur 210

VII. BIBLIOGRAPHIE

Ahmed, R. and Huddersman, K. (2022) 'Review of biodiesel production by the esterification of wastewater containing fats oils and grease (FOGs)', *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. Korean Society of Industrial Engineering Chemistry, pp. 1–14. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2022.02.045>.

AIDE (no date) *Stations d'épuration*. Available at: <https://www.aide.be/epuration/ouvrages-de-collecte-et-de-traitement/stations-d-epuration> (Accessed: 25 October 2023).

AIDE S.C.R.L. (2005) *Station d'épuration d'eaux résiduares urbaines de Liège - Sclessin*.

Alloul, A. *et al.* (2018) 'Capture-Ferment-Upgrade: A Three-Step Approach for the Valorization of Sewage Organics as Commodities', *Environmental Science and Technology*, 52(12), pp. 6729–6742. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05712>.

Alsultan, A.G. *et al.* (2021) 'A short review on catalyst, feedstock, modernised process, current state and challenges on biodiesel production', *Catalysts*. MDPI. Available at: <https://doi.org/10.3390/catal11111261>.

Angenent, L.T. *et al.* (2016) 'Chain Elongation with Reactor Microbiomes: Open-Culture Biotechnology to Produce Biochemicals', *Environmental Science and Technology*. American Chemical Society, pp. 2796–2810. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04847>.

Anjum, A. *et al.* (2016) 'Microbial production of polyhydroxyalkanoates (PHAs) and its copolymers: A review of recent advancements', *International Journal of Biological Macromolecules*. Elsevier B.V., pp. 161–174. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2016.04.069>.

Anterrieu, S. *et al.* (2014) 'Integration of biopolymer production with process water treatment at a sugar factory', *New Biotechnology*, 31(4), pp. 308–323. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2013.11.008>.

Argent Energy (2022) *ECO CLARITY WORKS WITH ARGENT ON DECARBONISATION*. Available at: <https://www.argentenergy.com/news/eco-clarity-works-with-argent-on-decarbonisation/> (Accessed: 20 November 2023).

Argent Energy (no date) *What we do*. Available at: <https://www.argentenergy.com/what-we-do/> (Accessed: 20 November 2023).

Association de Recherche Technique Betteravière (2022) *LE BIOCHAR: QUEL INTÉRÊT EN AGRICULTURE ?*

Baeza, J.A. (2020) *Scale-up of low-carbon footprint material recovery techniques in existing wastewater treatment plants (SMART-Plant)*.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 201 sur 210

Bengtsson, S. *et al.* (2008) 'Production of polyhydroxyalkanoates by activated sludge treating a paper mill wastewater', *Bioresource Technology*, 99(3), pp. 509–516. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.020>.

Bengtsson, S. *et al.* (2017) 'A process for polyhydroxyalkanoate (PHA) production from municipal wastewater treatment with biological carbon and nitrogen removal demonstrated at pilot-scale', *New Biotechnology*, 35, pp. 42–53. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2016.11.005>.

Bessedik, M. and Belkaid, A.B. (2021) 'Stratégies d'amélioration du fonctionnement de la station d'épuration d'El Kerma-Oran'. Available at: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.28306.79047>.

Bhatia, S.K. and Yang, Y.H. (2017) 'Microbial production of volatile fatty acids: current status and future perspectives', *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. Springer Netherlands, pp. 327–345. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9431-4>.

'Bioplastics market data' (no date). Available at: <https://www.european-bioplastics.org/market/#> (Accessed: 23 November 2023).

Brahy, V. and Cadelli, D. (2006) *La collecte et l'épuration des eaux usées*. Available at: http://etat.environnement.wallonie.be/files/live/sites/eew/files/Publications/Rapport%20analytique%202006-2007/Chap10/2_CollecteEpurationEauxUsees/EAU_01.pdf (Accessed: 25 October 2023).

Brian He, B. and Bi, Z. (2017) 'Phospholipids Conversion in Biodiesel Production'.

Candry, P. *et al.* (2020) 'Ethanol:propionate ratio drives product selectivity in odd-chain elongation with *Clostridium kluuyveri* and mixed communities', *Bioresource Technology*, 313. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123651>.

Carvajal-Arroyo, J.M. *et al.* (2021) 'Production and extraction of medium chain carboxylic acids at a semi-pilot scale', *Chemical Engineering Journal*, 416. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127886>.

Castiello (2023) *Production de P(3HB-co-3HV) en réacteur continu bi-étagé ouvert: influence de la source de carbone sur la sélection microbienne et l'accumulation du biopolymère*.

'Cellvation' (no date). Available at: <https://www.cell-vation.com/cellvation-benefits> (Accessed: 10 November 2023).

CEN (2023) *CEN/TC XXX Extraction, production and purification of added value products from urban wastes-Part 2: Extraction and purification of PHA biopolymers*.

ChainCraft (no date). Available at: <https://chaincraft.com/technology/> (Accessed: 27 October 2023).

Chakravarty, P., Mhaisalkar, V. and Chakrabarti, T. (2010) 'Study on poly-hydroxyalkanoate (PHA) production in pilot scale continuous mode wastewater treatment system', *Bioresource Technology*, 101(8), pp. 2896–2899. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.11.097>.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 202 sur 210

Chatzisyseon, E. *et al.* (2009) 'Electrochemical oxidation of model compounds and olive mill wastewater over DSA electrodes: 1. The case of Ti/IrO₂ anode', *Journal of Hazardous Materials*, 167(1–3), pp. 268–274. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.12.117>.

Chen, G.H. *et al.* (2020) *Biological Wastewater Treatment*.

Crutchik, D. *et al.* (2020) 'Polyhydroxyalkanoates (PHAs) production: A feasible economic option for the treatment of sewage sludge in municipal wastewater treatment plants?', *Water (Switzerland)*, 12(4). Available at: <https://doi.org/10.3390/W12041118>.

Culot, M. (1997) 'Traitement des graisses en station d'épuration: présentation d'un cas concret', *Tribune de l'eau* [Preprint].

Degrémont (no date) *Cultures libres (boues activées)*. Available at: <https://www.suezwaterhandbook.fr/eau-et-generalites/processus-elementaires-du-genie-biologique-en-traitement-de-l-eau/cultures-bacteriennes-aerobies/cultures-libres-boues-actives/page-3> (Accessed: 25 October 2023).

Derakhsheshpoor, R. *et al.* (2013) 'Amoxicillin separation from pharmaceutical wastewater by high permeability polysulfone nanofiltration membrane', *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 11(1). Available at: <https://doi.org/10.1186/2052-336X-11-9>.

Deronzier, G. (2002) *Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités*. Ministère de l'agriculture et de la pêche.

Deronzier, G. and Choubert, J.-Marc. (2004) *Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées: comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique*. CEMAGREF.

Djelal, H., Rigail, M. and Boyer, L. (2008) 'Les effluents industriels et leur traitement', *Management & Avenir*, n° 20(6), pp. 275–288. Available at: <https://doi.org/10.3917/mav.020.0275>.

Duber, A. *et al.* (2018) 'Exploiting the real wastewater potential for resource recovery-: N -caproate production from acid whey', *Green Chemistry*, 20(16), pp. 3790–3803. Available at: <https://doi.org/10.1039/c8gc01759j>.

Energiafed (no date) 'Evolution du prix des carburants'. Available at: <https://www.energiafed.be/fr/prix-maximums/evolution> (Accessed: 6 November 2023).

EurEau (2021) *Products from Waste Water-Fibres, polymers and other organics-Waste water treatment and streams for recovery Screening / Pre-treatments*.

European Biochar Industry consortium (2023) *Sewage Sludge as feedstock for pyrolysis to be included in the scope of the EU Fertilizing Products Régulation - EBI Position Paper*.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 203 sur 210

Fernando-foncillas, C. *et al.* (2021) 'Co-management of sewage sludge and other organic wastes: A scandinavian case study', *Energies*. MDPI AG. Available at: <https://doi.org/10.3390/en14123411>.

Frkova, Z. *et al.* (2020) 'Assessment of the production of biodiesel from urban wastewater-derived lipids', *Resources, Conservation and Recycling*, 162, p. 105044. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105044>.

Gestion des boues de stations d'épuration collectives (2024). Available at: <http://etat.environnement.wallonie.be>.

Gherghel, A., Teodosiu, C. and De Gisi, S. (2019) 'A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, pp. 244–263. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.240>.

Glinska, K. *et al.* (2019) 'Separation of cellulose from industrial paper mill wastewater dried sludge using a commercial and cheap ionic liquid', *Water Science and Technology*, 79(10), pp. 1897–1904. Available at: <https://doi.org/10.2166/wst.2019.189>.

Gopinatha Kurup, G., Adhikari, B. and Zisu, B. (2019) 'Recovery of proteins and lipids from dairy wastewater using food grade sodium lignosulphonate', *Water Resources and Industry*, 22. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.wri.2019.100114>.

Grootscholten, T.I.M. *et al.* (2014) 'Two-stage medium chain fatty acid (MCFA) production from municipal solid waste and ethanol', *Applied Energy*, 116, pp. 223–229. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.11.061>.

Guerra-Rodríguez, S. *et al.* (2020) 'Towards the implementation of circular economy in the wastewater sector: Challenges and opportunities', *Water (Switzerland)*, 12(5). Available at: <https://doi.org/10.3390/w12051431>.

Guo, C. *et al.* (2018) 'Development of phenols recovery process with novel solvent methyl propyl ketone for extracting dihydric phenols from coal gasification wastewater', *Journal of Cleaner Production*, 198, pp. 1632–1640. Available at: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.161>.

H2orus (no date a) 'Traitement des eaux usées d'abattoirs toutes viandes'. Available at: <http://h2orus.fr/wp-content/uploads/2015/09/1-Fiche-secteur-abattoir-14082015.pdf> (Accessed: 29 December 2023).

H2orus (no date b) 'Traitement des eaux usées de l'industrie laitière'. Available at: <http://h2orus.fr/wp-content/uploads/2015/09/5-Fiche-secteur-industrie-laitiere-14082015.pdf> (Accessed: 29 December 2023).

H2orus (no date c) 'Traitement des eaux usées d'élevages et de lisiers'. Available at: <http://h2orus.fr/wp-content/uploads/2015/09/7-Fiche-secteur-elevages-traitement-de-lisiers-14082015.pdf> (Accessed: 29 December 2023).

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 204 sur 210

Hach (no date) *Procédé Nereda*.

Haeldermans, T. *et al.* (2020a) 'A comparative techno-economic assessment of biochar production from different residue streams using conventional and microwave pyrolysis', *Bioresource Technology*, 318, p. 124083. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124083>.

Haeldermans, T. *et al.* (2020b) 'A comparative techno-economic assessment of biochar production from different residue streams using conventional and microwave pyrolysis', *Bioresource Technology*, 318, p. 124083. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124083>.

Hemalatha, M. *et al.* (2019) 'Microalgae-biorefinery with cascading resource recovery design associated to dairy wastewater treatment', *Bioresource Technology*, 284, pp. 424–429. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.106>.

IGRETEC Intercommunale (2016) *Déclaration environnementale simplifiée*.

ISSEP (2017) *RAPPORT SCIENTIFIQUE - études 2017-2018*.

Jouany, J.-P. and Thivend, P. (2008) 'La production de méthane d'origine digestive chez les ruminants et son impact sur le réchauffement climatique'.

Kargbo, D.M. (2010) 'Biodiesel production from municipal sewage sludges', *Energy and Fuels*, 24(5), pp. 2791–2794. Available at: <https://doi.org/10.1021/ef1001106>.

Kaamera (no date) *Kaamera Nereda Gum*. Available at: <https://kaamera.com/english/kaamera/> (Accessed: 8 November 2023).

Kech, C. *et al.* (2018) 'Optimization of direct liquid-liquid extraction of lipids from wet urban sewage sludge for biodiesel production', *Fuel*, 212, pp. 132–139. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.10.010>.

Kehrein, P. *et al.* (2020) 'A critical review of resource recovery from municipal wastewater treatment plants-market supply potentials, technologies and bottlenecks', *Environmental Science: Water Research and Technology*. Royal Society of Chemistry, pp. 877–910. Available at: <https://doi.org/10.1039/c9ew00905a>.

Khan M (2021a) *Techno-economic assessment of converting cellulose from wastewater to fuels and chemicals*.

Khan M (2021b) *Techno-economic assessment of converting cellulose from wastewater to fuels and chemicals*.

Khan, M. and WOW! (2021) *Techno-economic assessment of converting cellulose from wastewater to fuels and chemicals*.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 205 sur 210

Khan, M.N. *et al.* (2022) ‘Converting wastewater cellulose to valuable products: A techno-economic assessment’, *Journal of Cleaner Production*, 365. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132812>.

Khan, M.N. and Vito (2021) *Title: Techno-economic assessment of producing biodiesel from sewage.*

Khan, M.N. and Vito, ((2021) *Title: Techno-economic assessment of producing biodiesel from sewage.*

Khan, M.N. and WOW! (2021a) ‘Technoeconomic assessment of producing bioplastics from sewage’.

Khan, M.N. and WOW! (2021b) ‘Technoeconomic assessment of producing bioplastics from sewage’.

Kiai, H. *et al.* (2018) ‘Recovery of phenolic compounds from table olive processing wastewaters using cloud point extraction method’, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), pp. 1569–1575. Available at: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.05.007>.

Lahaye (2020) *Critical success factors for valorisation routes - WOW! - Wider Opportunities for raw materials from Wastewater.*

Laumeyer, C. *et al.* (2023) *PHA production from residual streams How the substrate composition influences the final product.*

Laumeyer, C., Zimmer, J. and Andrade, L. (2022) *Technical report on suitability for PHA production of residual streams of different food processing companies.*

LeSoir and Michel De Muelenaere (2019) ‘Nos agrocarburants pompent la planète: 97% de la consommation belge vient de l’étranger’. Available at: <https://www.lesoir.be/247502/article/2019-09-14/nos-agrocarburants-pompent-la-planete-97-de-la-consommation-belge-vient-de> (Accessed: 16 January 2024).

Li, X. *et al.* (2019) ‘Protein recovery and anti-nutritional factor removal from soybean wastewater by complexing with a high concentration of polysaccharides in a novel quick-shearing system’, *Journal of Food Engineering*, 241, pp. 1–9. Available at: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2018.07.034>.

Liu, R. *et al.* (2022) ‘Review on the fate and recovery of cellulose in wastewater treatment’, *Resources, Conservation and Recycling*. Elsevier B.V. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106354>.

Liu, Y. *et al.* (2021) ‘Overview of recent developments of resource recovery from wastewater via electrochemistry-based technologies’, *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143901>.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 206 sur 210

Long, J.H. *et al.* (2012) 'Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations', *Process Safety and Environmental Protection*, 90(3), pp. 231–245. Available at: <https://doi.org/10.1016/J.PSEP.2011.10.001>.

Marcelis, P. and Wessels, • Coos (2019) *Recovery and valorisation of cellulose from waste water*. Available at: <https://www.efgf.nl/producten/cellulose/>.

Mavugara, R. and Matsa, M.M. (2023) 'Resource Recovery from Municipal Wastewater Treatment Plants: the Zimbabwean Perspective', *Circular Economy and Sustainability* [Preprint]. Springer Nature. Available at: <https://doi.org/10.1007/s43615-023-00276-z>.

Moletta *et al* (2015) *La méthanisation*.

Mondala, A. *et al.* (2009) 'Biodiesel production by in situ transesterification of municipal primary and secondary sludges', *Bioresource Technology*, 100(3), pp. 1203–1210. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.08.020>.

Morgan-Sagastume, F. *et al.* (2014) 'Polyhydroxyalkanoate (PHA) production from sludge and municipal wastewater treatment', *Water Science and Technology*, 69(1), pp. 177–184. Available at: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.643>.

Morgan-Sagastume, F. *et al.* (2015) 'Integrated production of polyhydroxyalkanoates (PHAs) with municipal wastewater and sludge treatment at pilot scale', *Bioresource Technology*, 181, pp. 78–89. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.046>.

Morgan-Sagastume, F. *et al.* (2020) 'Mixed-culture polyhydroxyalkanoate (PHA) production integrated into a food-industry effluent biological treatment: A pilot-scale evaluation', *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(6). Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104469>.

Moscoviz, R. *et al.* (2018) 'The environmental biorefinery: State-of-the-art on the production of hydrogen and value-added biomolecules in mixed-culture fermentation', *Green Chemistry*, 20(14), pp. 3159–3179. Available at: <https://doi.org/10.1039/c8gc00572a>.

Mudliar, S.N. *et al.* (2008) 'Techno-economic evaluation of PHB production from activated sludge', *Clean Technologies and Environmental Policy*, 10(3), pp. 255–262. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10098-007-0100-0>.

Muniz Sacco, F. *et al.* (2022) *Technical report on operation of demo scale selector for lipids (UL)*.

Mushtaq, S. *et al.* (2023) 'Unearthing the potential sustainability of cellulose and exploring its source, fate, and recovery', *Environmental Engineering Research*. Korean Society of Environmental Engineers. Available at: <https://doi.org/10.4491/eer.2023.054>.

Owusu-Agyeman, I., Plaza, E. and Cetecioglu, Z. (2020) 'Production of volatile fatty acids through co-digestion of sewage sludge and external organic waste: Effect of substrate proportions and long-term

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 207 sur 210

operation', *Waste Management*, 112, pp. 30–39. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.027>.

Palmieri, S. *et al.* (2019) 'Pilot scale cellulose recovery from sewage sludge and reuse in building and construction material', *Waste Management*, 100, pp. 208–218. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.09.015>.

Pastore, C. *et al.* (2013) 'Biodiesel from dewatered wastewater sludge: A two-step process for a more advantageous production', *Chemosphere*, 92(6), pp. 667–673. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.046>.

Pastore, C. *et al.* (2015) 'Fat, oil and grease waste from municipal wastewater: Characterization, activation and sustainable conversion into biofuel', *Water Science and Technology*, 71(8), pp. 1151–1157. Available at: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.084>.

Pei, R. *et al.* (2022) 'Exploring the Limits of Polyhydroxyalkanoate Production by Municipal Activated Sludge', *Environmental Science and Technology*, 56(16), pp. 11729–11738. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c03043>.

PHARIO - STEPPING STONE TO A SUSTAINABLE VALUE CHAIN FOR PHA BIOPLASTIC USING MUNICIPAL ACTIVATED SLUDGE (2017). Available at: www.stowa.nl.

Phosphorusplatform (no date) *Pyreg (pyrolysis)*. Available at: <https://phosphorusplatform.eu/activities/p-recovery-technology-inventory/93-espp-activities/nutrient-recovery-technology-catalogue/2330-pyreg> (Accessed: 19 January 2024).

Pikaar, I. *et al.* (2022) *Resource recovery from water principles and application*.

PV parlement Wallon (2015). Available at: <https://www.parlement-wallonie.be/content/print.php?print=interp-questions-voir.php&iddoc=65303&type=32> (Accessed: 11 December 2023).

'Resource Recovery from Water' (2022) in *Resource Recovery from Water*. IWA Publishing. Available at: <https://doi.org/10.2166/9781780409566>.

Ritala, A. *et al.* (2017) 'Single cell protein-state-of-the-art, industrial landscape and patents 2001-2016', *Frontiers in Microbiology*. Frontiers Media S.A. Available at: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.02009>.

Rizwanul Fattah, I.M. *et al.* (2020) 'State of the Art of Catalysts for Biodiesel Production', *Frontiers in Energy Research*. Frontiers Media S.A. Available at: <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00101>.

Da Ros, C. *et al.* (2020) 'Sieving of municipal wastewater and recovery of bio-based volatile fatty acids at pilot scale', *Water Research*, 174. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115633>.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 208 sur 210

Ruiken, C.J. *et al.* (2013) 'Sieving wastewater - Cellulose recovery, economic and energy evaluation', *Water Research*, 47(1), pp. 43–48. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.023>.

Salimbeni, A. *et al.* (2023) 'Techno-Economic feasibility of integrating biomass slow pyrolysis in an EAF steelmaking site: A case study', *Applied Energy*, 339, p. 120991. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2023.120991>.

Siddiquee, M.N. and Rohani, S. (2011) 'Lipid extraction and biodiesel production from municipal sewage sludges: A review', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, pp. 1067–1072. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.11.029>.

Simon Bengtsson *et al.* (2017) *PHARIO - STEPPING STONE TO A SUSTAINABLE VALUE CHAIN FOR PHA BIOPLASTIC USING MUNICIPAL ACTIVATED SLUDGE*. Available at: www.stowa.nl.

Singh, S. *et al.* (2020) 'A sustainable paradigm of sewage sludge biochar: Valorization, opportunities, challenges and future prospects', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122259>.

SPGE (2019) *Taux d'équipement en stations d'épuration collectives*. Available at: <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/EAU%2019.html> (Accessed: 25 October 2023).

Stowa (2014) *Bioplastic uit slib*. Available at: www.stowa.nl.

Suez Water Handbook (no date) *Effluents industriels*. Available at: <https://www.suezwaterhandbook.fr/eau-et-generalites/quelles-eaux-a-traiter-pourquoi/les-effluents-industriels/nature-des-effluents> (Accessed: 28 December 2023).

Türker, M., Selimoğlu, S.M. and Taşpınar-Demir, H. (2021) 'Waste(water) to feed protein: Effluent characteristics, protein recovery, and single-cell protein production from food industry waste streams', in *Clean Energy and Resource Recovery: Wastewater Treatment Plants as Biorefineries, Volume 2*. Elsevier, pp. 201–244. Available at: <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90178-9.00017-2>.

Uhrig, T. *et al.* (2022) *Report on optimised PHA production process layout*.

Urrutia, C. *et al.* (2016) 'Two step esterification-transesterification process of wet greasy sewage sludge for biodiesel production', *Bioresource Technology*, 200, pp. 1044–1049. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.039>.

Usman, M., Cheng, S. and Cross, J.S. (2023) 'Biodiesel production from wet sewage sludge and reduced CO₂ emissions compared to incineration in Tokyo, Japan', *Fuel*, 341. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.127614>.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 209 sur 210

Valentino, F. *et al.* (2019a) 'Pilot-Scale Polyhydroxyalkanoate Production from Combined Treatment of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Sewage Sludge', *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 58(27), pp. 12149–12158. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.9b01831>.

Valentino, F. *et al.* (2019b) 'Pilot-Scale Polyhydroxyalkanoate Production from Combined Treatment of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Sewage Sludge', *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 58(27), pp. 12149–12158. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.9b01831>.

Valentino, F. *et al.* (2020) 'Effect of the temperature in a mixed culture pilot scale aerobic process for food waste and sewage sludge conversion into polyhydroxyalkanoates', *Journal of Biotechnology*, 323, pp. 54–61. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2020.07.022>.

Vilas-Boas, A. *et al.* (2021) *Biochar from slow pyrolysis of biological sludge from wastewater treatment: characteristics and effect as soil amendment*.

Werker Alan (2015) 'PROCESSFORTHEEXTRACTIONOF POLYHYDROXYALKANOATES FROM BIOMASS'. Available at: <https://patentimages.storage.googleapis.com/4b/5a/f1/5764b83fcd360e/US20150368393A1.pdf> (Accessed: 28 November 2023).

Wiśniowska, E. and Kowalczyk, M. (2022) 'Recovery of Cellulose, Extracellular Polymeric Substances and Microplastics from Sewage Sludge: A Review', *Energies*. MDPI. Available at: <https://doi.org/10.3390/en15207744>.

WOW! (2019) *Designing value chains for carbon based elements from wastewater - State of the art report*.

WOW! (2020) 'Designing value chains for carbon based elements from sewage'.

WOW! (2021) *Report on the production of biochar (activated carbon), bio-oil and pyroligneous acid from cellulose*.

WOW! (2022) *Site selection for centralized PHA compounding and processing*.

WOW! (no date a) 'Fiche market potential biodiesel from sewage'.

WOW! (no date b) *FROM PRIMARY SEWAGE SLUDGE TO BIOPLASTIC PHA PRODUCTION, EXTRACTION AND PROCESSING BIOPLASTIC (PHA) FROM SEWAGE*. Available at: www.nweurope.eu/wow.

WOW! State of the art report (2019) *Designing value chains for carbon based elements from wastewater*.

Yangui, A. and Abderrabba, M. (2018) 'Towards a high yield recovery of polyphenols from olive mill wastewater on activated carbon coated with milk proteins: Experimental design and antioxidant activity', *Food Chemistry*, 262, pp. 102–109. Available at: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.04.091>.

RESRECOVERY PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES	PR2301553_240926_Matière organique
	Rédigé par Nicolas GRAINDORGE et Françoise PIRARD
	Page 210 sur 210

VIII. ANNEXE

Tableau VIII-1 - Estimation des coûts annuels pour la transestérification cde boues de station d'épuration (Mondala et al., 2009)

A. Total capital investment cost, TCC (FCC + WCC) ^a		\$488,177.48
1. Equipment cost, EC		\$276,728.91
a. Transesterification reactor		\$74,652.67
b. Neutralization reactor		\$8,008.65
c. Washing column		\$46,641.16
d. FAME distillation column		\$85,574.42
e. Heat exchangers		\$2,089.35
f. Pumps		\$29,536.78
g. Others		\$30,225.89
2. Contingencies and fees, CFC (18% of EC)		\$49,811.20
3. Total basic module cost, TBMC (EC + CFC)		\$326,540.12
4. Auxiliary facility cost, AFC (30% of TBMC)		\$97,962.04
5. Fixed capital cost, FCC (TBMC + AFC)		\$424,502.16
6. Working capital, WCC (15% of FCC)		\$63,675.32
B. Total annual production cost, TAPC (DOC+IOC+DEPC+GE) ^b		\$992,327.00
1. Direct operating costs, DOC		\$768,386.52
a. Feedstock (sludge) preparation, centrifugation, and drying ^c	\$1.72/gal	\$528,040.00
b. Methanol	\$0.08/gal	\$102,578.33
c. Acid catalyst and solvent	\$0.15/gal	\$58,880.00
d. Labor ^c	\$0.10/gal	\$30,700.00
e. Heating oil ^d	\$0.008/L	\$9,295.96
f. Electricity ^d	\$0.002/L	\$2,323.99
g. Cooling water ^d	\$0.0013/L	\$1,510.59
h. Steam ^d	\$0.0009/L	\$1,045.80
i. Wash water ^d	\$0.0001/L	\$116.20
j. Maintenance and repairs (6% of FCC)		\$25,470.13
k. Operating supplies (15% of maintenance and repairs)		\$3,820.52
l. Lab charges (15% of labor)		\$4,605.00
2. Indirect operating costs, IOC		\$26,910.04
a. Overhead, packing, storage (60% of labor)		\$18,420.00
b. Local taxes (1.5% of FCC)		\$6,367.53
c. Insurance (0.5% of FCC)		\$2,122.51
3. Depreciation, DEPC (10% of FCC)		\$42,450.22
4. General expenses, GE		\$154,580.22
a. Administrative expenses (25% of overhead)		\$4,605.00
b. Distribution and selling (≈10% of TPC)		\$99,983.48
c. Research and development (≈5% of TPC)		\$49,991.74
Price of biodiesel per gallon to break even		\$3.23

Basis: 3.07×10^5 gallons/year (1.16×10^6 L/year).

^a Costs were estimated based on the values reported by You et al. (2008) using the conversion equation of capacity: $Cost_B = Cost_A (Capacity_B / Capacity_A)^{0.65}$.

^b Itemized production costs were based on the costs reported by You et al. (2008) unless specified otherwise.

^c Dufreche et al. (2007).

^d Nelson and Schrock, (2006).

RESRECOVERY

PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES

PR2301553_240926_Matière organique - Annexes

Tableau VIII-2 - Comparaison de résultats de production de PHA à partir de différentes sources (Valentino et al.,

VFA-rich stream	PHA content (gPHA/gVSS)	PHA composition (wt % HB/HV)	$Y_{P/S}$ batch ^a	$Y_{P/VFA}$ batch ^a	$Y_{X/S}$ batch ^a	$Y_{X/VFA}$ batch ^a	q_P^{batch} (mgCOD _{PHA} /gCOD _X /h)	PHA productivity (gPHA/L h)	refs
acetate (synth.) ^b	0.40 ± 0.02	100/0		0.67 ± 0.05		0.08 ± 0.01	202 ± 33	0.20 ± 0.04	this study
OFMSW-SS mixture (HFL-II) ^f	0.43 ± 0.01	87/13	0.37 ± 0.06	0.44 ± 0.03	0.22 ± 0.05	0.24 ± 0.07	301 ± 81	0.29 ± 0.04	this study
OFMSW-SS mixture (HFL-III) ^f	0.46 ± 0.05	90/10	0.41 ± 0.05	0.50 ± 0.04	0.21 ± 0.01	0.26 ± 0.08	279 ± 41	0.36 ± 0.05	this study
pretreated OFMSW	0.39–0.52	7–13/93–87	0.39–0.47	0.43–0.57	0.18–0.24	0.19–0.28	255–436	0.28–0.49	13
leachate	0.78 ^{c,d}			0.33 ^c –0.40 ^d					14
percolate ^f	0.41–0.48	54–57/46–43	0.44–0.52	0.66–1.13				0.18–0.29	15
OFMSW ^f	0.11		0.08	0.22	0.77	0.36	20		16
OFMSW-PS ^e mixture ^f	0.09		0.003	0.011	0.79	0.47	11		16
VFA mixture (synth.) ^b	0.48 ± 0.03	88/12		0.53 ± 0.03			196 ± 13	0.17 ± 0.02	18
food waste (FW) ^f	0.24	60/40	0.09–0.17				11–42		34

^aCOD basin. ^bNo nutrients addition (COD/N/P = 100:0:0). ^cBiomass enriched with synthetic VFA mixture (90% v/v) and leachate (10% v/v).

^dBiomass enriched with synthetic VFA mixture (75% v/v) and leachate (25% v/v). ^ePrimary sludge. ^fFermented feedstock.

2019a)

RESRECOVERY

PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES

PR2301553_240926_Matière organique - Annexes

Page 2 sur 6

Tableau VIII-3 - Etablissements industriels impliqués dans la production de protéines microbiennes [65]

Company, Country	Microorganism	Substrate	Patent, web site/references
Algaeon ^b	<i>Euglena gracilis</i>	CO ₂	http://algaeon-inc.com/
Amoco (BP), USA ^a	<i>Candida utilis</i>	Ethanol	Rudravaram et al., 2009
Bega Cheese Ltd ^b	<i>Saccharomyces</i>	Wheat	http://www.smh.com.au/business/bega-snaps-up-vegemite-as-part-of-460m-deal-20170118-gtu7wk.html
Bellyeast, FR ^c	<i>Kluyveromyces</i>	Whey	Rudravaram et al., 2009
BlueBio Tech Int. GmbH, DE ^b	<i>Spirulina, Chlorella</i> sp.	CO ₂	www.bluebiotech.de
Blue Green Foods ^b	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	CO ₂	https://bluegreenfoods.com/
Calysta Inc. UK ^b	Soil microbes	Methane	www.calysta.com
Cangzhou Tiaryu Feed Additive Co. Ltd., CN ^b	Yeast powder (n.a.)	n.a.	www.cztymy.com
CBH Qingdao Co., Ltd, CN ^b	Bacterial fermentation (n.a.)	n.a.	www.cbhcn.com
Cyanotech, USA ^b	<i>Spirulina platensis</i>	Sodium bicarbonate, CO ₂	www.cyanotech.com/ US19920959649, US19960641159
E3Live ^b	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	CO ₂	https://www.e3live.com/
Earthrise, USA ^b	<i>Spirulina</i> sp.	CO ₂	www.earthrise.com/
E.I.D Parry Ltd., Parry Nutraceuticals Division, IN ^b	<i>Arthrospira platensis, Chlorella vulgaris</i>	CO ₂	www.parrynutraceuticals.com/#
Euglena Co. Ltd. ^b	<i>Euglena</i>	CO ₂	http://www.euglena.jp/en/
FEBICO ^b	<i>Spirulina, Chlorella</i>	CO ₂	http://www.febico.com/
Flint Hills Resources ^b	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Corn	https://www.fhr.com/newsroom
Hainan Simai Enterprising Ltd. ^c	<i>Spirulina</i>	CO ₂	
Imperial Chemical Industries, UK (now: AkzoNobel, NL) ^a	<i>Methylophilus</i>	Methanol	Rudravaram et al., 2009; Johnson, 2013
IFP, FR ^c	<i>Candida tropicalis</i>	n-alkanes	Rudravaram et al., 2009
Kanegafuchi, JP ^c	n.a.	n.a.	Rudravaram et al., 2009
Klamath Valley Botanicals LLC ^b	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	CO ₂	http://klamathvalley.com/
KnipBio ^b	<i>Methylobacterium extorquens</i>	methanol	www.knipbio.com
Lallemand Inc., CA ^b	Yeast and bacteria	n.a.	www.bio-lallemand.com
LeSaffre, FR ^b	Yeast	n.a.	http://www.lesaffre.com/
Liquichemica, IT ^b	<i>Candida maltosa</i>	n-alkanes	Rudravaram et al., 2009
Marlow Foods Ltd. UK ^b	<i>Fusarium venenatum</i>	Glucose syrup	www.quom.co.uk
Mayanmar Spirulina Factory ^c	<i>Spirulina</i>	CO ₂	
Mondelez Int. ^b	Yeast	brewer's spent grain	http://www.mondelezinternational.com/
Nucelis ^b	<i>Yarrowia lipolytica</i>	n.a.	https://www.nucelis.com/
Nutrinsic ^b	<i>Bacteria</i>	starch, brewing, other waste waters	http://nutrinsic.com/ ZA201003590
Phillips Petroleum Company USA (Ohly) ^b	<i>Pichia</i> sp. <i>Torula</i> sp.	Sugar feed stock	Rudravaram et al., 2009
Qingdao Zhongtai Poultry Ind. Professional Cooperatives, CN ^c	Lactic acid bacteria	Whey, Whey & soybean meal, wheat & rice bran, beer lees, jujube, urea	CN102894183 CN102987056
Roquette Klötze GmbH & Co ^b	<i>Chlorella</i>	CO ₂	http://www.algomed.de/en/homepage/
Shanghai Gentech Ind. Group Co. Ltd. CN ^d	n.a.	n.a.	CN103843971
Shanghai Tramy Green Food Co, CN ^b	<i>Aspergillus oryzae, Saccharomyces cerevisiae, Trichoderma</i> sp.	Bean dregs and soybean processing water: Soybean dregs, Bean waste water	CN103098979 CN103156051
Skotan S.A., PL ^b	<i>Yarrowia lipolytica</i>	n.a.	http://www.skotansa.pl/
Skystone Feed Yixing Co, CN ^b	<i>Aspergillus niger</i>	Blue-green algae	CN103749957
Tangshan Top Bio-Technology Co., Ltd., CN ^b	<i>Saccharomyces</i> sp.	n.a.	www.tuopobio.com

RESRECOVERY

PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES

PR2301553_240926_Matière organique - Annexes

Tableau VIII-4 : Données du procédé [30]

Accumulation reactor		
Organic acid VFA	m ³ VFA/m ³ volume	0.64
Solid content (TSS)	%	0.1-0.5
Electricity use	kWh/m ³	2.4
Retention time	h	24
Chamber filter press 2		
PHA accumulated biomass	m ³ /batch	0.74
PHA-rich output DM	%	20-30%
Lab drying cabinet		
Capacity	kg/week	7.5 - 30
Electricity	kW	2
Temperature	°C	80
Retention time	h	48
Extraction		
Dried PHA	% of input	5%
Dimethyl carbonate solvent	% of input	95%
Solvent recovery	wt.%	99.5%
Extraction time	h	1
Acidogenic fermentation		
Primary sludge	m ³ /week	1.3
Density	kg/m ³	1000
Electricity use	kWh/m ³ sludge	96.9
Heat use	kWh/m ³ sludge	23.4
Temperature	°C	35
Retention time	d	7
Reactor size	m ³	1.5
Chamber filter press 1		
Fermented sludge	m ³ /week	1.30
Volatile fatty acid solution	m ³ /week	1.00
Solids output	m ³ /week	0.3
Selection reactor		
Excess sludge	l/batch	350
VFA	l/batch	700
Dilution water	l/batch	700
Electricity use	kWh/m ³	2.51
Hydraulic retention time	d	2.25
Sludge retention time	d	6
Reactor size	m ³	0.45

RESRECOVERY

PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES

PR2301553_240926_Matière organique - Annexes

Page 4 sur 6

Tableau VIII-5 : Equivalent DCO des matières sédimentables en fonction des secteurs industriels

code secteur	secteur	iDCO,MES	% de la DCO totale associé au FOG
1	INDUSTRIE LAITIERE	1,2	30
2	METALLURGIE DU FER	1	5
3	METALLURGIE NON FERREUX	1	5
4	ENNOBLISSEMENT DU TEXTILE	1,2	0
5	BLANCHISSERIES	1,2	0
6	PREPARATION DU POISSON	1,2	30
7	INDUSTRIE SUCRIERE	1,2	0
8	COMBUSTIBLES	1,2	0
9	INDUSTRIE PETROLIERE	1,2	0
10	TANNERIES ET MEGISSERIES	1,2	0
12	BRASSERIES, MALTERIES ET BOISSONS	1,2	0
13	LAVAGE DE LA LAINE	1,2	0
14	PAPIER ET CARTON	1,2	0
15	VERRE	0,8	0
16	ABATTOIRS	1,2	20
17	FRUITS ET LEGUMES	1,2	0
18	DISTILLERIES ET LEVURERIES	1,2	0
19	TRAITEMENT DU METAL	0,8	0
21	PETROCH. ET CH. ORGANIQUE	1,2	5
23	ENGRAIS	1,2	0
24	ABATTOIRS DE VOLAILLE	1,2	20
25	TRANSFORMATION DE LA VIANDE	1,2	20
26	TRAITEMENT DES POMMES DE TERRE	1,2	0
27	HUILES ET GRAISSES	1,2	50
28	PEROXYDES	1,2	0
31	HC CHLORES	0,8	0
32	VERNIS, PEINTURES, ENCRE ET PIGMENTS	1,2	0
33	CARRIERES, CIMENTERIES, ...	0	0
37	AGENTS DE SURFACE	0,8	0
38	INDUSTRIES GRAPHIQUES	1,2	0
40	INDUSTRIE PHARMACEUTIQUE	1,2	0
41	NETT. DE VEHICULES TR. DE LIQUIDES	1,2	5
42	LABORATOIRES	1,2	0
44	PANNEAUX EN FIBRES DE BOIS	1,2	0
46	DEPOTS DE DECHETS PRIVES ET PUBLICS	1,2	0
47	#N/A		0
49	STOCKAGE DE PRODUITS LIQUIDES	1,2	0

RESRECOVERY

PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES

PR2301553_240926_Matière organique - Annexes

Page 5 sur 6

60	TRANSFORMATION DE MATIERES PLASTIQUES	1,2	0
61	PISCINES	1,2	0
66	HOPITAUX	1,2	0
77	Transport	0,8	0
79	INDUSTRIES MANUFACTURIERES	0,8	0
80	PRODUCTION DE PRODUITS PYROTECHNIQUES	1,2	0
83	TEXTILE (DIVERS)	1,2	0
84	AUTRES INDUSTRIES CHIMIQUES	1,2	0
85	PRODUITS MINERAUX NON METALLIQUES	0,5	0
86	INDUSTRIE DU CAOUTCHOUC	1,2	0
87	INDUSTRIE DU BOIS	1,2	0
89	RECYCLAGE ET TRAITEMENT DE DECHETS	1,2	5
90	CENTRALES ELECTRIQUES	0,8	0
91	STATION DE PRODUCTION D'EAU POTABLE	0,8	0
92	AUTRES IAA	1,2	20
93	ATELIER DE REPARATION D'AUTOMOBILES	1,2	5
94	CAR WASH	0,5	10
95	PARC LOISIRS/ZOO	0,5	0
96	PISCICULTURES	1,2	0
99	AUTRES	1	0

RESRECOVERY

PARTIE 1 : VALORISATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LES EAUX USÉES

PR2301553_240926_Matière organique - Annexes

Page 6 sur 6