

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique

جامعة أبي بكر بلقايد - تلمسان-

Université ABOU BEKR BELKAID



Faculté de Technologie

Département d'Hydraulique

MEMOIRE

Projet de Fin d'Etude

Pour l'obtention du diplôme Master en **Hydraulique**

Option : **Technologies de Traitement des Eaux**

Thème

Etude des performances du traitement biologique de la station d'épuration El Karma- Oran

Soutenue publiquement le : 25/06/2014 à 11^h 00

Présenté par :

M^{me} Meziane Asma.

Devant le jury :

M ^{me} ADJIM Fouzia.....	Président
M ^{elle} FANDI Wassila.....	Examineur
M ^r BESSEDIK Madani	Examineur
M ^r BOUCHELKIA Hamid	Encadreur
M ^{me} BOUCHELKIA Fadila	Encadreur

Promotion 2013/2014

REMERCIEMENT

Le présent travail a été réalisé à l'aide de Dieu, dont nous exprimons toutes nos gratitude et remerciements.

Dieu merci.

Nous tenons à remercier vivement nos encadreur

M^r : Bouchelkia Hamid et M^{me} BOUCHELKIA Fadila

Pour leurs conseils judicieux qui nos dirigés et qui ont été à la hauteur de leur noble tache.

Nous remercions sincèrement Melle FENDI W. ; Mr BESSEDDIK M.

en tant qu'examineurs ; M^{me} ADJIM F en tant que président.

pour l'honneur qui nous ont fait en acceptant d'être de notre jury.

Nous sinceres remerciement s'adressent au personnel de la STEP d'El

Karma en particulier M^R HACHEMI Mahdi.

Sans oublier mon frere Réda qui nos à beaucoup aidé dans la rédaction de ce mémoire.

Un grand merci à tous ce qui nous a soutenus durant nos études

À tous ceux qui nous 'ont aides de près ou de loin.

Enfin, j'adresse mes remerciements les plus sincères à tous les

gens qui nous 'ont aidés de près ou de loin





Dédicaces

Avec un énorme plaisir, un cœur ouvert et une immense joie, que nous dédions notre travail à nos très chers, respectueux et magnifiques parents qui nous ont soutenus tout au long de notre vie ainsi à nos sœurs, nos frères et mon mari pour sa compréhension.

RÉSUMÉ

Les rejets des effluents résiduaires urbains et industriels qui se jetaient directement et sans traitement préalable dans El Sebkhia généraient une pollution importante ; c'est pour mettre un terme à cette pollution que la station d'épuration d'El Karma a été érigée.

Ce modeste travail a pour objectif d'étudier les performances épuratoires de la station d'El karma (Oran) en vérifiant la qualité des eaux usées épurées entre l'entrée et la sortie de la station; pour cela nous avons procédé à l'étude d'évolution des paramètres physico-chimique et bactériologique.

Les eaux résiduaires de la SLEP-El Karma, située à l'est de la ville d'Oran, traitées par boues activées, ont été caractérisées en vue d'une réutilisation en irrigation, pour l'arrosage des espaces verts... etc.

Les résultats présentent des rendements épuratoires satisfaisants de 95.53% des matières en suspension (MES). Le taux d'abattement de la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO_5) sont respectivement de 89.54% et 92.07%. L'élimination du NO_2^- , NO_3^- , et PO_4^{3-} est plus performante, les concentrations résiduelles évaluées sont respectivement 20,3 ; 14 et 4,12 mg/l.

Cependant, les analyses bactériologiques ont révélé leurs richesse en germes témoins de contamination fécale ; en moyenne $52,75.10^3$ Coliformes totaux (CT), $52,75.10^3$ Escherichia coli (EC) pour 100 ml, ont été dénombrés.

Mots clés :

Effluent résiduaires urbaines, pollution, traitement, germes, station d'épuration (STEP), réutilisation.

Abstract

Discharges from urban waste streams flow's directly and untreated into El sebkha generate physic-chemical and bacteriological pollution increasingly important. That is why the treatment of domestic wastewater through the treatment plant has been the subject of our study, with the aim to reduce the pollution load discharged.

This work aims to verify the quality of treated wastewater, and for this we proceeded to the physic-chemical and bacteriological study. These analyzes were performed at the (STEP-E1 Karma) treatment plant domestic wastewater.

Waste water from the WWTP -El Karma, located east of the city of Oran; treated with activated sludge were characterized reuse for irrigation of green spaces ... etc..

The results show satisfactory purifying efficiency of 95.53% of total suspended solids (TSS). The reduction of chemical oxygen demand rate (COD) and biological oxygen demand for 5 days (DBO_5) is respectively 89.54% and 92.07%. The elimination of NO_2^- , NO_3^- , and PO_4^{3-} is more efficient, the respective residual concentrations measured at 20.3, 14, 4.12 mg / l, remain high in the treated effluent.

However, bacteriological analyzes revealed their wealth with germs witnessing the fecal contamination, $52,75.10^3$ average total coliforms (TC), $52,75.10^3$ Eschirechia coli (EC) to 100 ml, can not be counted.

Keywords:

Urban effluent waste, pollution, treatment, germs, sewage treatment plant (WWTP), reuse.

Table de matière

Introduction générale

Chapitre I: Généralités sur les eaux usées et leurs traitements

I.1. Origine des eaux entrant en station d'épuration	1
I.1.1. Rejets domestiques	1
I.1.2. Rejets industriels	2
I.1.3. Eaux de ruissellement	2
I.2. polluants des eaux usées	3
I.2.1. Microorganismes	3
I.2.2. Matières en suspension (MES)	6
I.2.3. Eléments traces, minéraux ou organiques	6
I.2.4.les substances nutritives.....	7
I.3. Les biotechnologies appliquées dans le traitement des eaux usées	8
I.3.1. L'assainissement, de l'Antiquité à nos jours	8
I.3.2. L'épuration des eaux usées en Algérie	8
I.3.3. Les grandes étapes du traitement	8
I.3.4. La biomasse épuratrice	16
I.4. La réutilisation des eaux usées.....	19
I.4.1. Cas de l'Algérie	19
I.4.2. Les modes de réutilisation des eaux usées.....	19
I.4.3. Les risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées.....	23

Chapitre II : traitement des boues urbaines

II.1. Définition.....	27
II.1.1 Origine des boues	27

II.1.2. Composition des boues	28
II.1.3. Facteurs de caractéristiques chimiques des boues	28
II.1.3.1. Caractéristiques chimiques des boues	28
II.1.3.2. Caractéristiques physiques des boues	29
II.1.4. Traitement des boues	29
II.1.4.1. Méthodes de séparation physico-chimique	29
II.1.4.2. Méthodes de réduction des nuisances olfactives par stabilisation.	34
II.2. Effets sur la santé des diverses filières de traitement	37
II.2.1. Risque sanitaire de la mise en décharge	37
II.2.2. Risque sanitaire de l'épandage	38
II.2.3. Risque sanitaire lié à l'incinération des boues	38
II.3. Digestion anaérobie des boues urbaines	39
II.3.1. Description du digesteur	39
II.3.2. Principe de fonctionnement	40
II.3.3. Conditions physico-chimiques nécessaires à la digestion anaérobie.	44
II.3.4. Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie	44
II.3.5. La chaîne de digestion	45
II.3.5.1. L'épaississement des boues avant la digestion	45
II.3.5.2. Digesteur	45
II.3.5.3. Stockage du gaz	48
II.3.6. Paramètres de contrôle de la digestion anaérobie de boues	49
II.3.7. Performances de la digestion anaérobie	51
II.3.7.1. Abattement de la matière volatile	51
II.3.7.2. Abattement de la matière sèche	52
II.3.7.3. Production de méthane, une énergie valorisable	52

Chapitre III: Présentation générale de la station d'El Karma

III.1. Historique de la station d'El karma	54
III.1.1. Données de base	54
III.1.2. Description de la procédure de traitement de la station d'El Karma.	55

Chapitre IV: Analyse des paramètres physico-chimiques des eaux et des boues

IV. 1. L'objectif	72
IV.2. Méthodologie adoptée	72
IV.3.Caractérisation des effluents de boues activées de la station d'épuration d'El Karma.....	72
IV.3.1. Matériel	72
IV.3.2. Méthodes	73
IV.3.3. Prélèvement	74
IV.3.4.Transport et conservation des échantillons	74
IV.3.5. Méthodes analytiques utilisées	74
IV. 4. Résultats et discussions	81
IV.4.1. La charge hydraulique	81
IV.4.2. Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux traitées .	81
IV.4.3. Métaux lourds	100
IV.4.4. Caractérisation des boues de la station d'épuration d'El Karma.	100

Chapitre V: Analyse des paramètres de la digestion

V. 1. Caractérisation des paramètres de la digestion.....	111
V. 1.1 .Résultats et discussions	111

Conclusion générale

INTRODUCTION

L'eau est un bien précieux qui subit diverses pollutions et dégradations : les écosystèmes et la santé des personnes en sont directement impactés. Les pollutions présentes dans l'eau sont d'origines diverses : industrielle, domestique ou agricole (Bassompierre, 2007). Les chiffres publiés par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) en 2004 révèlent que chaque année 1.8 million de personnes dont 90% d'enfants de moins de cinq ans, vivants pour la plupart dans les pays en voie de développement, meurent de maladies diarrhéiques.

Or, à l'échelle mondiale, 88% des maladies diarrhéiques sont imputables à la mauvaise qualité de l'eau de boisson et à un assainissement insuffisant des eaux usées. L'eau est devenue un enjeu stratégique mondial dont la gestion doit impérativement s'intégrer dans une perspective politique de développement durable. Certains affirment en effet qu'elle sera, au troisième millénaire, un enjeu de guerres comme le pétrole l'a été et l'est encore aujourd'hui (Garcia-Armisen, 2006).

Selon des études prospectives, les pressions sur les ressources devraient augmenter et un plus grand nombre de pays seront en difficulté durant les années à venir. Ainsi, en 2025, près de la moitié de la population des pays méditerranéens se trouvera en situation de tension ou de pénurie d'eau (Trad Raïs et Xanthoulis, 1999). Pour ces raisons, l'Organisation des Nations Unies (ONU) a déclaré la période 2005-2015 décennie internationale d'action sur le thème 'L'eau, source de vie' et en conséquence a décidé d'accorder davantage d'importance aux problèmes relatifs à l'eau. Parmi les thèmes centraux de cette décennie seront, entre autres : la pénurie d'eau, l'accès à l'assainissement, la prévention des catastrophes, la pollution des eaux superficielles et la gestion intégrée des ressources en eau (Garcia-Armisen, 2006).

L'épuration des eaux usées s'est donc imposée pour préserver la qualité des milieux naturels et notamment les eaux de surface et souterraines. L'eau épurée est actuellement en majorité rejetée. La généralisation de la réutilisation de ces eaux peut donc contribuer à combler en partie le déficit d'eau de première main. Le recyclage de l'eau dans les industries et l'utilisation de l'eau pour l'arrosage des espaces récréatifs peuvent par conséquent contribuer à diminuer la pression exercée sur les ressources naturelles de bonne qualité.

L'utilisation d'une eau non conventionnelle dans l'agriculture peut contribuer à la création de nouveaux périmètres irrigués ou constituer une source d'appoint pour des périmètres existants. Elle est pratiquée aussi bien dans les pays développés que dans les pays en développement

(Amy et al, 1996).

La réutilisation des eaux usées épurées constituent en outre, une alternative aux rejets dans les milieux récepteurs qui peuvent présenter des capacités d'absorption limitées (Papaiacovou, 2001). Par ailleurs, le contenu de ces eaux en éléments nutritifs, notamment en azote, potassium et phosphore, permet de diminuer les frais de fertilisation des sols. L'utilisation des eaux usées peut également prévenir l'eutrophisation et éviter la croissance des algues dans les zones de rejets, elle peut être également une source de pollution avec son contenu en éléments traces organiques et métalliques et en pathogènes (Belaid, 2010). L'utilisation des eaux résiduaires traitées est souvent confrontée à un certain nombre d'obstacles, notamment d'ordres sanitaire et chimique. Pour ces raisons, l'amélioration de la qualité des effluents traités est nécessaire avant leur réutilisation (Klutse et Baleux, 1995).

L'étude que nous présentons est une contribution à l'évaluation de la qualité des EU épurées issues de la STEP-EL karma, dans une perspective d'utilisation en irrigation des espaces verts dans la Wilaya d'Oran. Deux approches sont visées, dont chacune présente une méthodologie d'échantillonnage et de caractérisation spécifique. Une première approche consiste en une évaluation et une caractérisation qualitative des effluents traités. En vue d'assurer une bonne qualité à savoir physico-chimique et microbiologique.

Notre mémoire est structuré en 5 chapitres :

Chapitre I: Généralités sur les eaux usées et leurs traitements.

Chapitre II : traitement des boues urbaines.

Chapitre III: Présentation générale de la station d'El Karma.

Chapitre IV: Analyse des paramètres physico-chimiques des eaux et des boues.

Chapitre V: Analyse des paramètres de la digestion.

Chapitre I:

Généralités sur les eaux usées et leurs traitements

Une eau usée, appelée encore eau résiduaire ou effluent est une eau qui a subi une détérioration après usage. la pollution des eaux dans son sens le plus large est définie comme <<Tout changement défavorable des caractéristique naturelles (biologiques ou physico-chimique) dont les causes sont directement ou indirectement en relation avec les activités humaines>>. (ANONYME 1,2004).

L'aspect des eaux résiduaires fraîches est celui d'un liquide brun gris avec une odeur typique, mais faible .durant leur transport, ces eaux se modifiant d'autant plus vite que la température est élevée ; elles deviennent noires et dégagent une odeur d'œufs pourris, signe de la présence d'hydrogène sulfureux (H₂S), dangereuse pour les égoutiers et corrosifs pour le béton et les aciers des égouts. Environ un tiers des matières contenues est en suspension, le reste est en solution (MOUSSA MOUMOUNI DJERMAKOYE, 2005).

I.1. Origine des eaux entrant en station d'épuration

Les eaux usées telles que définies dans l'introduction, ont trois origines possibles :

- les eaux domestiques ;
- les eaux industrielles ;
- les eaux de ruissellement.

I.1.1. Rejets domestiques :

Les eaux usées d'origine domestique sont issues de l'utilisation de l'eau (potable dans la majorité des cas) par les particuliers pour satisfaire tous usages ménagers.

Lorsque les habitations sont en zone d'assainissement collectif, les eaux domestiques se retrouvent dans les égouts (BAUMONT et al, 2005).

Elles constituent l'essentiel de la pollution et se composent.

Des eaux de cuisine, qui contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires a base de matières organiques (Glucides, lipides protides), et des produits détergents ;

- Des eaux buanderie, contenant principalement des détergents ;
- Des eaux de salle de bains, chargées en produits utilisée pour l'hygiène corporelle, généralement de matières grasses hydrocarbonées ;

- Des eaux de vannes , qui proviennent des sanitaires (WC), très chargés en matières organiques hydrocarbonées , en composé azotés, phosphorés et en microorganismes (CHOCAT ,1997, FRANCK,2002).

I.1.2. Rejets industriels

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestiques sont qualifiés de rejets industriels .Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activité artisanales ou commerciales : blanchisserie, restaurant, laboratoire d'analyses médicales, etc.

Les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement :

- Soit ils sont directement rejetés dans le réseau domestique ;
- Soit ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique ;
- Soit ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel .ce dernier cas ne nous intéresse pas dans le cadre de la réutilisation des eaux usées épurées.

Dans le cas d'un rejet dans les réseaux domestique, avec ou sans prétraitement, le effluent industriels peuvent fortement modifier la composition des eaux usées. Cette modifications est très étroitement liée à l'activité industrielle concernée et peut prendre des formes innombrables. (BAUMONT et al ,2005).

I.1.3. Eaux de ruissellement

Les eaux pluviales peuvent, elles aussi, constituer une source de pollution importante des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses .l'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielle).puis, en ruisselant, elle entraine des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants résidus de pneus et métaux lourds...). (BONTOUX, 1993).

Les eaux de pluie qui ruissellent sur les surfaces imperméabilisées, en général en zone urbaine, sont collectées par un réseau qui peut-être le même que celui qui collecte les eaux usées, on non .on distingue :

- Les réseaux unitaires : un seul collecteur assure le transport des eaux usées et des eaux pluviales. La qualité et le volume des eaux qui arrivent alors a la station d'épuration sont très variables .pour éviter qu'un débit supérieur a sa capacité n'arrive a la station d'un épuration , des ouvrages de déviation (réservoirs et déversoirs d'orage) sont répartis sur le réseaux ;
- Les réseaux séparatifs : deux réseaux sont mis en place, L'un pour collecter les eaux usées, l'autre pour les eaux de ruissellement. en principe, seules les eaux usées

arrivent à la station d'épuration pour traitement, c'est-à-dire que les eaux de pluie ne sont pas traitées mais rejetées directement. La station ne doit donc théoriquement recevoir qu'un effluent brut de qualité relativement régulière et de débit relativement bien déterminé (BAUMONT et al 2005).

I.2. Polluants des eaux usées

La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leurs origines (industrielle, domestique, etc...). Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les microorganismes, les matières en suspension, les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives. (BAUMONT et al, 2005).

I.2.1. Microorganismes

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes.

L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grandes groupes : les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes. (BELAID, AID, 2010).

a. Les bactéries :

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0.1 et 10 μm le taux moyen de bactéries dans les fèces est d'environ 10^{12} bactérie/g (ASANO, 1998). Les bactéries sont les microorganismes les plus communément rencontrés dans les eaux usées (TOZE, 1999). Les eaux usées urbaines contiennent environ 10^6 à 10^7 bactéries/100ml dont la plupart sont des porteuses et des entérobactéries ; à streptocoques et à clostridium. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de germes/l. Parmi les plus détectées sont retrouvés, les salmonelles, dont celles responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux. Les coliformes thermo tolérants sont des germes témoins de contamination fécale communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau (BELAID, 2010).

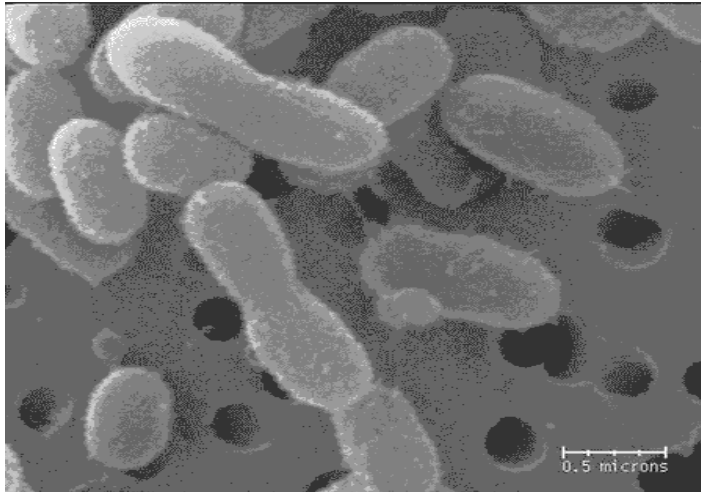


Figure I.1. Vue microscopique des bactéries

b. Les virus

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Les virus ne sont pas naturellement présents dans l'intestin, contrairement aux bactéries. Ils sont présents soit intentionnellement (après une vaccination contre la poliomyélite, par exemple). Soit chez un individu infecté accidentellement (BAUMONT et al., 2005). On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 10^4 particules par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées restent difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous-estimation de leur nombre réel. Les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal. Parmi les virus entériques humains les plus nombreux, nous citerons les entérovirus (exemple : polio), les rétrovirus, les adénovirus et le virus de l'hépatite A. Il semble que les virus soient plus résistants dans l'environnement que les bactéries (AULICINO et al. 1996).

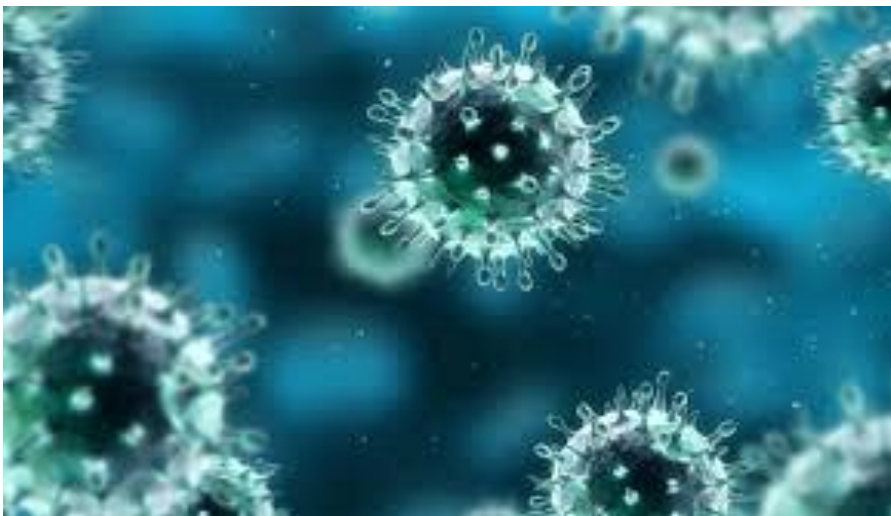


Figure I.2. Vue microscopique des virus

c. Les protozoaires :

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte. Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle vital une forme de résistance, appelée kyste qui peut être véhiculé par les eaux résiduaires. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées. (BAUMONT et al, 2005). Ainsi, selon les conditions du milieu, ces organismes peuvent survivre plusieurs semaines voire même plusieurs années. En revanche, 10 à 30 kystes, est, une dose suffisante pour causer des troubles sanitaires. (CAMPOS, 2008).

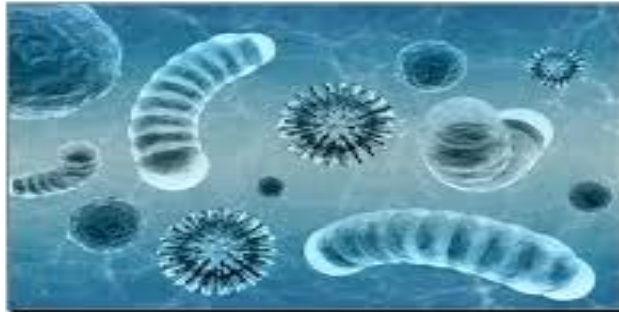


Figure I.3 : vue microscopique des protozoaires.

d. Les helminthes :

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites rencontrés dans les eaux résiduaires. Le nombre d'œufs d'helminthes peut être évalué 10^1 et 10^3 gemes/l. (FABY et BRISSAUD, 1997). Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les œufs. Les œufs et les larves sont résistants dans l'environnement et le risque lié à leur présence est à considérer pour le traitement et la réutilisation des eaux résiduaires. En effet, la persistance de ces organismes a différentes conditions environnementales ainsi que leur résistance à la désinfection permet leur reproduction, ce qui constitue leur risque potentiel. (CAMPOS, 2008). Les helminthes pathogènes rencontrés dans les eaux usées sont : *Ascaris lombricidés*, *Oxyures vermiculaires*, *Tricheurs tricherai*, *Tænia saginata*. L'analyse des risques sanitaires liés aux agents pathogènes susceptibles d'être transportés par les eaux usées est le fondement des recommandations proposées par l'organisation Mondiale de la santé en 1989. (OMS, 1989).

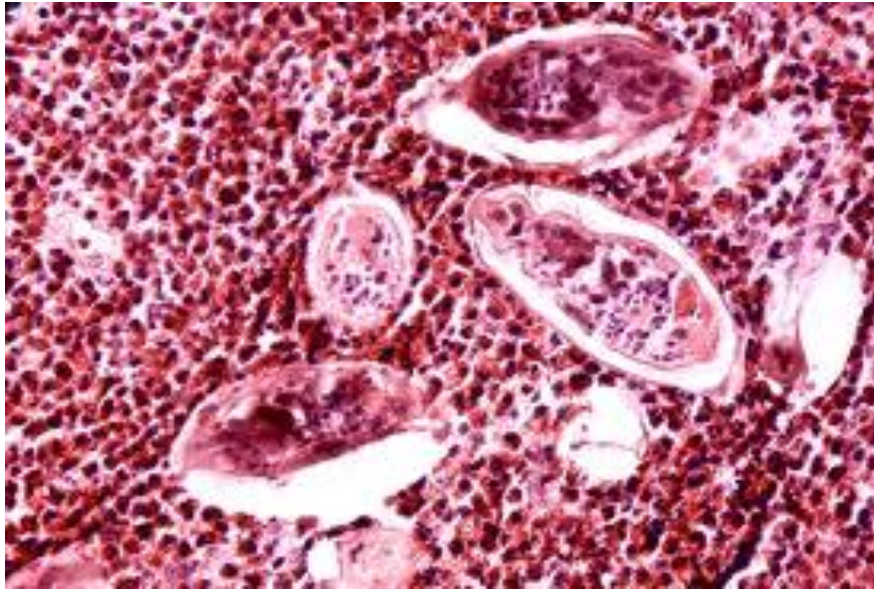


Figure I.4 : vue microscopique des helminthes.

I.2.2. Matières en suspension (MES)

Ce sont des matières biodégradables pour la plupart. Les micro-organismes sont le plus souvent adsorbés à leur surface et sont ainsi << transportés >> par les MES. Elles donnent également à l'eau une apparence trouble, une mauvaise odeur. Cependant, elles peuvent avoir un intérêt pour l'irrigation des cultures (BAUMONT et al, 2005). Les particules en suspension peuvent, par définition, être éliminées par décantations. C'est une étape simple et efficace pour réduire la charge organique et la teneur en germes pathogènes des eaux usées. Toutefois, un traitement beaucoup plus poussé est généralement requis pour faire face aux risques sanitaires. (BELAID, 2010).

I.2.3. Eléments traces, minéraux ou organiques

Les micropolluants organiques et non organiques résultent d'une pollution multiple et complexe. Les micropolluants sont des éléments présents en quantité infinitésimale dans les eaux usées. La voie de contamination principale, dans le cas d'une réutilisation des eaux usées épurées, est l'ingestion. C'est la contamination par voie indirecte qui est généralement préoccupante. Ainsi, certains micropolluants comme les métaux lourds ou les pesticides, peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants, et notamment dans les plantes cultivées. Il peut donc y avoir une contamination de la chaîne alimentaire et une concentration de ces polluants dans les organismes. La crispation actuelle de l'opinion publique à leur sujet, et le manque de connaissances sur leurs effets à long terme incite à analyser avec soin la nature et la présence de ces micropolluants dans les eaux usées. (BAUMONT et al, 2005).

a. Les métaux lourds :

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux (de l'ordre de quelques $\mu\text{g/l}$). Les plus abondants sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb. Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) sont présents à l'état de traces. Leur origine est multiple : Ils proviennent << des produits consommés au sens large par la population, de la corrosion des matériaux des réseaux de distribution d'eau d'assainissement, des eaux pluviales dans le cas de réseaux unitaire, des activités de service (santé, automobiles) et éventuellement de rejets industriels >>. (CAUCHI et al, 1996). Les éléments cités dans la littérature comme étant les plus dangereux sont le plomb (Pb), l'arsenic (AS), le mercure (HG), le cadmium (Cd) et le nickel (Ni). (VILAGINES, 2003).

b. Les éléments toxiques organiques

Les micropolluants d'origine organique sont extrêmement nombreux et variés, ce qui rend difficile l'appréciation de leur dangerosité. Ils proviennent de l'utilisation domestique, des rejets industriels et des eaux de ruissellement sur les terres agricoles, sur les réseaux routier etc.... Parmi ces composés chimiques toxiques très persistants et qui ont une grande lipophilicité, on peut citer les hydrocarbures polycycliques aromatiques, les alkyl phénols, chlorophénols, phtalates, les pesticides et les résidus pharmaceutiques actifs.

Certains composés ont un pouvoir de perturber le système endocrinien tel que les hydrocarbures polycycliques aromatiques et les alkyl phénols. (BELGIORNO et al, 2007).

En effet plusieurs environnements aquatiques ont été pollués par ces composés en plus des autres substances pharmaceutiques dont la principale source est les eaux usées (KIMURA et al, 2004) il s'est avéré que les stations d'épuration sont des sources potentielles de ces produits toxiques. (BELGIORNO et al, 2007). Cependant, en raison de la faible solubilité de ces éléments organiques, on les retrouvera concentrés dans les boues plutôt que dans les eaux résiduaires (FAO, 2003).

1.2.4. les substances nutritives

Les nutriments se trouvent en grande quantité dans l'eau usée, et constituent un paramètre de quantité de qualité important pour la valorisation de ces eaux en agriculture et en gestion des paysages (HAMODA, 2004). Les éléments les plus fréquents dans les eaux usées sont l'azote, le phosphore et parfois le potassium, le zinc, le bore et le soufre. Ces éléments se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables que ce soit, dans les eaux usées épurées ou brutes. En outre, la présence de matière organique sous différentes formes dans l'eau usée (solides en suspension, éléments colloïdaux et matières dissoutes) peut, par son effet à

long terme sur la fertilité du sol , contribuer également a la stabilité structurale du sol .(FAO,2003).

I.3. Les biotechnologies appliquées dans le traitement des eaux usées

I.3.1. L'assainissement, de l'Antiquité a nos jours

De nos jours l'assainissement des eaux usées domestiques et industrielles est perçu comme une évidence, aussi bien pour la protection de notre santé que pour la préservation de l'eau en tant qu'écosystème. la collecte et le traitement des eaux usées ont suivi, a la fois, le mode de vie des sociétés au fil de l'historique, mais également les découvertes scientifiques. D'un point de vue historique la croissance démographique et le développement des villes ont imposé la nécessité de fournir aux citoyens une eau saine << bonne qualité >> .la protection de la santé publique a fait l'objet de nombreux efforts, avec notamment la dépollution des eaux usées, depuis plusieurs générations. Scientifiquement, la prise de conscience des problèmes de santé publique et la compréhension des cause d'épidémies , telles que le choléra, la peste et le typhus, ont entraîné la construction d'infrastructures et le développement de procédés , de plus en plus sophistiqués, permettant de mettre un terme a ces problèmes (LE HYARIC,2009).

I.3.2. L'épuration des eaux usées en Algérie

En Algérie, peu d'importance est accordée à la couverture des services d'assainissement, comparée a la couverture des services d'approvisionnement en eau et encore moins d'importance est accordée a l'épuration. En effet, pour un taux de couverture du réseau d'assainissement de l'ordre de 85%, seules 20% des eaux usée collectées en Algérie sont traitées. Le volume annuel des eaux usées est estimé à 600 millions de m^3 , dont quelques 550 millions de m^3 correspondent aux agglomérations de taille supérieur a 50 000 habitants. (HARTANI, 2004).au cours de ces dernières années, le ministère des ressources en eau (MRE) a entrepris la mise en œuvre d'un important programme d'investissement concernant la réalisation de 84 stations d'épuration (STEP) et la réhabilitation de 15 autres, dont deux en exploitation. Ceci a porté le nombre actuel des STEP existences et en exploitation de 46 a 138 avant la fin 2008. A noter aussi que 56 STEP sont actuellement en cours d'étude ou en étude de réhabilitation, et dont le lancement des travaux a été prévu pour le moyen terme (2007-2010), ce qui a permis d'atteindre un parc de 194 STEP a l'horizon 2010 (DAPE, 2006).

I.3.3. Les grandes étapes du traitement

Nous venons de voir que la composition d'une eau usée est très diversifiée suivant son origine, chaque installation est par conséquent conçue pour répondre a un besoin spécifique les

technologies utilisées se développent et se perfectionnent constamment par la recherche de technologie ou de procédés nouveaux et par la mise en place de nombreux automatismes pouvant diminuer efficacement la dégradation environnementale de ressources précieuses en eau et détruire les agents pathogènes humains potentiels .(PRESCOTT et al 2007).

Les cinq étapes principales du traitement sont détaillées sur la figure I.5 et décrites dans les paragraphes suivants :

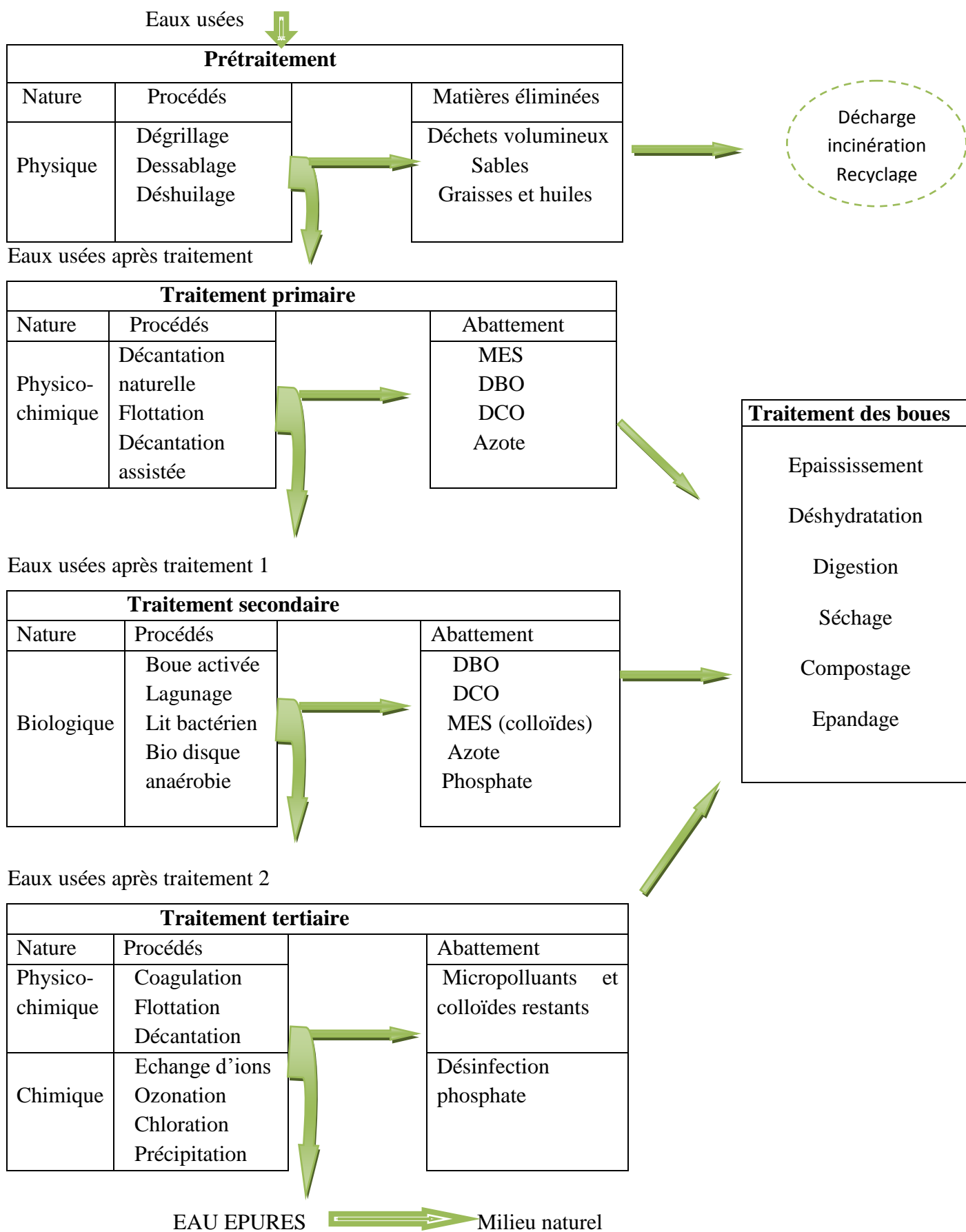


Figure I.5: Etapes d'une filière de traitement des eaux. (SADOK, 1999)

I.3.3.1. Le prétraitement

Le prétraitement a pour objectif l'extraction des matières les plus grossières (Brindilles, feuilles, tissus,...) et des éléments susceptibles de gêner les étapes ultérieures du traitement .il comprend :

- Le dégrillage : pour retenir les déchets volumineux a l'aide d'une succession de grilles (2 a 4) de plus en plus fines .les résidus recueillis sont déposés en décharge ;
- Le dessablage : pour prévenir les dépôts dans les canalisations, protéger les organes mécaniques (pompes) contre l'abrasion et éviter de perturber les autres étapes de traitement. les sables, recueillis génialement par raclage en fond de bassin, sont recyclés ;
- Le dégraissage – déshuilage : pour éviter l'encrassement de la station par des corps gras .Effectuée dans le même bassin que l'étape de dessablage, la récupération des graisses et huiles se fait en surface. les composés collectés seront alors incinérés

(Cas du traitement d'un effluent urbain) ou recyclés pour la fabrication de savons ou détergents (cas de certains effluents industriels) en fonction de leur qualité (BASSOMPIERRE, 2007).

I.3.3.2. Le traitement primaire

Le traitement s'effectue par voie physico-chimique et a pour but d'extraire le maximum de matières en suspension et de matières organiques facilement décan tables .trois voies de traitement sont possible :

- La décantation (processus physique) : le principe de séparation solide –liquide est la pesanteur, les matières en suspension ou colloïdales tendent a se séparer du liquide par sédimentation ;
- La flottation (processus physique) : par opposition a la décantation , la flottation est un procédé de séparation solide –liquide ou liquide –liquide qui s'applique a des particules dont la masse volumiques réelle ou apparente (flottation assistée) a celle du liquide qui les contient ;
- La déclaration associée a l'utilisation d'un coagulant – flocculant (voie physicochimique) : le principe est ici de favoriser l'agrégation des molécules en suspension grâce aux techniques de coagulation et de floculation de façon a augmenter la sédimentation grâce a l'obtention de floccs plus gros.

Durant la phase de traitement primaire, une quantité importante de la pollution totale est éliminée (abattement des matières en suspension pouvant atteindre 90% et de la demande biochimique en oxygène de l'ordre de 35%. (CARDOT ,1999). La DCO et la concentration en azote peuvent également être réduits durant cette phase de traitement. Les matières solides extraites représentent ce que l'on appelle les boues primaires. (BASSOMPIERE, 2007).

I.3.3.3. Le traitement secondaire

Le traitement secondaire a pour objectif principale l'élimination des composés solubles d'origine organique. Parallèlement, la floculation de la biomasse permet de piéger les matières en suspension restant à l'issue du traitement primaire.

Le principe de ce traitement est de mettre en contact la matière organique contenue dans les eaux usées avec une population bactérienne. Celle-ci assimile alors la matière organique pour son propre développement. Ces dispositifs permettent d'intensifier et de localiser sur des surfaces réduites les phénomènes de transformation et de dégradation des matières organiques tels qu'ils se produisent en milieu naturelle. Ils sont la reconstitution d'un écosystème simplifié et sélectionné faisant intervenir une microflore bactérienne et une microfaune de protozoaires et de métazoaires (BASSOMPIERRE, 2007).

Les procédés de traitement secondaires sont fondés sur la digestion microbienne à la fois en présence ou en absence d'oxygène pour réduire la concentration en matières organique (MADIGAN et MARTINKO, 2007). Plusieurs techniques peuvent être distinguées, le choix de l'une ou l'autre est fonction de l'emplacement disponible pour le procédé de traitement, de la charge de l'effluent et de la quantité de pollution à traiter.

Du fait que les micro-organismes, les plus actifs, sont les bactéries qui conditionnent en fonction de leur modalité propre de développement, les procédés biologiques de traitement, peuvent être classés en procédés aérobies et anaérobies (VILAGINES, 2003).

I.3.3.3.1. Le traitement secondaire anaérobie

La digestion anaérobie a été découverte il y a plus de trois siècles. C'est en 1630 que des scientifiques ont pour la première fois constatée qu'un gaz inflammable pouvait se dégager d'une matière organique en décomposition. (KALOGO, 1999).

Le traitement secondaire anaérobie est un processus microbiologique de conversion de la matière organique, faisant intervenir essentiellement des bactériennes (bactérie et d'Archaea,) ainsi que des protozoaires et quelques champignons anaérobies. (EFFEBI, 2009).

Le traitement anoxique est typiquement employé pour traiter des eaux usées contenant de grandes quantités de matières organiques insolubles, telles que les fibres, la cellulose résultant

des industries laitière et agroalimentaire. Le processus de dégradation anoxique proprement dit se déroule dans le grand réservoir clos appelés digesteur ou bioréacteurs. (MADIGAN et MARTINKO, 2007).

Le principe de la digestion anaérobie est décrit comme la conversion de la matière organique en biomasse et en biogaz, composé essentiellement de méthane (CH₄) et de gaz carbonique (CO₂). La digestion anaérobie d'un produit organique complexe comporte quatre étapes différents, a savoir : l'hydrolyse, l'acidogènes, l'accentogènes et la méthanogènes. (EFFEBI, 2009).

Grace à l'action des microorganismes anaérobies présents, les composés macromoléculaires des eaux usées sont d'abord digérés par des poly saccharases, des protéases et des lipases pour donner des composés solubles. Ces derniers sont des fermentés pour fournir un mélange d'acides gras volatils, qui sont ensuite fermentés en acétate, CO₂ et H₂, ces produits sont alors utilisés comme substrats par les Archaea méthanogènes.

Ce type de fermentations est une opération délicate qui demande une surveillance importante. En effet, la température doit être maintenue à un niveau très stable et suffisamment élevé. il faut aussi éviter les écarts brutaux de pH et les substances inhibitrices du développement bactérien, a titre d'exemple : les cyanures, les sels de métaux lourds et les phénols (VILAGINES, 2003).

D'emblée on peut rappeler que les Systems aérobies du fait de l'économie d'énergie, de faible production de boue, et la possibilité de réutiliser le biogaz produit, qui converti parfois en énergie électrique ou mécanique. (EFFEBI, 2009).

I.3.3.2. Les traitements secondaires aérobies

Les bactéries utilisées exigent un apport permanent d'oxygène .Deux grandes familles peuvent être distingués : les procédés a cultures fixes (microorganismes fixés sur des supports), les procédés a culture libre (micro-organismes maintenus en suspension dans le mélange a épurer). Nous pouvons citer les plus courantes selon. (DEGREMONT, 2005).

a)Les procédés aérobies à culture fixée :

- **Le lit bactérien ou granulaires :** ruissellement de l'eau à traiter sur le support , ne nécessite pas de clarificateur en ce qui concerne le lit granulaire , coûts de fonctionnement faibles , rendement moyen pour un lit bactérien et bon pour un lit granulaire , choses toxiques supportés , fonctionnement stable , risque de colmatage ;

- **Les bio-disques :** biomasse fixé sur des disques tournants au sein du mélange à traité, couts de fonctionnement faibles, efficace à faible charge uniquement, sensible aux conditions climatiques (lessivage du bio film par la pluie). (BASSOMPIERRE, 2007).

b) Les procédés aérobies à culture libre :

- **Le lagunage :** l'effluent prétraité séjourne pendant une durée allant de plusieurs semaines à plusieurs mois, dans des bassins peu profonds mais de grande surface. L'épuration biologique est assurée par les microorganismes se développant dans le milieu grâce à l'oxygène de la photosynthèse des algues (langues naturel) ; le cas échéant, par aération artificielle : lagunage aéré par l'insufflation d'air. Ce procédé permet également la stabilité des boues produites. En raison de sa simplicité d'exploitation et de son efficacité, cette technique connaît un essor important dans les pays en voie de développement et également en Europe, pour le traitement des eaux usées des communes rurales. (ALTMAYER et al ,1990).

- **Les boues activées :** traitement en deux phases, contact de la biomasse et de l'eau usée dans un réacteur puis séparation des solides de la phase liquide épurée par décantation. Le processus d'épuration par boues activées est le plus répandu. Son développement est dû à ses excellentes performances de dépollution (rendement supérieur à 95 %) par rapport aux autres procédés existants . en contre partie , suivant le type d'effluents à traiter , ce procédé peut être difficile à maîtriser notamment pour le traitement de l'azote et du phosphore ou en cas des variations importantes des flux à traiter . (CARDOT, 1999)

c) Les procédés à culture hybride :

Résultat , comme nous l'avons vu précédemment , du couplage d'un système à culture libre avec un système à culture fixée au sein du même réacteur n, sont proposés et utilisés pour le traitement des effluents de petites municipalités . (GHAZANI, 2007).

L'avantage principale des procédés hybrides est de permettre des possibilités de traitement plus élevé sans nécessiter d'augmenter le volume de bassin d'aération. (GERMAIN et al ,2007).

Deux grandes familles de bioréacteurs à membrane :

- Les bioréacteurs à membranes externes : installés à l'extérieur du bassin d'aération ;

- Les bioréacteurs à membrane immergées : installés à l'intérieur du bassin d'aération. (DEGREMONT ,2005).

La diversité des technologies et l'efficacité de chacune d'entre elles, permet également de concevoir des filières adaptés a chaque besoin spécifique dans le but d'atteindre le juste cout économique. (CORSIN et le START, 2007).

I.3.3.4. Le traitement tertiaire

Certains rejets d'eaux traitées sont soumis a des réglementations spécifiques concernant l'élimination d'azote, de phosphore ou des germes pathogènes, qui nécessitent la mise en œuvre de traitement tertiaires (FRANCK, 2002). Il regroupe toutes les opérations physiques et chimiques qui complétant les traitements primaires et secondaires. (OUALI, 2001).

I.3.3.4.1. L'élimination de l'azote

Les stations d'épuration n'éliminent qu'environ 20% de l'azote présent dans les eaux usées, par les traitements de nitrification-dénitrification. pour satisfaire aux normes de rejet en zones sensibles, des procédés physique et physico –chimiques complémentaires permettant l'élimination de l'azote par : électrodialyse, résines échangeuses d'ions, « stripage » de l'ammoniaque, mais ces traitement ne sont pas utilisés dans le traitements des eaux résiduaires urbaines, pour des raisons de rendement et de cout (FRANCK, 2002).

I.3.3.4.2. L'élimination du phosphore

L'élimination du phosphore, ou « déphosphoration », peut être réalisée par des voies physico-chimiques ou biologiques. En ce qui concerne les traitements physico-chimiques l'adjonction de réactifs, comme des sels de fer ou d'aluminium, permet d'obtenir une précipitation de phosphates insolubles et leur élimination par décantation. Ces techniques, les plus utilisées actuellement, éliminent entre 80% et 90% du phosphore, mais engendrent une importante production de boues. (PRESCOTT et al ,2007).

I.3.3.4.3 la désinfection

Un abaissement de la teneur des germes, parfois exigé pour les rejets dans les zones spécifiques (zones de baignade, zones de conchylicoles). (FRANK ,2002) ou dans le cadre d'une réutilisation, il sera réaliser par des traitements de désinfection chimique par :

- **Le chlore** : est un oxydant puissant qui réagit à la fois avec des molécules réduites et organiques, et avec les micro-organismes. (BAUMONT et al, 2005). Les composés utilisés dans le traitement des eux usées sont : le chlore gazeux (Cl_2), l'hypochlorite de sodium ($NaClO$) appelé communément "eau de javel", l'hypochlorite de calcium ($Ca(ClO)_2$), le chlore de chaux ($CaCl_2 \cdot OCl_2$) et le chlorite de sodium ($NaClO_2$). (OUALI, 2001)
- **L'ozone(O_3)** : est un oxydant puissant, la désinfection par l' O_3 est utilisée aux Etats-Unis, en Afrique du Sud et au moyen Orient essentiellement. Il permet l'élimination des bactéries, des virus et des protozoaires. C'est le seul procédé vraiment efficace contre les virus.

(LAZOROVA, 2003). Les tests de toxicité effectuée sur des poissons, des crustacés et des algues n'ont pas permis de mettre en évidence une quelconque toxicité.(CAUCHI ,2009).

Ou physique par :

- **Les rayons ultraviolets :** qui consistent à utiliser des lampes à mercure disposées parallèlement ou perpendiculairement au flux d'eau. Leur rayonnement s'attaque directement aux microorganismes. Ce traitement est très simple à mettre en œuvre, car il n'y a ni stockage, ni manipulation de substances chimiques et les caractéristiques chimiques de l'effluent ne sont pas modifiées. (BAUMONT et al, 2005)

- **La filtration :** est un procédé physique qui permet et retenir les microorganismes par rétention a l'aide d'un filtre. Qu'elle soit réalisée sur sable ou sur membrane de cette technique exige une épuration secondaire préalable garantissant une élimination assez poussée des matières en suspension. (CSHPF, 1995). L'élimination des virus, des bactéries et des protozoaires est fonction du milieu poreux, de la vitesse de percolation, de l'épaisseur de massif filtrant et du niveau d'oxydation de l'eau filtrée. (FABY, 1997)

- **Lagunes de finition :** le lagunage naturel " tertiaire" assure l'exposition des microorganismes pathogènes au rayonnement solaire. Ce rayonnement provoque une destruction des germes d'autant plus efficace que le temps de séjour des eaux traitées dans la lagune est élevé. Cependant, l'efficacité de ce traitement s'amointrit lorsque l'exposition aux rayons du soleil se réduit. (CORSIN et LE STRAT, 2007). Les eaux usées bénéficiant d'un traitement tertiaire contiennent si peu de nutriments qu'elles ne peuvent permettre un fort croissant microbien. Le traitement tertiaire est la méthode la plus complète pour traiter les eaux d'égouts, mais elle n'a été généralisée en raison de sont gout. (MADIGAN et MARTINKO, 2007).

I.3.4. La biomasse épuratrice :

Les systèmes de traitement des eaux usées urbaines utilisent la dégradation microbienne comme principal moyen pour dégrader les matières organiques. (PERRY er al 2004). Cette biodégradabilité est un phénomène complexe qui concerne toutes les transformations des polluants dans les eaux sous l'action de microorganismes. (OUALI, 2001).

1.3.4.1. Les processus métaboliques

Les connaissances de ces processus est essentielle car elle permet d'expliquer les phénomènes observés d'un point de vue macroscopique. L'activité métabolique de la cellule bactérienne se divise en trois processus (figure I-06).

✚ Le catabolisme correspondant au processus de fragmentation des substances nutritives en élément plus simples (pyruvates). Il représente l'ensemble des réactions d'oxydation et de dégradation enzymatique. C'est une activité exothermique qui libère l'énergie qui servira à la croissance cellulaire et à l'entretien de la cellule ;

✚ L'anabolisme représentant l'ensemble de réactions de synthèse des constituants cellulaires. C'est une activité endothermique qui utilise l'énergie libérée par les processus de catabolisme pour développer la croissance cellulaire et la division cellulaire ;

✚ La respiration endogène représentant l'étape d'oxydation des composés cellulaires.

Leur dissociation en produits résidus (matières carbonées, azotées) permet de satisfaire les besoins des cellules vivantes en cas de carence en substrat. Les réactions de catabolisme et d'anabolisme sont très générales et sont, en fait, constituées de plusieurs réactions élémentaires. (BASSOMPIERRE, 2007)

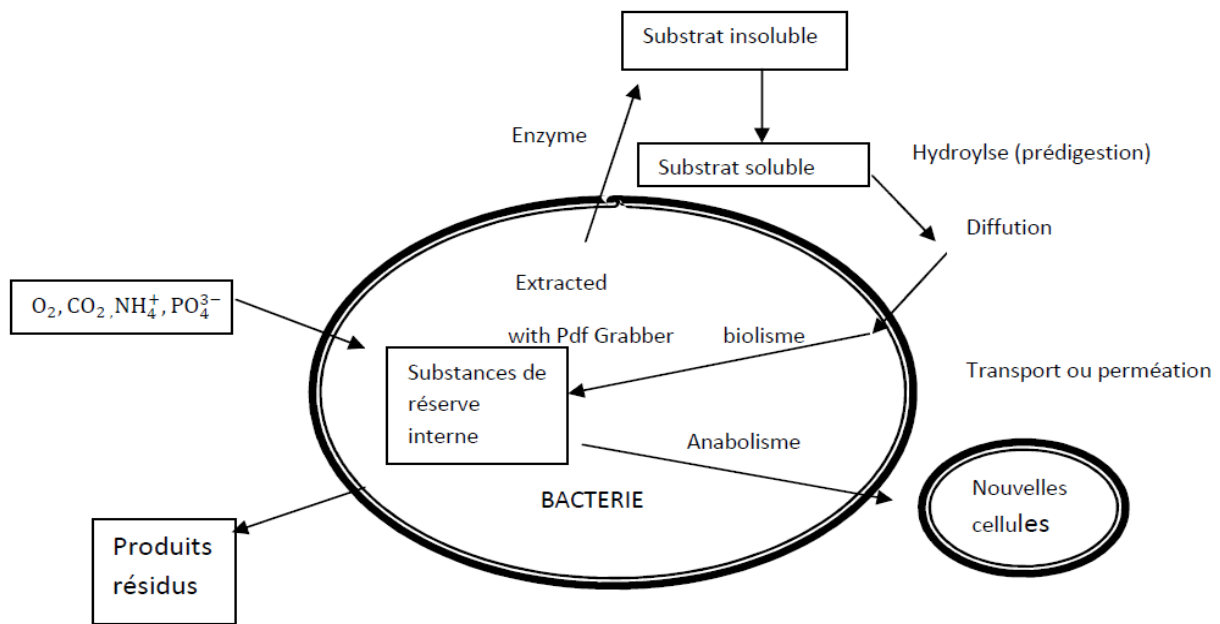


Figure I.6. Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe (BASSOMPIERRE, 2007)

I.3.4.2. les microorganismes associés à l'épuration

I.3.4.2.1. les bactéries épuratrices

Dans la biomasse épuratrice, les bactéries constituent le groupe le plus important, qui est en même temps l'acteur principal de l'élimination de la pollution. (DEGREMONT, 2005)

Les bactéries peuvent se présenter sous différents formes :

- **Bactéries libres** : peu abondantes du fait de la prédation par d'autres microorganismes ;

- **Bactéries filamenteuses** : présentes normalement en petite quantité, elles entravent la décantation par le phénomène de foisonnement ou bulking. (DEGREMONT, 2005),

Parmi ces bactéries indésirables : sphaerotilus natans et thriothrix nivea (PERRY et al, 2004).

- **Bactéries floculées** : plus intéressantes dans le procédé d'épuration car elles permettent une bonne séparation entre la biomasse épuratrice et l'eau épurée. (FRANCK , 2002), les genres les plus fréquents de bactéries floculâtes sont : pseudomonas , achromobacter , Arthrobacter , Alkali gènes , Zooglée , Citromonas , Flavibacterium , et Arthromobacter , (DEGREMONT , 2005).

La nature de composés organiques qui constituent la pollution et les conditions du milieu (pH, température, oxygène dissous) , influent sur la nature des germes dominants .

Anis un rejet, riche en matières protéiques, favorise le développement des germes : Alkali gens, Bacillus ou Flavobacterium ; tandis qu'une eau résiduaire riche en glucides ou en hydrocarbures conduit a la prédominance du germe pseudomonas. La présence de soufre réducteur se répercute par le développement des genres Thiiothrix et Microthrix. (DEGREMONT, 1989)

I.3.4.2.2. la microflore

Des algues benthiques se développent a la périphérie des installations. Des cellules sont entraînées dans les boues et dans les fibres nitrifiantes par abrasion du bio film, on peut mettre en évidence au microscope des frustules de diatomées (HASLAY et LECLERC ,1993). Toutefois, elles ne jouent pas de rôle en épuration par les procédés de boues activées ou bio filtration, contrairement au cas du lagunage. les espaces les plus courantes sont des algues planctoniques unicellulaires de petite taille, dont des algues vertes, des algues brunes, des phytoflagellés et des diatomées. (DEGREMONT, 2005)

I.3.4.2.3. la microfaune

La microfaune des boues activités et des bio films des cultures fixées est très importante en quantité, de l'ordre de a cellules par litre de boues activées. Elle intervient comme prédatrice des bactéries isolées et des cadavres de bactéries et participe ainsi a la clarification de l'effluent. (FRANCK, 2002) ; comme elle est particulièrement sensible aux variations du milieu. Elle renseigne sur le niveau d'adaptation de la biomasse et est révélatrice des stress aux quels elle est soumise. (DEGREMONT, 2005). Selon organisation cellulaire des microorganismes, on distingue deux familles d'individus : les protozoaires et les métazoaires. (FRANCK, 2002).

I.3.4.3. les éléments nécessaires au développement des micro-organismes

Le terme « substrat » désigne les substances constituant la nourriture nécessaire au développement des micro-organismes, les composés organiques à dégrader représentant la majorité de ces substances. Si le substrat n'est pas sous une forme directement assimilable par la bactérie, il sera hydrolysé à l'extérieur de la cellule bactérienne par des exo-enzymes.

L'azote ammoniacal et les phosphates sont utilisés en tant que nutriments car ils entrent dans la composition des ces composés cellulaires (protéines, membrane cellulaire, ADN). L'oxygène dissous est également indispensable au développement des bactéries aérobies.

(BASSOMPIERRE, 2007).

I.4.la réutilisation des eaux usées

I.4.1.Cas de l'Algérie

En Algérie, 60% des eaux traitées sont rejetées soit loin des périmètres d'irrigation et des barrages soit en mer, ce qui rend leur réutilisation en irrigation peu rentable. Ainsi, seulement 240 millions de m³ sont potentiellement utilisables en irrigation en raison de la localisation des points de rejet. (HARTANI, 2004).

Un programme de réalisation et de modernisation d'ouvrages de traitement destinés à la réutilisation des eaux usées en irrigation est actuellement mis en œuvre. (MRF, 2004).

Le ratio entre la réutilisation des eaux usées et l'affectation des ressources permet d'estimer la contribution de la réutilisation de eaux usées en irrigation. Cette contribution est de 17.37 % dans le cas de la région hydrographique Chelif Zahrez, de 21,4% dans la région hydrographique Constantine-Seybousse-Mellegue, et de 34,92% dans la région hydrographique origine chott chergui. Cette dernière est nettement déficitaire en pluviométrie par rapport aux autres régions du Nord algérien (400mm/an environ). La composante réutilisation des eaux usées en irrigation devient même prépondérante avec un ratio de 45 % voire 100% dans le cas du périmètre de Mléta dans la région de l'Oranie de l'ouest algérien. (HARTANI, 2004).

I.4.2. les modes de réutilisation d'eaux usées

La réutilisation des eaux usées est répandue dans le monde entier avec plusieurs types de valorisations. Il existe des milliers de projets de réutilisations des eaux usées. (BOXIO et al, 2008). On peut distinguer cinq catégories de réutilisation :

- Réutilisation pour l'irrigation : cultures fourragères ou maraichères, céréales, prairies, etc.;

- Réutilisation industrielle : circuits de refroidissement, construction, papeteries, industries textiles, etc. ;
- Réutilisation en zone urbaine : lutte contre l'incendie, lavage de voirie, recyclage des eaux usées d'un immeuble, arrosage de parcs, golfs cimetières, etc.
- La production d'eau potable ;
- La recharge de la nappe phréatique (DEGREMONT, 2005).

I.4.2.1. Réutilisation agricole

La réutilisation agricole des eaux épurées comme moyen d'économiser la ressource a donc été une des premières voies de développement des projets de réutilisation des eaux usées épurées (REUE). (BAUMONT et al, 2005). La réutilisation pour l'irrigation est essentiellement présente dans les pays réputés agricoles mais dont les ressources hydriques sont faibles, comme le bassin méditerranéen et le sud des états unis. Les plus grandes projets de réutilisation ont été développées dans les régions de l'ouest et de l'est des états –Unis, l'espace méditerranéen, l'Australie, l'Afrique du sud et dans les zones semi-arides de l'Amérique du sud et de l'Asie du sud. (LAZAROVA, 1998).

- **Les risques liés à la réutilisation agricole :**

D'après CAUCHI (1996), les populations humaines exposées a une pathologie, associée de manière certaine a une utilisation agricole d'affluents bruts ou traités sont de quatre ordres :

- Les consommateurs de légumes crus : le risque est statistiquement plus élevé pour les helminthes (par rapport a la population générale), par contre il ne l'est pas pour le risque bactériologique ;
- Les consommateurs de viande bovine insuffisamment cuite : la contamination par le ver solitaire est possible car les bovins sont des hôtes intermédiaires de cet helminthe ;
- Les travailleurs agricoles : le risque est plus élevé pour les helminthes. en laboratoire, il a été mis en évidence que l'exposition aux entérovirus est plus élevé, même si sur le terrain il n'ya pas eu d'augmentation de cas cliniques. des études listées par (DEVAUX (1999))

montrent que les travailleurs agricoles sont légèrement plus exposés que la population normale ou que les personnels de station d'épuration et des égoutiers. les nouveaux

travailleurs sont plus sensibles que les anciens : il semble y avoir une adaptation immunitaire aux bactéries et aux virus. (CLARK et COLL, 1988).

- Les populations avoisinantes, surtout dans le cas d'irrigation par aspersion qui forme des aérosols. le risque est légèrement plus élevé pour les helminthes et Shigella (CAUCHI 1996).

I.4.2.2. Réutilisation industrielle

La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique

Pour certains pays, l'eau recyclée fournit 85% des besoins globaux en eau pour l'industrie. (OMS, 1989). D'après ASANO (1998) un des premiers cas dans le monde est une papeterie de japon qui est fournie en eaux épurées depuis 1951. La REUE industrielles peut donc être intéressante dans le secteur de l'énergie, dans les circuits de refroidissement fermés ou ouverts. les autres applications possibles concernant les laveries industrielles, les stations de lavage de voiture, l'industrie du papier, la production d'acier, de textiles, les industries d'électroniques et de semi –conducteur etc. (ASANO, 1998).

- **Le risque lié à la réutilisation industrielle**

La qualité requise est spécifique a chaque industrie parce que sa composition chimique peut avoir des répercussions sur les processus industriels. Les préoccupations concernant principalement les phénomènes d'entartage, de corrosion, de développement de bactéries, d'encrassement, de formation de mousse, et de d'inhalation d'aérosols par les travailleurs. Il n'ya pas de problèmes sanitaire spécifique a l'industrie et on retrouve les mêmes contaminants que pour les autres usages. (ASANO, 1998).

I.4.2.3. Réutilisation en zone urbaine

Les pays a la pointe de la REUE en milieu urbaine sont en majorité des pays développés et fortement urbanisés : état Unis, japon, Corée, du sud Allemagne. Les utilisations possibles d'eaux épurées en zone urbaine sont extrêmement nombreuses, et il en existe de multiples exemples à travers le monde. Ces projets concernant :

- L'arrosage de parcs, de terrains de sport, de terrains de golf, d'aires de jeux ;
- Les bassins d'agrément, piscines, bassin pour la pêche et la navigation de plaisance ;

- Les eaux des sanitaires d'un immeuble ou d'un groupe d'immeubles ;
- Le lavage de voiries, réservoirs anti – incendie, etc.

Le REUE en zone urbaine nécessite un réseau double qui permet de distribuer séparément les eaux épurées et l'eau potable. Les premiers systèmes de ce genre ont été développés aux États-Unis, le premier a été construit au Grand Canyon Village (Arizona) en 1926, pour fournir aux habitants de l'eau épurée pour l'arrosage et de l'eau potable. (ECOSSE, 2001).

I.4.2.4. la production d'eau potable

La production d'eau potable est l'aboutissement le plus extrême de la réutilisation des eaux usées épurées. Elle a lieu essentiellement dans les zones arides ou semi – arides, et peut être directe ou indirecte :

- La réutilisation est directe quand l'eau ne revient jamais dans le milieu naturel ; les eaux épurées sont directement acheminées de la station d'épuration à l'usine de traitement pour l'eau potable (système « pipe to pipe »). L'unique exemple dans le monde de réutilisation directe se trouve en Afrique, à Windhoek, capitale de la Namibie. (ASANO, 1998). Cependant, ce mode de REUE est déconseillé ; il doit être mis en œuvre uniquement quand aucune autre solution n'est possible. (CROOK et al, 1999).
- La réutilisation est indirecte et non planifiée quand les eaux épurées sont rejetées dans un cours d'eau ou une réserve souterraine qui sert à l'alimentation d'une usine de traitement, sans que ce lien soit volontaire. Cette notion est limite de la définition d'une REUE.
- La réutilisation est indirecte et planifiée quand elle consiste à rejeter des effluents de station volontairement en amont d'une usine de traitement, au niveau du plan d'eau ou de la nappe qui sert d'ultime réservoir naturel avant le pompage et le traitement c'est le cas du comté d'Essex en Angleterre. ou une ville de 140000 habitants, Chelmsford, est alimentée en eau potable pendant l'été par des eaux épurées, après un passage dans la rivière Chelmer. (LUNN, 2001).

I.4.2.5. la recharge de nappe

Ce mode de réutilisation a lieu essentiellement dans des zones arides qui doivent faire face à des problèmes d'assèchement de nappes, ou dans des zones côtières où les nappes sont envahies par l'eau de mer. La principale motivation concernant la recharge de nappe est la

dégradation de sa qualité environnementale et/ou la diminution de sa réserve en eau il existe deux moyens de recharger une nappe phréatique :

- Par percolation : c'est le cas a los Angeles, ou 160000 par jour d'effluents traités sont déversés dans des bassins gravitaires. (ASANO, 1998) ;
- Par recharge direct : c'est le cas dans le comté d'orange, en Californie. l'eau est injectée dans la nappe par plusieurs puits, disposés en ligne face a la nappe d'eau salée, et formant une véritable barrière. (ASANO, 1998).

I.4.3. le risque sanitaire lié à la réutilisation des eaux usées

I.4.3.1. Notion de risque

D'après DEVAUX (1999), les études d'estimation du risque distingue deux types de risque : le risque potentiel et le risque réel.

I.4.3.1.1. le risque potentiel

Comprend lui –même le risque théorique et le risque expérimental.

- **Le risque théorique** : également appelé danger, est défini par le critère d'absence ou de présence d'un contaminât (micro-organisme, métal lourd, etc.) il dépend de la population qui produit les eaux usées
- **Le risque expérimentale** : est le risque le contaminant soit transmis a un individu il dépend de la dose de départ , de l'efficacité du traitement , de la capacité de suivre microorganismes , ou de rétention pour les micro-polluent , et de la dose minimale nécessaire pour contaminer un individu , des facteurs particulières interviennent , comme la latence ou la multiplication dans l'environnement .quant aux micro-polluent, leur passage dans le milieu naturel peut les dégrader en produit plus ou moins dangereux et aux propriétés souvent inconnues .

I.4.3.1.2. Le risque réel

Correspond à la probabilité d'être contaminé dans une population exposée. Il dépend des facteurs liés au risque potentiel, et dépend également des capacités immunitaires de l'individu (naturelles ou acquises), ainsi que d'autres facteurs comme l'âge, le sexe, l'état de santé, la nutrition, l'hygiène et la capacité de diagnostic (clinique, sérologique) des acteurs de santé.

I.4.3.2. Les maladies à transmission hydrique

Les maladies à transmission hydrique (MTH), sont à l'origine de la mortalité élevée des populations des pays en voie de développement. L'eau contaminée par les microorganismes est une source d'infections très importante. (MADIGAN et MARTINK, 2007). Ces microorganismes pathogènes peuvent survivre quelques jours, semaines ou mois dans le sol ou sur des terres en culture sur lesquels des eaux auraient été déversées.

Les risques à la santé liés à ces agents sont principalement des infections entériques. Certains agents microbiens peuvent causer des infections respiratoires, cutanées, oculaires ou encore plus sévèrement, occasionner une hépatite. (DRBEO, 2006)

Selon le type de micro-organismes, la dose infectieuse, les voies d'exposition aux agents infectieux, nécessaires pour provoquer la maladie, est très variable. En général, la dose nécessaire est plus faible dans le cas des virus et des protozoaires qu'avec les bactéries. Ainsi, l'ingestion de 1 à 10 particules virales ou de quelques kystes de protozoaires peut provoquer la maladie alors qu'une concentration de organismes est nécessaire dans le cas de certaines bactéries.

Tableau I-01 : principaux groupes et genres d'agent pathogène responsables de maladies d'origine hydriques. (STRAUB et CHANDLER (2003)).

Groupe	Pathogène	Maladies
Virus	Echo virus, Caxsackie Entérovirus (palió)	Paralysie, méningite, fièvre Myocardite, maladie respiratoire diarrhée,
	Hépatite A et B	Infection hépatiques
	Calicivirus humains	Vomissement, diarrhée
	Sapporo	Diarrhée, gastroentérites
	Rota virus	Diarrhée, gastroentérites
	Astro virus	Diarrhée
	Adénovirus	Maladie respiratoire, conjonctivite, diarrhée
	Réo virus	Affection respiratoire bénigne et diarrhée
Bactéries	Salmonella	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose
	Shigella	Ysenterie bacillaire
	Campylobacter	Gastroentérites

	Yersinia enterocolitica	Diarrhée
	Escherichia coli	Diarrhée, gastroentérites
	Legionella pneumophila	Pneumonie, autres maladies respiratoires
Protozoaires	Naegleria	Meningoencéphalés
	Entamoeba histolytica	Dysenterie amibienne
	Giardia lamblia	Diarrhée, malabsorption
	Cryptosporidium parvum	Diarrhée aiguë
	Cyclospora	Diarrhée
	Microsporidium	Diarrhée
Helminthes	Ascaris	Ascariase
	Trichuris	Diarrhée, douleur abdominale
	Toenia	Diarrhée, douleur musculaires
	Schistosoma mansoni	Schistosomiasis
	Hymenolepis	Nervosité, troubles digestifs, anorexie

Chapitre II:

Traitement des boues urbaines

L'épuration des eaux résiduaires repose sur le principe de la séparation des éléments susceptibles de polluer le milieu naturel de l'eau véhiculant les déchets.

Les eaux résiduaires contiennent des déchets grossiers séparables sous l'action des forces de gravités lorsqu'on les laisse séjourner dans un bassin calme. Ces phénomènes de décantation (éventuellement son inverse la floculation) donnent naissance à des résidus dont certains (sables grossières, graisses) sont évacués séparément et dont la majorité sont une composante inerte (parce que minérale) des boues.

II.1. Définition

Le terme « boues » est le terme générique employé pour caractériser les résidus ou sous-produit issus des procédés de séparation liquide-solide des installations de traitement et d'épuration des eaux usées résiduaires. La production de boue résulte d'un phénomène d'accumulation consécutif à trois phénomènes combinés et illustrés : la production de microorganismes actifs ou morts, l'accumulation de matières en suspension minérale et l'accumulation de matière organique non biodégradable.

Cette production de boue se développe sur une matière organique qui se trouve sous forme soluble, colloïdes (0.08 à 1 µm), supra-colloïdale (1-100µm) et enfin particulaire (matières en suspension MES). Chaque fraction est divisée elle-même en fraction biodégradable et fraction non biodégradable, organique ou minérale. (PEREZ FABIEIL).

Dans ces conditions, la production de boue au sein d'une installation s'écrit :

$$P_x = P_{\text{minéral}} + P_{\text{réfractaire}} + P_{\text{biomass}} \dots \dots \dots \text{(II.1)}$$

Où :

- P_x : Production totale de boue.
- $P_{\text{minéral}}$: Production de boue résultat de l'accumulation de matière minérale.
- $P_{\text{réfractaire}}$: Production de boues résultant de l'accumulation de composés organique non biodégradables.
- P_{biomass} : Production des boues résultant de la reproduction des micro-organismes.

II.1.1. Origine des boues

L'épuration des eaux résiduaires urbaines se traduit notamment par une production de boues en excès qu'il convient d'évacuer périodiquement.

La composition des boues dépend de la nature de la charge polluante des effluents bruts et des techniques de traitement. On distingue ainsi :

- Les boues primaires, obtenues au niveau des décanteurs primaires, par séparation physique des matières en suspension décanables organiques et minérales. Elles présentent un taux de matière organique de 50 à 70 %. Ces boues dites "fraîches" sont extrêmement fermentescibles.
- Les boues physico-chimiques, engendrées par la formation d'un complexe entre la quasi-totalité de la pollution particulaire et colloïdale de l'eau et les réactifs injectés. Ces réactifs se trouvent dans les boues sous forme d'hydroxydes métalliques ou de précipités minéraux (sulfate, phosphates,...). Ces boues présentent un taux de matière organique de 40 à 65 % selon le conditionnement chimique appliqué.
- Les boues biologiques, issues du métabolisme de la pollution organique biodégradable au cours d'une épuration biologique à cultures libres (boues activées) ou fixées (lits bactériens, bio filtres). Le taux de matière organique est de l'ordre de 5 à 70 %. Elles sont fermentescibles (SATIN & SELMI, 2006).

II.1.2. Composition des boues

La composition des boues résiduaires est fonction de nombreux paramètres (tableau II - 01), notamment de la composition des eaux usées, de caractère du réseau d'assainissement et de type de traitement des eaux et des boues (SATIN & SELMI, 2006).

Tableau II.1. Composition générale des boues d'épuration (DAUVERGNE, 2007).

Matière sèche (MS)	2 à 95 % selon la siccité
Matières organiques (MO)	50 à 70 % de la MS (30% si boues chaulées)
Azote	3 à 9 % de la MS
Phosphore	4 à 6 % de la MS
Potasse	< 1% de la MS
Magnésium	< 1% de la MS
Chaux	4 à 8 % de la MS
Carbone/azote	5 à 12

II.1.3. Facteurs de caractéristiques chimiques des boues

II.1.3.1. Caractéristiques chimiques des boues

- La première caractéristique des boues est la teneur en matière sèche (MS), exprimée généralement en grammes par litre ou en pourcentage en poids. Elle est déterminée par séchage à 105 ° C jusqu'à poids constant.

- La teneur en matière volatiles (MV) est exprimée en pourcentage en poids des MS : elle est déterminée par gazéification dans un four à 550-600° C. Cette mesure est utilisée dans le cas où l'issue finale de traitement est l'incinération des boues.
- Le pH est paramètre intervenant à divers stades du traitement et de la valorisation des boues. Le pH va influencer le conditionnement, la stabilisation anaérobie et la valorisation agricole.
- Le PCI a une importance primordiale pour la valorisation thermique des boues. Le PCI représente la quantité de chaleur dégagée par la combustion complète de la boue avec formation de vapeur d'eau(DAUVERGNE, 2007).

II.1.3.2. Caractéristiques physiques des boues

Il s'agit des propriétés mécaniques des boues et plus précisément, de leur consistance.

Pour décrire l'état physique d'une boue que l'on trait », on doit en apprécier :

- La consistance ;
- La plasticité ;
- La friabilité ;
- L'adhérence ;
- Le comportement sous agitation.

II.1.4. Traitement des boues

Le traitement des boues recouvre un grand nombre de procédés qu'il convient de sélectionner afin d'obtenir la siccité requise par l'utilisation finale des boues. (GLS. Memotecn°21, 2006). Les stratégies de traitement des boues suivant les trois principales lignes de force suivantes :

- Minimiser le volume à évacuer en éliminant l'eau.
- Minimiser les nuisances olfactives et pathogéniques en stabilisant, voire en hygiénisant les boues.
- Faciliter le transport, la manutention et le stockage en améliorant la texture de la boue(GUIBELIN E).

II.1.4.1. Méthodes de séparation physico-chimiques

Il s'agit de technique faisant appel à des procédés purement physiques, avec l'aide d'un réactif, sans réduction de la masse de matière sèche(GUIBELIN E).

a. Epaississement

L'épaississement, première étape du traitement de boues, permet d'augmenter la concentration pour le bon fonctionnement des installations à l'aval.

Il peut être statique (gravitaire) ou dynamique (table d'égouttage, flottation, centrifugation).

- Epaississement statique gravitaire :

Il est plutôt adapté aux boues minérales hydrophobes, hydrophiles minérales ou hydrophiles peu fermentescibles.

Il permet de concentrer, sous la seule action de la force de pesanteur, des boues en sortie de décanteur ou de clarificateur et de les amener à une concentration de quelque dizaine de g/l en vue d'une digestion, d'une déshydratation ultérieure ou d'un stockage à des fins d'épandage.

(GUIBLIN E).

- Épaississement dynamique sur table (ou tambour) d'égouttage :

Il s'opère généralement dans le cas de petites stations d'épuration.

Sous l'action de polymères spécifiques, les boues sont floculées dans un bac puis entraînées sur une bande filtrante fonctionnant en continu. L'eau interstitielle est alors drainée par la seule force du champ de pesanteur à travers la toile. Cette dernière est lavée en continu afin d'éviter un colmatage du système.

Une variation de cette technologie consiste à remplacer la table par un tambour filtrant tournant à faible vitesse. (GUIBLIN E).

b. Déshydratation

La déshydratation constitue la deuxième étape de réduction du volume des boues. Elle s'opère sur des boues épaissies, stabilisées ou non, en vue d'une élimination plus ou moins poussée de leur humidité résiduelle, de manière à les rendre soit pelletable (siccité de 16 à 30%) soit solides (siccité supérieure à 30%). (SATIN M, SELMI B, 2006).

- Décanteuse centrifuge :

La décantation centrifuge est une décantation sous une accélération pouvant atteindre 2000 à 3000 fois celle de la pesanteur, dans ces conditions, la vitesse de décantation, et donc le temps de décantation des particules, sont considérablement augmentés, permettant ainsi d'atteindre l'état pâteux avec un temps de séjour de quelques dizaines de secondes seulement. (GUIBELIN E)

- Filtre à bande :

Les filtres à bandes sont classés en basse, moyenne et haute pression selon la pression appliquée, variant de 1.5 à 5 bars.

La boue préalablement conditionnée, après passage dans une zone d'égouttage pour évacuer la plupart des eaux interstitielles, est prise en sandwich entre deux toiles filtrantes qui circulent à une vitesse comprise entre 1 et 10 m/min entre plusieurs rouleaux dont la disposition et la taille décroissante font croître progressivement la pression des passages qui assure la siccité finale du gâteau.

Les toiles sont nettoyées en continu à l'eau claire sous une pression de 7 à 8 bars. (GUIBELIN E).

• Filtres à plateaux :

Le fonctionnement discontinu s'inscrit dans un cycle de filtration que l'on peut décomposer en 4 phases :

- Une phase de remplissage, pendant laquelle la pompe injecte un grand débit. C'est au cours de cette phase que le maximum de filtrat est extrait (3/4 de la quantité globale).
- Une phase de compression correspondant à une augmentation exponentielle de la résistance spécifique du gâteau par tassement et diminution de la porosité, la pression est maintenue constante, le débit filtre diminue rapidement avec le temps.
- Une phase de décatissage : la pompe est arrêtée et la pressée terminée. Le vérindégage la première chambre de filtration libérant le premier gâteau sous son propre poids.

En outre, une phase de lavage à l'eau sous haute pression est lancée toutes les 10 à 30 pressées afin de maintenir la capacité de filtration. (GUIBLIN E).

Tableau II.2. Exemples de performance en déshydratation des boues (DAUVERGNE, 2007)

Type de déshydratation	Origine des Boues	Type de boues	Siccité Gâteau(%)	Conditionnement
Décantation Centrifuge	brasserie	Biologiques (digérées)	18 à 22	Polymère cationique 10 à 12 kg/t MS
	conserverie	Primaires	11 à 15	Polymère cationique 8 à 10 kg/t MS
	distillerie	Primaires	20 à 25	Non
	eaux urbaines	Biologiques	16 à 20	Polymère cationique 5 à 8 kg/t MS
	Laiterie	Primaires	10 à 13	Polymère cationique 6 à 10 kg/t MS
	papeterie	Biologiques	30 à 40	Polymère cationique 2 à 3 kg/t MS
	Chimie	Primaires+ biologiques	25 à 30	Polymère cationique 2 kg/t MS

Filtres à bandes	eaux urbaines	Biologiques	14 à 17	Polymère cationique 6 kg/t MS
	métallurgie	Primaires	45 à 60	Polymère anionique 2 kg/t M S
	tannerie	Primaires	45 à 60	Polymère cationique
	textiles	Biologiques	15	Polymère cationique

L'organigramme de la figure II.1 représente le traitement général des boues :

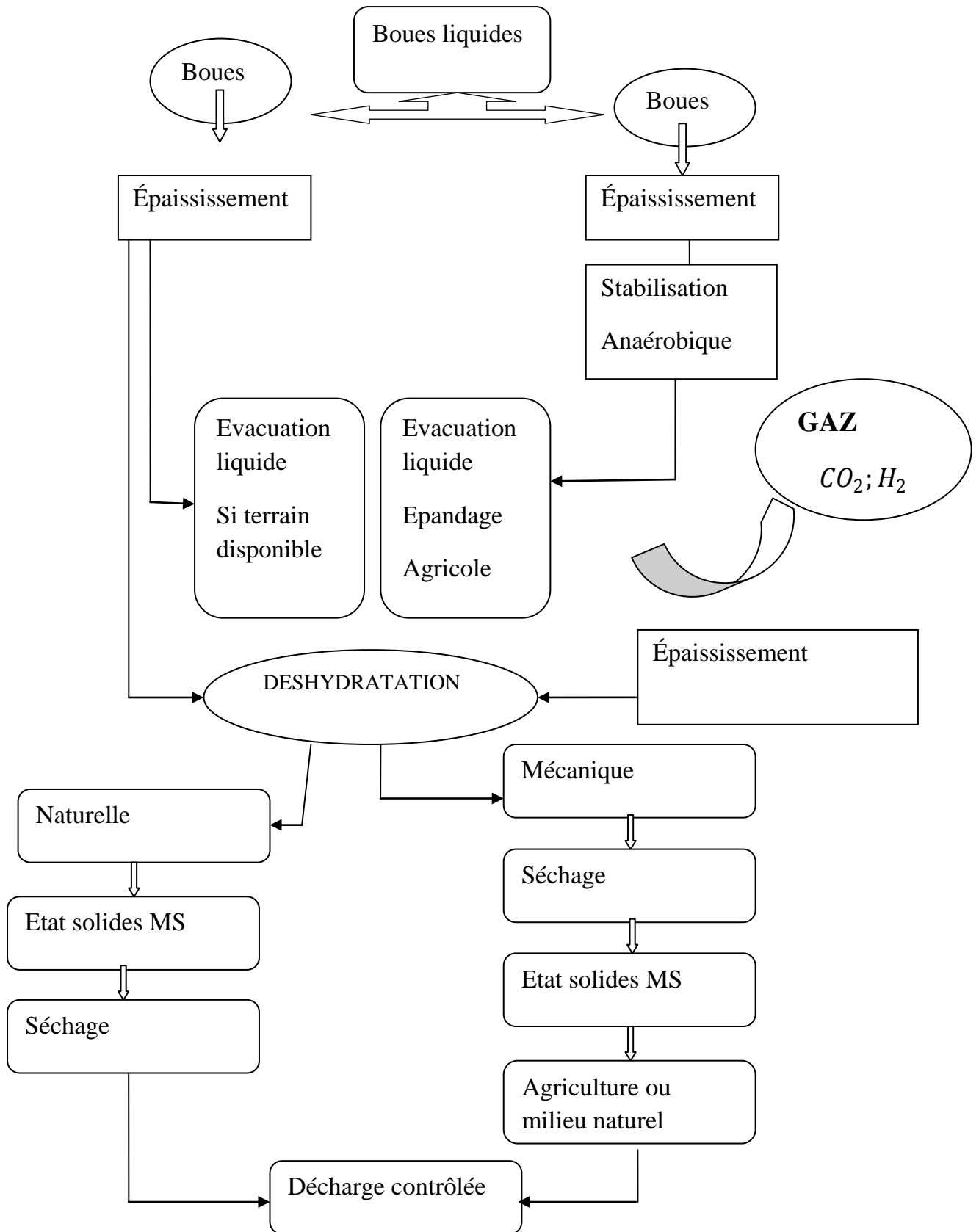


Figure II .1: Schéma de traitement des boues.

II.1.4.2. Méthodes de réduction des nuisances olfactives par stabilisation

Les techniques de stabilisation vont consister essentiellement à ralentir, voire stopper, les fermentations putrides génératrices de nuisances olfactives. (GUIBLIN E).

Il existe différents types de stabilisation des boues : stabilisation biologique aérobie ou anaérobie (digestion), stabilisation chimique et stabilisation thermique.

➤ Digestion aérobie :

La dégradation de la matière organique est obtenue par oxydation biologique.

Ce procédé consiste à aérer la boue pendant un période prolongée, au cours de laquelle les microorganismes aérobies, places en phase de respiration endogène, dégradent les matières organiques. La digestion aérobie est fortement influencée par la température. (SATIN M, SELMI B, 2006).

➤ Digestion anaérobie :

La digestion anaérobie est un procédé biologique qui se réalise par fermentation méthanique des boues dans des digesteurs en l'absence d'oxygène. Ce processus permet de transformer les substances organiques de la boue en dioxyde de carbone et méthane.

Ce procédé est réalisé dans un réacteur clos, de façon à créer l'anaérobiose et apouvoir récupérer le gaz produit. (SATIN M., SELMI B, 2006).

➤ Stabilisation chimique :

La stabilisation chimique des boues est obtenue par adjonction de chaux qui, par augmentation du pH, bloque les fermentations.

Elle est utilisée généralement en complément sur les boues déshydratées par filtrer à bande ou centrifugation. (GUIBLIN E).

➤ Stabilisation thermique :

La stabilisation thermique des boues peut être réalisée :

- Par pasteurisation des boues liquides a une température de 70° C pendant 30 minutes. La destruction des germes pathogènes est obtenue par ce procédé, à l'exception de quelques espèces (sous forme de spores).
- Par séchage thermique partiel ou pousse, a une température de 80 à 100° C.
- Par autoclavage (cuisson a 180-220° C) induisant une destruction totale des germes.

Ce procédé est utilisé pour faciliter la déshydratation mécanique des boues et non dans un but de stabilisation. (GUIBLIN E).

a. Élimination finale des boues

Les contraintes technico-économiques et environnementales orientent le choix du mode d'élimination des boues, en tenant compte des impératifs de la législation en vigueur. (SATIN M, SELMI B, 2006.)

Il existe 3 filières d'élimination des boues :

b. Valorisation agricole des boues

Pour une valorisation agricole, les boues doivent être stabilisées, épaissies et dans certaines situation déshydratées, voire compostées (Centre d'Appui et de Ressource Télématicque des Élus Locaux.).

- Valorisation agricole des boues liquides :

Elle présente de plus l'intérêt de valoriser les composants de la boue qui intéressent l'agriculture, en particulier l'azote, le phosphore et les matières organiques.

Un éventuel apport de chaux pour la stabilisation ou le conditionnement des boues peut être appréciés et que les terrains agricoles disponibles sont proches : on a l'habitude de considérer comme favorable un rayon de deux à trois kilomètres². La plupart des petites collectivités se trouvent dans une telle situation et est donc logique que cette filière soit la plus employées.

L'agriculture a besoin de boues stabilisées, concentrées et homogènes, et ne peut procéder à l'épandage que dans les périodes autorisées par l'état du sol, des cultures et éventuellement de son calendrier de travaux. (Centre d'Appui et de Ressource Télématicque des Élus Locaux).

- Valorisation agricole des boues pâteuses ou solides :

Lorsque les terres agricoles disponibles pour l'épandage de boues sont plus lointaines que dans le cas précédent, lorsque les risques de présence d'éléments indésirables pour l'agriculture (métaux lourds,...) sont élevés ou par habitude régionale apparemment subjective. (Centre d'Appui et de Ressource Télématicque des Élus Locaux).

c. Mise en décharge

Elle consiste à enfouir les boues souvent mélangées avec les ordures ménagères selon les principales conditions suivantes : site étanche, compactage des résidus, récupération et traitement des jus de décharges (lixiviats), etc.

Afin d'éviter toute nuisance au niveau du stockage, les boues doivent être débarrassées des matières organiques fermentescibles.

De plus, pour réduire la production de lixiviats, et éviter une rapide saturation de la décharge, ne sont généralement acceptées que les boues peu humides (humidité maximale de 70 %). La mise en décharge étant facturée à la tonne, il est de toute façon préférable de réduire l'humidité pour réduire les coûts d'élimination.

La mise en décharge contrôlée de la boue nécessite des opérations préliminaires de stabilisation et de déshydratation poussée.

Cette solution va progressivement perdre de son intérêt pour des raisons financières : la limitation de la mise en décharge aux seuls déchets ultimes (non valorisables) à partir de 2002 va nécessiter, dans le cas des boues, une incinération préalable pour ne déposer que des cendres. Le coût global de cette filière va donc augmenter sensiblement. (Centre d'Appui et de Ressource Télématicque des Élus Locaux).

d. Incinération

La technique d'incinération est généralement utilisée pour les grandes stations d'épuration urbaines (manque de surface pour l'épandage ou la mise en décharge)(SATIN M., SELMI B ,2006).

Pour être incinérées, les boues doivent être fraîches : déshydratées mais non stabilisées. (Centre d'Appui et de Ressource Télématicque des Élus Locaux).

L'incinération des boues offre l'avantage d'une réduction très considérable de la masse de déchets, en éliminant totalement l'eau interstitielle et en détruisant les matières organiques par combustion. Néanmoins, cette technique présente l'inconvénient d'engendrer un résidu (les cendres) où se trouvent concentrés les métaux lourds, ce qui implique un conditionnement spécifique, voire un traitement d'inertage, pour l'admission dans un centre d'enfouissement.

Les matières organiques contenues dans les boues présentent un pouvoir calorifique inférieur de l'ordre de 3500 à 5000 kcal/kg de matières organiques pour des boues fraîches et des boues digérées. Cela constitue donc une source de chaleur récupérable.

L'incinération permet la destruction de tous les germes pathogènes (SATIN & SELMI, 2006). Pour les stations de petites tailles, la Co- incinération avec les ordures ménagères présente des solutions avantageuses. (DUSKOWSKI A, 2000).

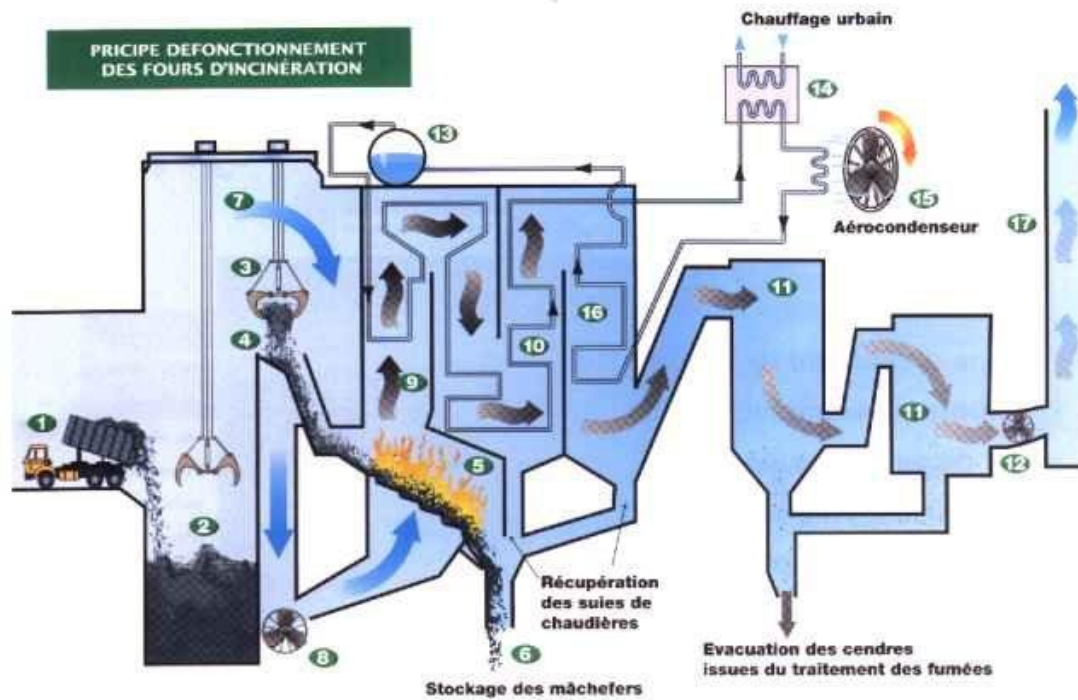


Figure II.2. Procédure d'incinération des boues.

II.2. Effets sur la santé des diverses filières de traitement

II.2.1. Risque sanitaire de la mise en décharge

La connaissance de l'exposition (inhalation de composés volatils ou gazeux émis par la décharge ou ingestion d'eau souterraine ou de surface contaminée par percolation dans le sol des " jus " de décharge) et des risques sanitaires associés à la mise en décharge est aujourd'hui faible.

Cependant, bien que des plaintes soient nombreuses autour des décharges (pour cause d'irritations, . . .), il n'est pas possible, actuellement, de connaître la part des déchets à ces situations et donc par conséquent, la contribution des boues mises en décharge.

A ce sujet, le rapport Stockage des déchets et santé publique coordonné par l'Institut de veille sanitaire (IVS) et réalisée conjointement avec l'Agence française de sécurité environnementale (AFSSE), conclut :

"Il ressort de cette étude que la situation générale du risque lié au stockage de déchets ménagers en France, n'apparaît pas particulièrement préoccupante, au vu des analyses des conséquences des expositions au long cours. Néanmoins, des améliorations sont à apporter notamment sur l'impact sanitaire à court terme qui peut encore être associé aux émissions de certaines décharges de déchets bruts insuffisamment contrôlés.

En effet, des troubles liés au stockage de déchets dans de telles conditions peuvent affecter la vie des riverains (nuisances odorantes et/ou émissions d'hydrogène sulfuré qui peuvent entraîner des effets irritatifs au niveau des muqueuses). Par ailleurs, les connaissances sur les effets reprotoxiques (effets toxiques sur la reproduction demandent à être approfondie).

II.2.2. Risque sanitaire de l'épandage

Depuis plus de 30 ans, des boues d'épuration municipales sont épandues en France sur des terres agricoles. Aucun accident portant atteinte à la santé publique n'a été enregistré à ce jour.

- Il faut également savoir que les boues urbaines représentent moins de 2% des déchets épandus en agriculture (les déjections animales en représentent 94%).

- Il est important de souligner que les risques de contamination par la consommation de produits animaux (épandage sur pâturages passant par l'animal par ingestion directe) existent et bien pour les composés qui ont tendance à s'accumuler dans les graisses animales (graisse, lait), et notamment les PCB et HPA. Nous ne traiterons pas ici des désagréments de voisinage provenant de l'épandage de boues.

II.2.3. Risque sanitaire lié à l'incinération des boues

Les gènes pathogènes sont détruits par la chaleur et ne représente donc pas de risque pour la population.

Les risques sanitaires liés à la voie respiratoire des populations paraissent faibles, selon l'avis d'expert (" L'incinération des déchets et la santé publique ", Société Française de Santé Publique, 11/1999). Mais on peut néanmoins émettre des réserves quant aux effets à long terme, notamment en ce qui concerne les métaux et les dioxines.

Les risques sanitaires semblent être fortement liés à la technologie utilisée pour l'incinération des boues urbaines. Citons, à titre d'exemple, les technologies modernes de four à lit fluidisé qui permettent de réduire fortement le risque d'émissions de dioxines ou de furanes qui touchent essentiellement la population par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire.

Aujourd'hui, FNE (France Naturel et Environnement) privilégie la filière de l'épandage compte tenu des besoins en matières organiques des sols et rappelle que les amendements de type potassium par exemple, vendu couramment dans le commerce, ne sont pas exempts de métaux lourds.

Pour conclure, de nombreuses incertitudes scientifiques règnent dans le domaine des boues de STEP, notamment sur l'éventuel risque sanitaire lié à la mise en décharge et même sur les résidus de polluants dans les boues. La réduction, voire la diminution, des rejets ou des entrées de micropolluants dans le réseau d'assainissement doit être le fer de lance en ce qui concerne la problématique des boues. Le principe de la réduction à la source apparaît donc

comme l'approche essentielle à privilégier pour garantir la diminution des risques sanitaires des différentes filières d'élimination des boues urbaines (épandage, incinération et mise en décharge).

Les quantités de boues sont en augmentation et cela va se poursuivre. Ceci est le résultat de l'amélioration de la dépollution des eaux usées avant leur rejet dans la nature.

Ainsi d'ici fin 2005, dans toutes les agglomérations de plus de 2000 H, toutes les eaux usées devront être traitées dans les stations d'épuration. Il appartient donc dès maintenant d'approfondir les connaissances quant à l'impact sanitaires des boues. (UMINATE, juin 2004).

II.3. La digestion anaérobie des boues urbaines

La méthanisation des boues d'une station urbaines est une réaction très répandue durant le traitement des eaux usées. L'intérêt majeur de la digestion anaérobie est que l'on peut dégager de la matière en produisant de l'énergie (Talhaoui, 2011).

La digestion anaérobie est un traitement naturel des déchets organiques qui conduit à une production combinée de gaz convertible en énergie (biogaz), provenant de la décomposition biologique des matières organiques dans un milieu en raréfaction d'air (appelée « fermentation anaérobie » car sans oxygène) et d'un digestat (les déchets « digérés»), utilisable brut ou après traitement (déshydratation et compostage, hygiénisation) comme compost. (Site internet).

La digestion anaérobie est catalysée par des régimes de températures plus ou moins élevées, mésophile (32°-42°C) ou thermophile (50-57°C), favorables aux cinétiques biochimiques. Sous l'action de populations microbiennes, la matière organique subit des transformations successives jusqu'à la production finale de CH_4 . (Agriculture Énergie Biomasse).

II.3.1. Description du digesteur

Les digesteurs comportent un volume dans leur partie haute où les boues à digérer sont introduites par pompage.

L'alimentation du digesteur peut se faire par temporisation (alimentation semi-continue) ou en continu. Ces boues y séjournent pendant 3 à 4 semaines. Les digesteurs sont des enceintes fermées, privées d'oxygène. Ils sont maintenus à une température de 37° C et brassés via des mélangeurs pour maintenir des conditions favorables au développement de micro-organismes.

La recirculation des boues, par le circuit de chauffage, contribue également au brassage.

Le chauffage des digesteurs se fait par un circuit externe de recirculation :

- Les boues sont pompées depuis le bas du digesteur par les pompes ;
- Elles passent dans un échangeur « eau chaude/boue » ;
- Puis retournent vers les digesteurs où elles sont mélangées avec les boues fraîches homogénéisées, ce qui permet de réchauffer celles-ci et de lesensemencer en bactéries méthanogènes,

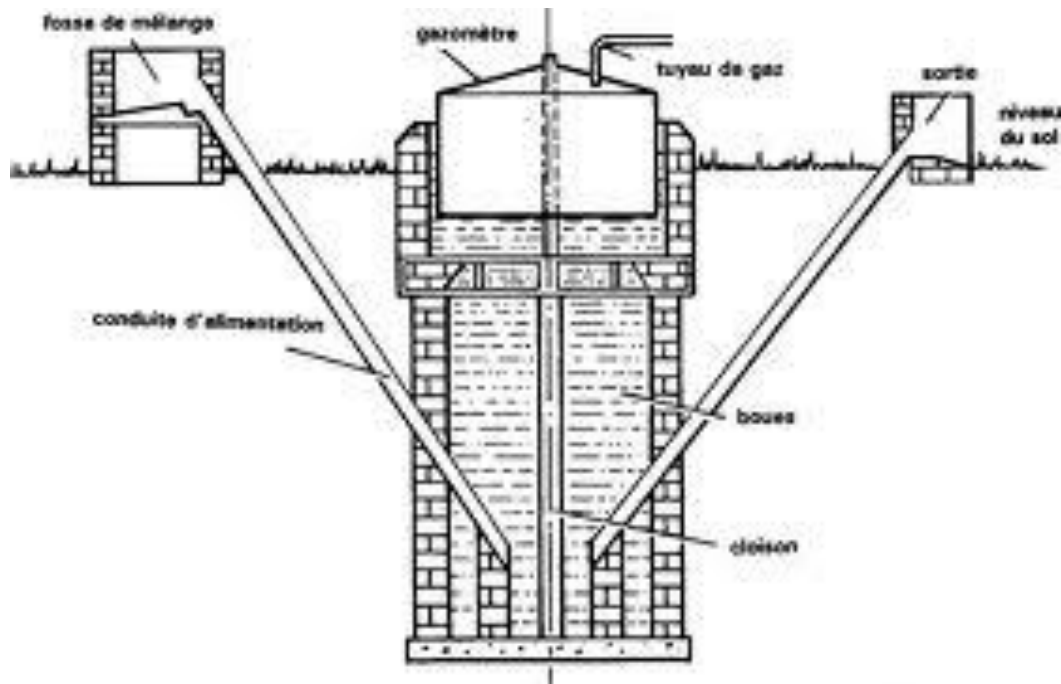


Figure II.3. Schéma descriptif de l'installation du digesteur.

II.3.2. Principe de fonctionnement

La digestion anaérobie permet une réduction de la matière sèche d'environ 50% (OTV, 1997) et la production d'un biogaz, composé principalement de méthane (55-70%) et de dioxyde de carbone (25-40%), avec des traces de l'hydrogène et de H_2S , (Mata-Alvares, J, 2003). Les micro-organismes anaérobies consomment peu d'énergie, ce qui entraîne une production de boues limitée (3 à 20 fois inférieure à un traitement aérobie). (Bitton. G, 1994).

La digestion anaérobie consiste en une fermentation des boues, souvent épaissies, sous condition anaérobie stricte. Elle est composée de quatre étapes : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse. (Edeline, F, 1997).

Le schéma suivant présente les étapes de production de méthane :

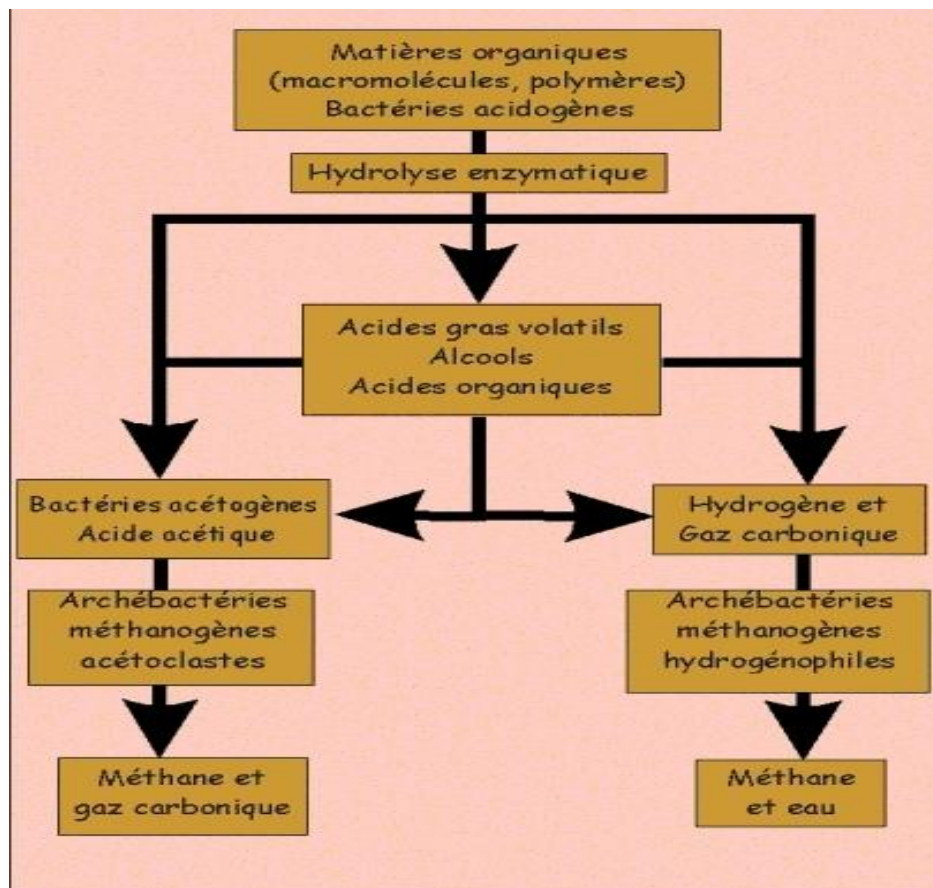


Figure II.4. Représentation schématique des différentes étapes de dégradation de la matière organique en méthane et dioxyde de carbone lors de la réaction de digestion anaérobie de boues d'épuration. (PAING, 2001).

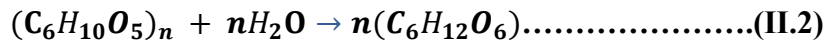
a) L'hydrolyse :

Cette phase concerne la dégradation de molécules organiques complexes en monomères. Les composés tels que les polysaccharides (comme la cellulose), les protéines, les lipides sont hydrolysés en sucres simples, en acides aminés et en glycérol et acides gras respectivement. Cette transformation est assurée par des enzymes extracellulaires. La plupart des molécules solubles sont facilement hydrolysables. Mais cette étape peut s'avérer délicate dans le cas des composés peu solubles ou solides, comme c'est le cas pour les déchets.

(Pierre BUFFIERE, 2007).

On peut schématiser les réactions d'hydrolyse enzymatique comme suit, en considérant la dégradation de cellulose en glucose, où les enzymes joueraient le rôle de catalyseur. (Talhaoui.F, 2011).

Enzymes



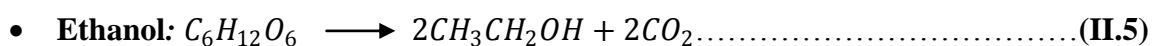
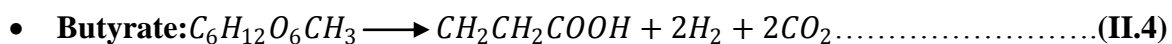
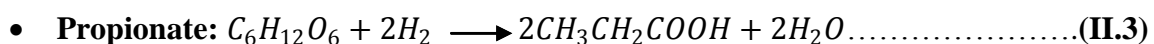
b) L'acidogène :

Cette phase, également appelée phase fermentative, transforme les différents monomères issus de l'hydrolyse en acides organiques à courte chaîne (2 à 6 carbones) ; les principaux acides produits sont l'acide acétique, l'acide propionique et l'acide butyrique.

Comme son nom le suggère, la phase d'acidogènes se traduit donc souvent par une acidification du milieu. Elle est généralement rapide en raison du fort taux de croissance des bactéries mises en jeu. D'autres co-produits sont également générés comme le dioxyde de carbone et l'hydrogène, ainsi que de l'azote ammoniacal (sous forme NH_4^- ou NH_3) dans le cas de l'hydrolyse des protéines. (Pierre BUFFIERE, 2007).

Les microorganismes réalisant cette étape peuvent aussi bien être anaérobies facultatifs (du genre *Acetobacter* ou *Streptococcus*) ou strictement anaérobies (*Clostridium*). (Angelidaki, I and Ellegaard; 2002).

On représente l'acidogène par les équations suivantes :



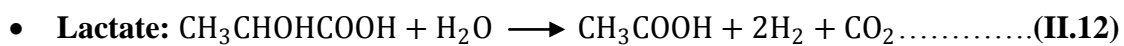
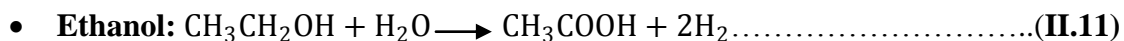
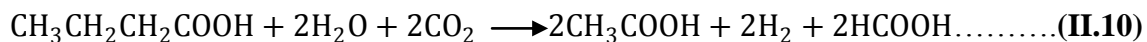
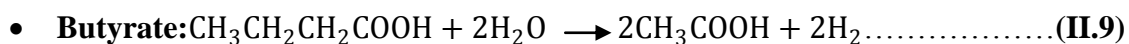
c) L'acétogénèse :

- Bactéries acétogènes productrices obligées d'hydrogène :

L'étape d'acétogénèse recouvre la transformation d'un petit nombre de composés simples en acétate, bicarbonate et hydrogène. Les bactéries qui réalisent cette étape sont désignées comme les bactéries productrices obligées d'hydrogène (OHPA).

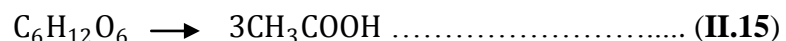
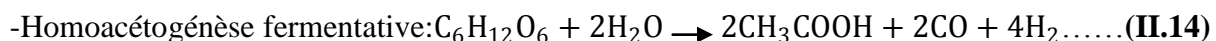
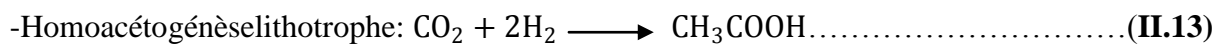
Cependant, l'accumulation d'hydrogène bloque leur développement, et il doit être éliminé.

Cette élimination est réalisée soit par les bactéries méthanogènes consommant l'hydrogène, soit par les bactéries sulfato-réductrices (réduction des sulfates en sulfures). Le groupe des bactéries acétogènes est souvent désigné sous le nom de bactéries syntrophes (de syn : ensemble et trophein : manger), parce qu'elles fournissent à leurs partenaires métaboliques leur source de carbone ou leur énergie (hydrogène, bicarbonate ou acétate). Les relations de syntrophie entre les espèces sont souvent considérées comme une clef de voûte de la réaction. (Pierre BUFFIERE, 2007).



- Bactéries mono ou homoacétogènes :

Ces organismes ont une production exclusive d'acétate, soit à partir du bicarbonate et de l'hydrogène, soit en hydrolysant des composés à chaîne plus longue. Elles contribuent à la régulation de l'hydrogène dans le milieu, notamment en utilisant l'hydrogène des bactéries productrices obligées. (Pierre BUFFIERE, 2007).

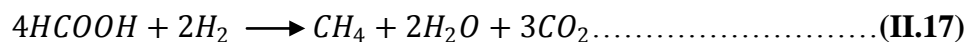
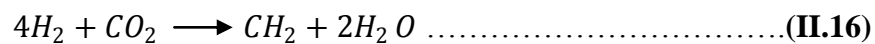


d) La méthanogénèse

Les espèces méthanogènes utilisent principalement comme substrats l'acétate, le dioxyde de carbone et l'hydrogène. Leur taux de croissance est plus faible que celui des bactéries acétogènes, elles présentent des différences significatives avec les autres bactéries, tant du

point de vue de la structure que du matériel génétique. Les espèces méthanogènes les plus courantes sont généralement réparties en deux groupes :

- Les méthanogènes acétotrophes responsables de 70 % de la production de méthane
- Les méthanogènes hydrogénotrophes qui utilisent l'hydrogène et le dioxyde de carbone. (Pierre BUFFIERE, 2007).



II.3.3. Conditions physico-chimiques nécessaires à la digestion anaérobie

La digestion anaérobie ne peut être réalisée que sous certaines conditions :

- absence d'oxygène, de nitrates ou de sulfates (Trably ; 2002)
- pH proche de la neutralité : optimum 6,8 - 7,5 (Moletta ; 2002)
- concentration en acide gras volatils (AGV) inférieures à 2 - 3 g/l (McCarty ; 2001)
- une pression partielle en hydrogène très faible : 10 - 20 Pa au maximum. (Trably ; 2002)
- un potentiel d'oxydoréduction inférieur à -300 mV. (Suh, Y ; 2002)
- absence d'éléments inhibiteurs : agent chlorés, antibiotique,...
- une température stable optimale pour les micro-organismes épurateurs. (Bitton, G ; 1994)

II.3.4 Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie

➤ Les avantages de la digestion anaérobie sont :

- Une réduction de la matière sèche des boues de l'ordre de 50%. (Bendixen, 1994) ;
- Une production d'un Biogaz valorisable sous forme d'énergie (chauffage, cogénération d'électricité) ;
- Une réduction du nombre de micro-organismes pathogènes. (Schnurer, A ; 1996) ;
- Un intérêt agronomique, lié à une concentration importante en azote ammoniacal (NH_4^+) et en phosphates (PO_4^{3-}) due à la lyse de la matière organique. (Munch, E, 1998) ;
- Une demande en énergie plus faible que les procédés aérobies et pas d'apport en oxygène ;
- la possibilité de traiter des charges organiques élevées : de 2 à plus de 80 kg de DCO par mètre cube de réacteur et par jour avec des taux d'épuration de 80 à 98% ;

➤ Cependant, elle comporte aussi quelques inconvénients :

- Une forte sensibilité aux variations de charges et aux composés toxiques ;

- Une dégradation plus lente que pour les procédés aérobies ;
- Des coûts d'investissement importants ;
- Du fait de la faible vitesse de croissance bactérienne, la cinétique d'épuration est lente et les périodes de démarrage des réacteurs relativement longues;
- les populations microbiennes sont sensibles aux perturbations, en particulier à l'oxygène et aux métaux lourds (OTV. 1997) ou encore aux surcharges organiques et le procédé se révèle souvent instable ;
- le traitement par digestion anaérobie est souvent insuffisant pour rejeter directement les effluents dans le milieu naturel : un post-traitement aérobique de finition est nécessaire pour achever l'élimination du carbone et éventuellement de l'azote et du phosphore.

II.3.5. La chaîne de digestion

-La chaîne de digestion se divise en plusieurs postes : l'épaississement des boues avant digestion, le (ou les) digesteurs, le stockage du biogaz, la déshydratation des boues après digestion. (Office international de l'eau. Janvier 2014).

II.3.5.1. L'épaississement des boues avant la digestion

Les boues issues des décanteurs primaires et secondaires sont généralement épaissies par un épaisseur gravitaire pour les boues primaires, par flottation ou centrifugation pour les boues biologiques.

L'objectif est d'envoyer des boues suffisamment concentrées vers la digestion pour réduire le volume des digesteurs.

Les concentrations obtenues sont de l'ordre de 40 à 50 g/L de matière sèche en moyenne, soit une siccité de 4 à 5 %. L'optimum souvent préconisé est de 60 g/L.

II.3.5.2. Digesteur

II.3.5.2.1. Nombre de digesteurs pour une ligne de traitement

Il est possible de trouver sur une ligne de traitement de digestion anaérobie un ou plusieurs digesteurs en série.

Dans tous les cas, est présent un premier digesteur, chauffé, brassé, où se déroule l'essentiel des phénomènes biologiques.

Certaines stations sont équipées d'un digesteur « secondaire » (le premier est alors appelé « digesteur primaire » non chauffé, brassé, avec récupération du biogaz résiduel. Ce digesteur secondaire fait parfois office de gazomètre (stockage du biogaz).

II.3.5.2.2. Fonctionnement des digesteurs

Les digesteurs comportent un volume dans leur partie haute où les boues à digérer sont introduites depuis l'épaississeur par pompage. L'alimentation du digesteur (unique ou primaire) peut se faire par temporisation (alimentation semi-continue) ou en continu. Le digesteur est schématisé figure ci-dessous.

Le mode d'extraction dépend de la configuration du système :

- Lorsque plusieurs ouvrages existent (digesteur secondaire et/ou stockeur), l'alimentation de chaque ouvrage se fait en général par surverse depuis l'ouvrage précédent. Il est recommandé de pouvoir effectuer de temps en temps un soutirage des boues par le fond du digesteur. Ceci afin de limiter l'ensablement de celui-ci.
- L'extraction des boues du dernier ouvrage vers la déshydratation se fait par pompage. Tous les digesteurs sont protégés contre les risques de surpression par une soupape de sécurité. (Office international de l'eau. Janvier 2014).

II.3.5.3. Forme des digesteurs

Il existe plusieurs formes de digesteur. La plus répandue, en Europe continentale, est caractérisée par un rapport hauteur sur diamètre environ égal à 1, un fond conique (pour faciliter l'évacuation des sédiments) et un dôme conique ou bombé (pour résister à la pression). En Allemagne, les formes ovoïdes se sont développées pour les digesteurs de grande taille. Au Royaume-Uni et en Scandinavie, on trouve des digesteurs « cylindriques » avec toit et fond plat. (Office international de l'eau. Janvier 2014).

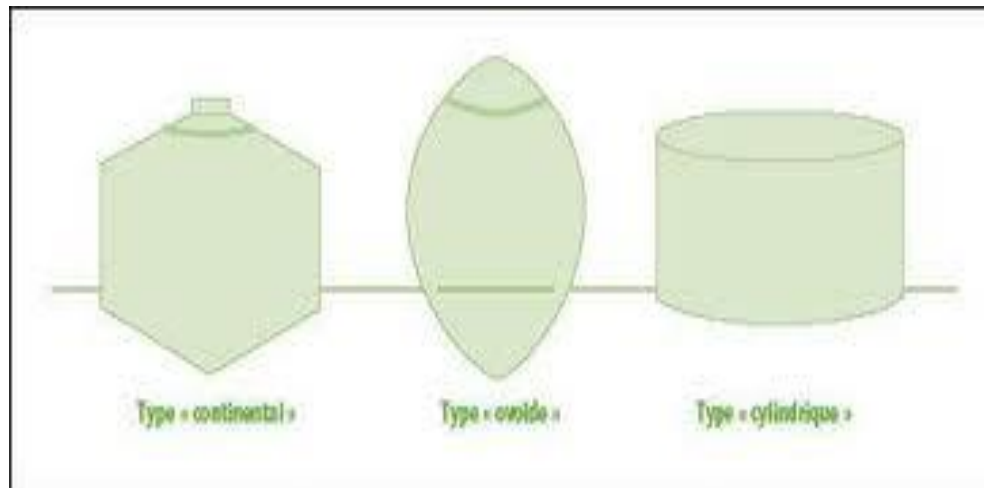


Figure II.5. Les différentes formes de digesteurs.

II.3.5.4. Les matériaux utilisés

Les digesteurs sont généralement construits en béton avec une protection interne en résine époxy. Pour les digesteurs de grande taille, l'acier vitrifié s'avère souvent plus compétitif. Seule la « zone de marnage » (zone de variation du niveau des boues) est sujette à corrosion, les parois en contact permanent avec les boues sont peu attaquées. Les canalisations sont construites de préférence en acier inox, notamment celles soumises à des risques de corrosion (canalisations biogaz).

Les digesteurs sont isolés thermiquement, par 10 à 20 cm de laine de roche ou laine de verre, avec une protection par un bardage en acier.

Les digesteurs peuvent être enterrés à 60 ou 80%. (Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 1999).

II.3.5.5. Brassage des boues

C'est un point relativement délicat à maîtriser, car les matériels utilisés sont fortement sollicités et l'état physique du déchet (solide ou boueux) rend l'agitation difficile. Pour les déchets boueux, l'agitation doit permettre d'éviter la décantation de particules denses, tout en interdisant l'entrée d'air dans le digesteur. L'agitation peut être assurée par :

- brassage mécanique à l'aide d'un dispositif immergé tournant lentement (20 à 50 tr/min) tels que vis tubes ou hélice immergée;
- brassage hydraulique à l'aide de pompes adaptées (cas des déchets boueux) ;
- brassage par injection de biogaz comprimé à la base du digesteur. On parle alors de bullage de gaz : le gaz est comprimé (de 1 à 2 bars selon la hauteur du digesteur) puis injecté en fond

de digesteur par des cannes de distribution situées au centre du digesteur. Il remonte vers la surface en entraînant la masse de boues, ce qui provoque un mouvement de convection important et le brassage de l'ensemble des boues. (Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 1999).

II.3.5.6. Chauffage du digesteur

Le chauffage des digesteurs se fait le plus souvent par circuit externe de recirculation, comme présenté sur la figure ci-dessous :

- Les boues sont pompées depuis le fond du digesteur,
- Elles passent dans échangeur « eau chaude/boues »,
- Puis retournent vers la bêche d'alimentation du digesteur où elles sont mélangées avec les boues fraîches, ce qui permet réchauffer celles-ci et de les ensemercer en bactéries méthanogènes.

Les échangeurs thermiques sont en général de type tabulaire, ce qui facilite sur entretien. Ils sont alimentés, à contre-courant, par l'eau chaude provenant d'une chaudière biogaz, ou du circuit de refroidissement d'un moteur biogaz (cogénération). (Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 1999).

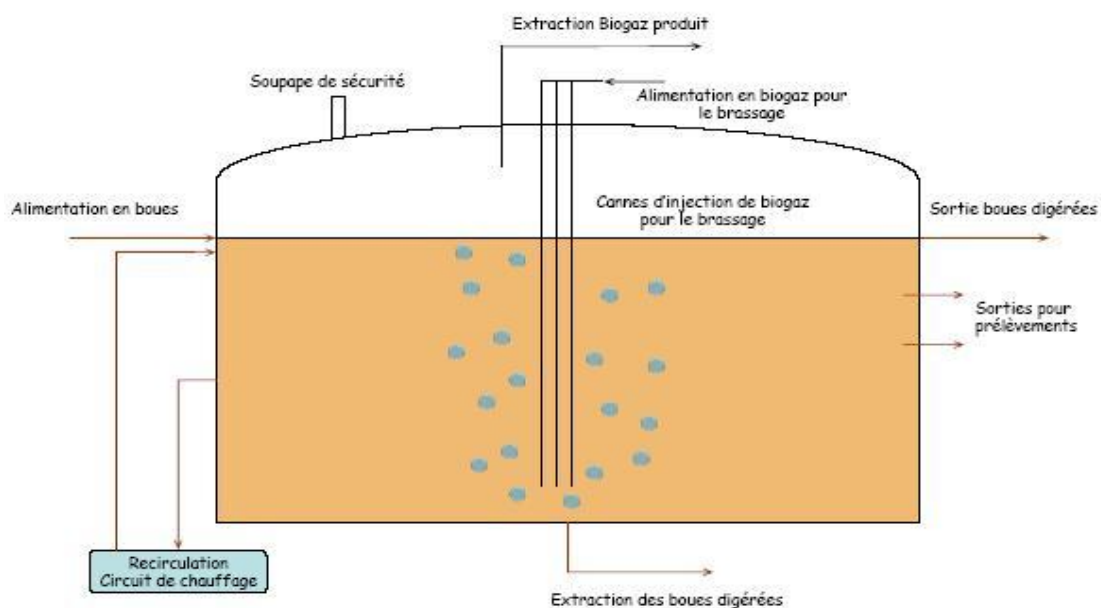


Figure II.6.: Schéma de fonctionnement d'un digesteur.

II.3.5.3. Stockage du gaz

Le stockage du gaz s'effectue :

- Soit un gazomètre à cloche, composé d'une structure en béton et d'une cloche à virole qui monte ou descend en fonction de la quantité de gaz ;

- Soit dans un gazomètre à membrane souple. (Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 1999).

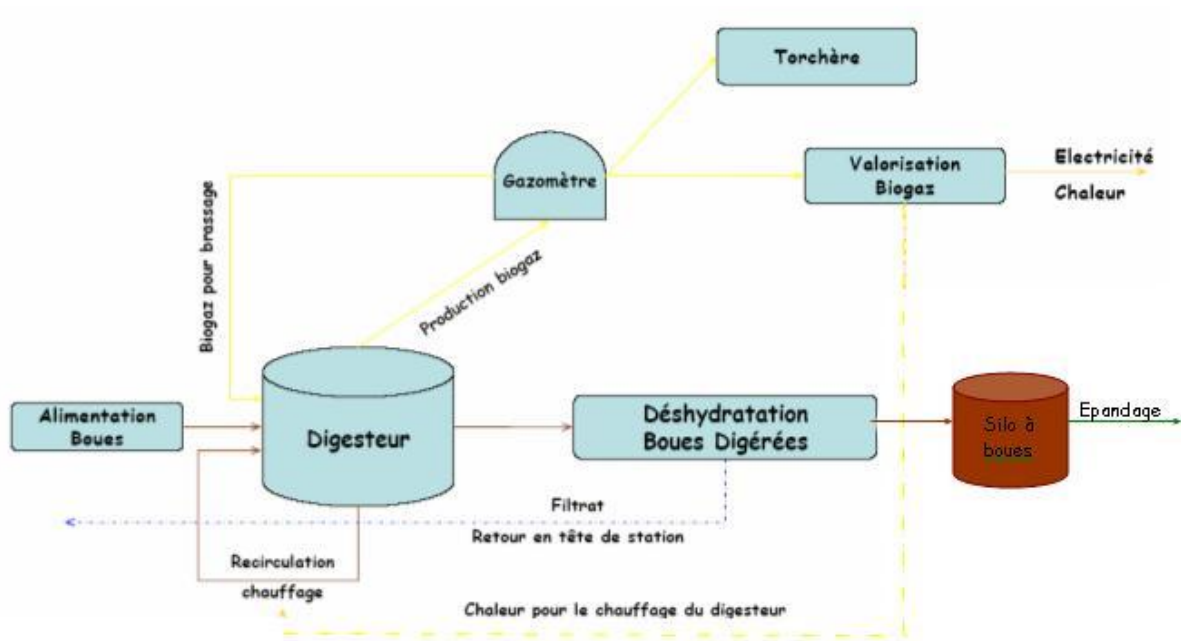


Figure II.7. Représentation schématique de la chaîne de digesteur.

II.3.6. Paramètres de contrôle de la digestion anaérobie de boues

Les paramètres ayant un effet sur la digestion anaérobie des boues sont la température, le temps de séjour, le pH, la composition du déchet à dégrader et la présence d'inhibiteurs. (Bitton, 1994).

✚ La température

Il existe trois types de digestion anaérobie :

- La digestion psychrophile (température autour de 6 à 15°C)
- La digestion mésophile (température à environ 30-35°C)
- La digestion thermophile (température supérieure à 45°C).

La digestion anaérobie thermophile est la plus efficace : la réaction est accélérée par la chaleur.

Cependant, dans la pratique, la digestion anaérobie est plus souvent utilisée dans les conditions mésophiles, compromis entre les performances et les dépenses énergétiques dues au chauffage et surtout pour sa plus grande stabilité.

✚ Le temps de séjour hydraulique

Les digesteurs fonctionnent en régime chémostat. Par conséquent, le temps de séjour hydraulique (TSH) doit être suffisamment long pour éviter le lessivage des micro-organismes épurateurs. Ainsi, il est nécessaire que le temps de séjour hydraulique soit supérieur au temps de génération de nouveaux micro-organismes, en particulier des méthanogènes (microorganismes les plus lents). En culture libre, le TSH est équivalent au temps de rétention des micro-organismes, et peut être fixé entre 10 et 60 jours : en général il est fixé à 25 - 35 jours (Bitton, 1994).

Le pH

Il est indispensable de maintenir le pH dans la gamme de la neutralité (6,7 - 7,4), l'optimum étant autour de 7,0 - 7,2 unités pH. Afin de maintenir le réacteur au pH optimal, celui-ci est régulé par l'ajout de soude ou de bicarbonate de sodium. Le pH est essentiellement lié à la présence d'acides gras volatils. Lors du bon fonctionnement du digesteur, la variation du pH est tamponnée par la présence des bicarbonates produits par les méthanogènes. (Bitton, 1994) Lors d'un stress, ce pouvoir tampon peut diminuer.

La présence de toxiques et d'inhibiteurs

La présence d'oxygène, d'ammoniaque, d'AGV, d'acides gras longues chaînes, de métaux lourds, de composés chlorés, d'hydrogène...peut inhiber la digestion anaérobie et plus particulièrement la méthanogènes. (Bitton, 1994). Dans cette partie, seules les inhibitions dues aux AGV, à l'hydrogène et à l'ammoniac seront présentées. La digestion anaérobie est inhibée par la présence d'AGV en trop grande quantité, le composé le plus toxique étant l'acide propionique. En effet, lorsque la concentration en AGV devient supérieure à 2 - 3 g/l le pH diminue et la phase de méthanisation est inhibée. Ceci peut être provoqué par une surcharge organique. Ainsi, les performances du digesteur dépendent de l'équilibre entre la synthèse et la dégradation des AGV. L'étape d'acétogenèse est, elle, inhibée par la présence d'hydrogène. Les réactions d'acétogenèse ne sont thermodynamiquement réalisables que pour des pressions partielles en hydrogène très faibles : 10 - 20 Pa. (Degrémont, 1989).

Ces réactions nécessitent donc la présence de micro-organismes accepteurs d'hydrogène: les méthanogènes. Ceux-ci, en consommant l'hydrogène généré, permettent de garder une pression partielle en hydrogène très faible.

La présence d'ammoniac (NH_3 libre) est toxique pour les méthanogènes, à partir d'un certain seuil. (Bitton, 1994).

Titrage alcalimétrique complet

Un TAC (titre alcalimétrique complet) suffisamment élevé dans le digesteur, permet de maintenir des conditions favorables à la digestion anaérobie.

Comme la concentration en AGV, le TAC se mesure par analyse sur site. D'autres éléments sont également indicateurs du bon fonctionnement de la digestion anaérobie, comme :

- La qualité du biogaz et le débit obtenu.
- La composition et la production du biogaz.

La diminution de la concentration en méthane dans le biogaz indique une baisse d'efficacité de la méthanisation. La teneur en méthane peut être mesurée en continu par un analyseur biogaz. Également, dans la pratique, les exploitants se basent souvent sur le débit de biogaz en sortie de digesteur.

Ces différents contrôles permettent d'engager une action immédiate si un décalage trop important par rapport aux valeurs consignes est mesuré. Ce décalage est synonyme d'une perturbation du processus de digestion.

Pour remédier au problème, des actions spécifiques peuvent être engagées :

- Diminution des apports en entrée en cas de moussage.
- Ajouts de produits anti-mousse en cas de moussage.
- Ajouts de chaux ou soude en cas d'acidification (augmentation de la concentration en AGV, diminution du pH et du TAC).
- By-pass provisoires en cas de surcharge dans le digesteur. (Talhoui.F; 2011).

II.3.7. Performances de la digestion anaérobie

Les performances de la digestion anaérobie sont variables suivant le type de boue introduit en digestion.

Les performances de cette étape s'évaluent en fonction :

- ✓ Du taux d'abattement de la matière volatile,
- ✓ Des taux d'abattement de la matière sèche,
- ✓ De la production de méthane. (Talhoui.F ; 2011).

II.3.7.1. Abattement de la matière volatile

Le taux d'abattement de la matière organique lors de la digestion est principalement fonction du type de boue :

- ✓ Pour des boues mixtes, il est en moyenne de 55 %.
- ✓ Pour des boues biologiques de faible charge, il est évalué à 30 %.

II.3.7.2. Abattement de la matière sèche

Le taux d'abattement de la matière sèche est directement conditionné par le taux d'abattement sur les matières volatiles :

- ✓ Pour des boues mixtes, il est en moyenne de 40 %.
- ✓ Pour des boues biologiques, il est en moyenne de 20 %. (Talhaoui.F; 2011).

II.3.7.3. Production de méthane, une énergie valorisable

Le principe de valorisation c'est la cogénération (production d'électricité et de chaleur). La chaleur peut être utilisée pour le chauffage des digesteurs et le reste peut servir à tout autre usage : séchage du digestat, séchage de foin, production d'eau chaude, alimentation d'un chauffage domestique.

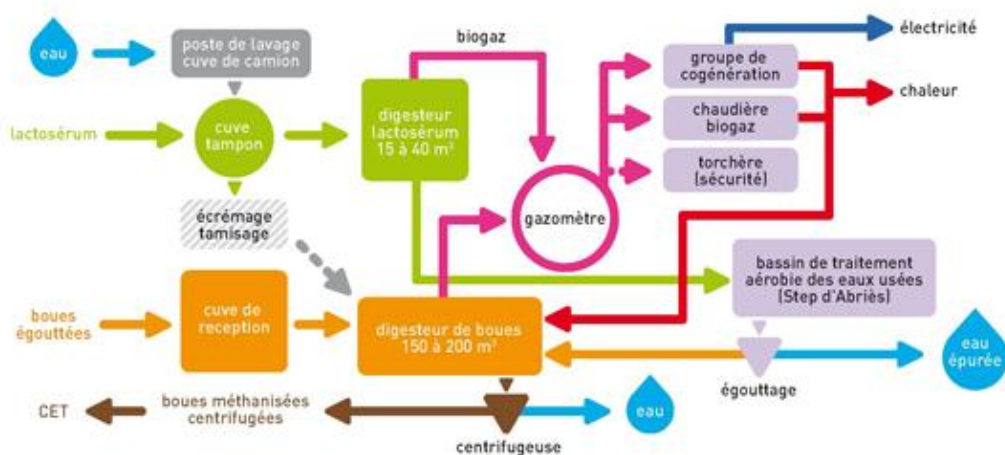


Figure II.8. Schéma de la valorisation de boue.

On peut produire l'énergie électrique à travers l'énergie thermique provenant d'un incinérateur de boues. On note qu'avant de passer dans l'incinérateur, les boues doivent être caractérisées puis traitées par des opérations de fermentations anaérobies produisant un biogaz (CH_4) et des boues stabilisées. Le biogaz pourra servir pour l'allumage du four de l'incinérateur. Et l'incinération des boues stabilisées permet de produire de la vapeur d'eau surchauffée qui fera tourner un turboalternateur.

On note que le calcul énergétique est basé sur la production réelle de biogaz (CH_4) et de boues stabilisées fournie par la station d'épuration d'eau d'El-Karma d'Oran. Mr.Oudadji fait une simulation sur ThermoOptim, il a remplacé le gaz naturel de la centrale électrique à cycle combinée de Terga-Ain Témouchent par les boues de la station d'épuration d'El Karma.

Ainsi la chambre de combustion et la turbine à gaz seront remplacées par un incinérateur. La chaleur contenue dans les gaz d'échappement de l'incinérateur de la figure 111-07 sert de source de chaleur pour produire la vapeur (vapeur réchauffée, vapeur surchauffée HP, MP et BP).

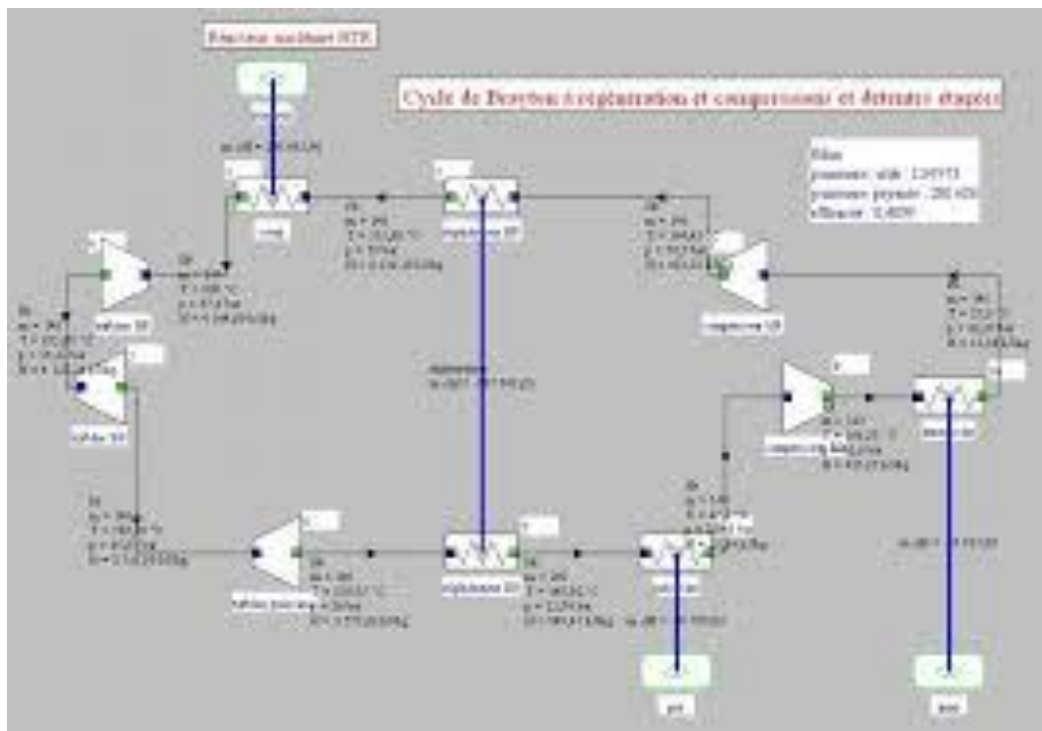


Figure II.9. Simulation par ThermoOptim de la partie basse pression.

L'analyse des résultats de la simulation montre que pour assurer un fonctionnement similaire à celui du compartiment basse pression de la centrale thermodynamique de Terga il faut fournir une énergie thermique totale égale à 67293,85kJ/kg. Cela nécessite l'incinération de 5,6kg de boues ou la combustion de 1475,35mJ de CH_4 . C'est besoins sont largement couverts par la production de la STEP d'ORAN.

Chapitre III:

Présentation de la station d'El Karma

Le traitement des eaux usées, quel que soit le système choisi, fait toujours appel aux procédés de séparation liquide-solide. Cette séparation effectuée dans une station d'épuration spéciale aux traitements des eaux usées.

Une station d'épuration (STEP) est un ensemble d'installations et procédés où sont dirigées les eaux usées pour éliminer les différents polluants. Nous nous intéressons particulièrement à une STEP type Boues Activées, utilisées comme productrice de boues dans notre étude. C'est le traitement biologique le plus utilisé pour des stations de taille moyenne à importante (plus de 2000 EH).

III.1. Historique de la station d'El Karma

La plus grande station d'épuration des eaux usées d'Algérie, qui produit des engrais destinés à l'agriculture et du gaz (méthane) pour la production de sa propre énergie électrique, était opérationnelle depuis 2009 dans la wilaya d'Oran. Implanté à El Karma, une localité située à l'est de la ville d'Oran, cette station est d'une capacité de traitement de 350 000 m³/jour. Elle peut prendre en charge les besoins d'épuration des eaux usées d'une population d'environ 1,5 million d'habitants. Sa gestion était confiée à une entreprise autrichienne pendant deux ans.

Pendant la période d'étude, une entreprise espagnole (SIOR) a pris le relais avec un personnel algérien qui est formé à un équipement hautement sophistiqué. La réalisation de la station d'épuration d'El Karma répond au double objectif de l'élimination des eaux usées de toute la wilaya d'Oran et de la protection des nappes phréatiques de la région. Les eaux usées qui sont dépolluées à hauteur de 90% seront réutilisées en partie dans l'irrigation de 10 000 ha du périmètre agricole de Tlellat (Notice d'exploitation STEP, 2006)

III.1.1. Données de base

La capacité de la population raccordée à 1.500.000 EH environ. Soit ainsi les dotations principales suivantes pour la partie urbaine :

a) Débit d'eau usée :

Le tableau suivant représente les différents débits de station d'épuration :

Tableau III.1. Les différents débits des eaux usées dans la STEP d'El Karma. (Notice d'exploitation STEP, 2006)

Paramètre	Unité	Valeur
Equivalent Habitant	E.H	1 526 00
Débit moyen journalier	m ³ /j	270 096
Débit moyen horaire-temps sec	m ³ /h	11 254
Débit moyen horaire diurne	m ³ /h	15 006
Débit moyen horaire nocturne	m ³ /h	3751
Débit de pointe horaire-temps sec	m ³ /h	16 200
Débit de pointe-entrée biologique	m ³ /j	1500

b) Charge polluante :

Tableau III.2. La charge massique de différentes paramétrées physico-chimiques.(Notice d'exploitation STEP, 2006)

Désignation	Valeur du paramètre		
	Kg/j	mg/h	E.H/j
Charge massique des MES à l'entrée de la STEP	96 860	359	
Charge massique de DBO ₅ à l'entrée de la STEP	91 560	339	60
Charge massique de DCO à l'entrée de la STEP	229 910	848	/
Charge massique de N_{tot} à l'entrée de la STEP	16 786	62	11
Charge massique de NTK à l'entrée de la STEP	/	/	11
Charge massique de P_{tot} à l'entrée de la STEP	2 746	/	1.8

III.1.2. Description de la procédure de traitement de la station d'El Karma

La station d'épuration est prévue pour les eaux usées du groupement urbain d'Oran qui sont à prépondérance domestique.

Le système de traitement retenu pour l'épuration des eaux usées d'Oran est l'aération à moyenne charge.

La chaîne de traitement est composée de deux lignes : une ligne d'eau et une ligne de boue. Le débit est divisé parallèlement sur certains ouvrages afin d'améliorer la fiabilité du traitement, les opérations de maintenance et la souplesse de fonctionnement de la station.

❖ La filière de traitement de la ligne d'eau comprend ainsi en totalité et successivement :

➤ Prétraitement mécanique comprenant :

- Canal d'arrivée et de by-pass général de la station ;
- Dégrillage fin mécanisé avec un système de traitement des matières retenues ;
- Chenal d'échantillonnage et d'analyses ;
- Ouvrage de dessablage et déshuilage avec installation de traitement de sable ;
- Station de traitement des matières de vidange et fécales ;
- Système de filtration biologique des gaz de pollution.

➤ Décantation primaire constituée de :

- Ouvrage de réparation ;
- Quatre décanteurs primaires circulaires ;
- Ouvrage de pompage des boues primaires ;
- Station de pompage des boues et matières flottantes primaires.

➤ Traitement biologique constitué de :

- Quatre bassins biologiques avec aération de surface au moyen des aérateurs ;
- Station de pompage des matières flottantes et mousses ;
- Système de rebattement des mousses ;
- Canal de by-pass de l'aération biologique.

➤ Décantation secondaire comprenant :

- Ouvrage de répartition avec un chenal de by-pass de la décantation ;
- Huit décanteurs secondaires circulatoires ;
- Station de pompage des boues et matières flottantes, secondaires ;
- Deux puits de mesure du débit des boues biologiques de retour.

➤ Ouvrage de pompage des boues actives comprenant :

- Station de relevage des boues de retour au moyen des Vis d'Archimède ;
- Station de pompage des boues en excès ;
- Deux chenaux Venturi pour le comptage des boues de retour.

➤ Ouvrage de pompage des boues actives comprenant :

- Station de relevage des boues de retour au moyen des Vis d'Archimède ;
 - Station de pompage des boues en excès ;
 - Deux chenaux Venturi pour le comptage des boues de retour.
- Ouvrage de sortie et de désinfection constitué de :
- Canal de comptage des eaux épurées de type Venturi ;
 - Canal de comptage des eaux by-passées de type venturi ;
 - Bassin tampon avec un système d'analyse et d'échantillonnage.
 - Station de dosage de chlore gazeux ;
 - Poste d'eau de service pour le réseau d'arrosage et nettoyage ;
 - Poste d'eau de service pour l'alimentation de la bâche d'eau de lavage.
- ❖ Quant à la ligne boue, elle est constituée précisément de :
- Ouvrage d'épaississement des boues primaires constitué de :
- Deux épaisseurs de boues ;
 - Station de pompage, précédé d'un broyage, des boues épaissies primaires.
- Ouvrage d'épaississements mécaniques des boues en excès comprenant :
- Trois tables d'égouttage des boues ;
 - Station de réparation et dosage de polymère ;
 - Station de pompage des boues surnageâtes égouttées.
- Ouvrage de digestion anaérobie des boues comprenant :
- Bassin d'homogénéisation des boues primaires et secondaires ;
 - Station de pompage des boues homogénéisées ;
 - Quatre digesteurs de boues ;
 - Installation de chaufferie formée par 03 chaudières et 02 échangeurs de chaleur.
- Ligne de biogaz constitué de :
- 04 lignes de récupération du biogaz à partir des digesteurs via des filtres à graviers ;
 - Installation de pompage des gaz par surpresseurs ;
 - Gazomètre pour le stockage du biogaz ;
 - Torchère pour la combustion du gaz ;
 - Ligne d'alimentation du biogaz vers les chaudières.
- Ouvrage de déshydratation et stabilisation des boues constitué de :
- 02 épaisseurs finaux des boues digérées ;

- Station de pompage des boues digérées ;
- 02 lignes de déshydratation constituée chacune de 02 filtres ;
- 02 stations de préparation et dosage de Polymère ;
- 02 lignes de transport de boues ;
- 04 silos de stockage des boues déshydratées ;
- 02 lignes de chaulage de boues avec 02 silos de stockage de chaux ;
- Installation de traitement chimique de l'air. (Notice d'exploitation STEP,2006).

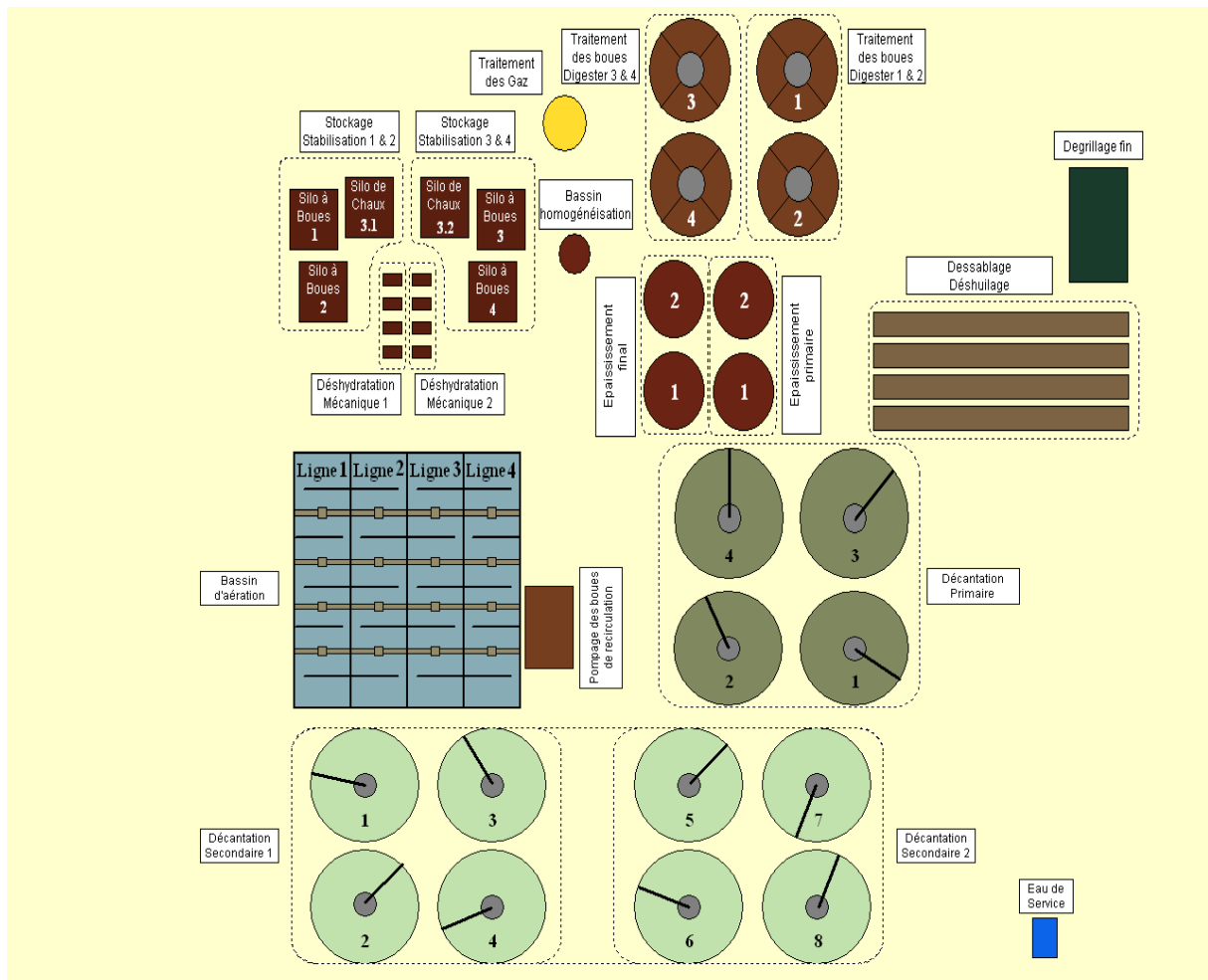


Figure III.1. Schéma général de la station El karma (Notice d'exploitation STEP, 2006)

III.1.2.1 Dégrillage fin

Le dégrilleur fin qui a pour rôle de débarrasser les eaux brutes des déchets solides, plus ou moins volumineux entraînés par les eaux s'écoulant dans les canalisations

d'assainissement, et ayant échappés au dégrillage grossier et d'assurer entre autre la protection des équipements électromécaniques et réduisent les risques de colmatage des conduites mises en place dans la station d'épuration en permettant d'enlever les débris.

Cet ouvrage, comprenant les quatre canaux de dégrillage est de caractéristiques suivantes :

Tableau III.3. Les dimensions d'une grille. (Notice d'exploitation STEP, 2006).

Dimensions	Valeur
Nombre de grille	4
Espacement entre barreaux (mm)	10
Largeur (m)	1.5
Angle d'inclinaison des dégrilleurs	75
Vitesse de passage maximale dans le canal (m/s)	1.20



Figure III.2. les grilles

III.1.2.2 Dessaleur, déshuileur

Le dessalage est opération dans lequel les particules denses, dont la vitesse est inférieure à 0.3 m/s, vont pouvoir se déposer. Il s'agit principalement des sables. Il est en effet

souhaitable de les récupérer en amont de la station plutôt que de les laisser s'accumuler en certains points (bassin d'aération,.....) où ils engendrent des désordres divers.

Le déshuilage a pour objet la rétention des graisses par flottation naturelle et accélérée par injection de fines bulles. Les teneurs en graisses sont appréciées analytiquement par la mesure des MEH.

Ces matières grasses sont susceptibles de nuire à la phase biologique du traitement (mousses,.....).

Tout l'ouvrage se compose de quatre canaux rectangulaires, de section trapézoïdale, avec les dimensions suivantes :

Tableau III.4.Dimensions d'un dessaleur, canal de déshuilage(Notice d'exploitation STEP,2006).

Dimensions	Valeur
Longueur (m)	50
Largeur du canal de dessalage (m)	4.8
Largeur du canal de déshuilage (m)	2
Hauteur d'eau utile (m)	4.32
Surface (m ²)	336
Volume unitaire de la zone de dessalage	900
Volume unitaire de la zone de dessalage/ déshuilage	1039
Volume utile total (m ³)	4156



Figure III.3.Dessablage- déshuilage

III.1.2.3. Décanteur primaire

Les effluents ainsi prétraités seraient ensuite dirigés sur un ouvrage de répartition puis quatre décanteurs primaires cylindro-coniques de caractéristiques unitaires suivantes :

Tableau III.5. Dimensions d'un décanteur primaire. (Notice d'exploitation STEP, 2006).

Dimensions	Valeur
Diamètre (m)	49
Hauteur d'eau utile (m)	2.56
Surface (m ²)	1885
Volume unitaire (m ³)	4825
Volume utile total (m ³)	19300



Figure III.4. Décanteur primaire

III.1.2.4. Traitement biologique

Le procédé d'épuration mis en œuvre est le traitement des eaux usées par boues activées. Il fait appel aux microorganismes dans les eaux pour la transformation et l'élimination des matières polluantes.

Le réacteur biologique ou bassins d'aération constituent le cœur du procédé, dans lequel s'effectue le métabolisme bactérien à l'origine du phénomène aboutissant à l'épuration.

La géométrie du bassin d'aération est la suivante :

Tableau III.6. dimensions d'un bassin d'aération. (Notice d'exploitation STEP, 2006).

Dimensions	Valeur
Nombre de bassin	4
Longueur au plan d'eau (m)	89.8
Largeur au plan d'eau (m)	22.5
Hauteur d'eau (m)	5.25
Volume net unitaire (m ³)	10 584
Volume net total (m ³)	42 336

Pour assurer les objectifs classiques appliqués à cette station d'épuration à boues activées, le dimensionnement du bassin d'aération prendra généralement en compte les conditions de fonctionnement suivantes :

- Charges massique : 0.5Kg DBO_5 /Kg M.S.
- Concentration en boues activées : 4 g/l.
- Temps de séjour moyen : 2h30 min.
- Age de boues : 2 à 4 j.



Figure III.5.Bassin d'aération

III.1.2.5. Clarification et ouvrage de rejet

Le rôle de la décantation secondaire est d'assurer une meilleure séparation de la biomasse de l'eau traitée et de permettre par ailleurs un premier épaissement des boues biologiques décantées.

La liqueur mixte de boues activées formée ainsi dans le réacteur biologique est ensuite dirigée sur l'ouvrage de décantation secondaire. Ce dernier est alimenté par le centre à travers une conduite d'alimentation, sous le radier, débouchant à l'intérieur de la jupe de répartition.

Le but de cette opération est la séparation de l'eau épurée des boues qu'elle contient. La liqueur mixte est introduite en son centre ; l'eau clarifiée déborde en périphérie ; dans une double goulotte de reprise et les boues décantées se déposent sur le radier et seront raclées vers le centre de l'ouvrage où elles s'épaississent légèrement.



Figure III.6.Décantation secondaire

III.1.2.6 Chloration et désinfection des eaux épurées

Avant leur évacuation, les eaux traitées doivent être désinfectées pour éviter tout risque de contamination. A cette fin, les eaux épurées de la station subiront un traitement de désinfection par le chlore gazeux.

Le chlore est un oxydant puissant et un bactéricide utilisé pour la destruction de composés tels que les germes ; les microorganismes et algues pouvant être rencontrés dans l'eau épurée.

III.1.2.7 Recirculation et extraction des boues

Le but de la recirculation des boues ou des décanteurs secondaires vers le réacteur biologique est d'y maintenir une concentration constante et correcte de la liqueur mixte permettant de respecter une charge massique de fonctionnement considérée ou, ce qui revient au même, de limiter le temps de séjour dans les décanteurs pour garantir une bonne qualité et un âge de boue bien défini et d'éviter conséquemment l'accumulation et le débordement du lit de boue dans les décanteurs.

III.1.2.8 Epaissement des boues primaires

L'épaississement des boues a pour objectif de concentrer de la façon la plus économique les boues de permettre d'alimenter à régime régulier et à concentration pratiquement constante les installations de déshydratation. Il s'agit donc d'une étape intermédiaire pour la diminution du volume de boues produites par la station en permettant

d'améliorer la concentration des boues primaire en termes de matières sèches, tout en étant de l'ordre 30g/l avant l'épaississement, jusqu'aux les 50g/l après épaississement.

L'épaississement et l'homogénéisation de la boue ont lieu par l'action de la pesanteur et au moyen de ces barres suspendues au bras du mécanisme racleur équipé des herse facilitant le dégagement de l'eau en créant des « chemins » dans la masse de boues. L'ouvrage prévu pour cet effet ayant les caractéristiques suivantes :

Tableau III.7. Dimensions d'un épaississeur gravitaire.(Notice d'exploitation STEP, 2006).

Dimensions	Valeur
Nombre des épaississeurs	2
Diamètres (m)	25
Hauteur de boue (m)	4.84
Surface (m ²)	491
Volume net unitaire (m ³)	2376
Volume net total (m ³)	4752



Figure III.7. Épaississement gravitaire

III.1.2.9 Epaississement mécanique des boues en excès

La station d'épuration produit en permanence des boues activées biologiques dont l'excès doit être évacuée à intervalles réguliers pour garantir un bon fonctionnement du système. En effet, l'extraction permet de maintenir une quantité de MS nécessaire et suffisante afin d'assurer le maintien du métabolisme microbien.

Le but de cette installation est d'augmenter la teneur des boues activées excédentaires à une valeur minimale de 5% telle que leur volume soit réduit d'au moins 5 fois.

Les boues en excès ainsi épaissies, au moyen des tables d'égouttage mécaniques, sont pompées vers le bassin d'homogénéisation pour être mélangé avec la boue primaire et ensuite renvoyées vers la digestion anaérobie.



Figure III.8.Table d'égouttage

III.1.2.10 Digestion anaérobie des boues

La digestion est un procédé microbiologique transformant la boue organique chimiquement complexe en méthane, dioxyde de carbone et en un matériau non toxique semblable à de l'humus. Les réactions se déroulent dans le digesteur dans des conditions anaérobies, c'est-à-dire en l'absence d'oxygène. La transformation s'effectue au cours d'une série de réactions. Tout d'abord la matière solide est rendue soluble par des enzymes, en suite le produit est fermenté par un groupe de bactéries acidifiantes, procédé qui le réduit à des acides organiques simples, tels que l'acide acétique. Les acides organiques sont alors transformés par les bactéries en méthane et en dioxyde de carbone. La boue épaissie est chauffée et versée le plus régulièrement possible dans le digesteur où elle séjourne entre 10 et

30 jours pour y être décomposée. Par la digestion, on atteint une réduction de la matière organique de 45 à 60%.

Les digesteurs comportent un volume dans leur partie haute où les boues à digérer sont introduites par pompage. Ces digesteurs possèdent les caractéristiques de fonctionnement suivantes :



Figure III.9. Digesteur anaérobie

Tableau III.8. Dimensions d'un digesteur anaérobie. (Notice d'exploitation STEP, 2006).

Dimensions	Valeur
Nombre des digesteurs	4
Volume net unitaire (m ³)	9605
Volume net total (m ³)	38420
Charge massique spécifique de la digestion (kg M.S/ m ³ xj)	2.57
Temps de séjour des boues dans les digesteurs	20

La digestion anaérobie permet en fin de compte :

- De rendre la déshydratation plus facile. En effet, la digestion réduit la teneur en matière volatiles, colloïdales et hydrophiles des boues. Elle permet de gagner un à trois points

de siccité par rapport à des boues fraîches, lorsque la teneur en matière volatile descend à 50%.

- De réduire les quantités de boues à déshydrater, la consommation d'électricité, de polymères, de sels de fer ou de chaux.
- De réduire les odeurs dans l'atelier de déshydratation, améliorer le confort de travail.

III .1.2.11 Épaississement final des boues digérées

A l'image de l'épaississement primaire des boues, cet ouvrage permet de concentrer de la façon la plus économique les boues digérées et d'alimenter à régime régulier et à concentration pratiquement constante les installations de déshydratation. Il s'agit donc d'une étape intermédiaire pour la diminution du volume de boues produites par la station en permettant d'améliorer la concentration des boues digérées en termes de matières sèches, tout en étant de l'ordre 40 à 50 g/l avant l'épaississement, jusqu'aux les 60g/l après épaississement.



Figure III.10. Épaississement final

L'épaississement et l'homogénéisation de la boue ont lieu par l'action de la pesanteur et au moyen de ces barres suspendues au bras du mécanisme racleur équipé des herse facilitant le dégagement de l'eau en créant des « chemins » dans la masse des boues.

L'ouvrage prévu pour cet effet ayant les caractéristiques suivantes :

Tableau III.9. Dimensions d'un épaisseur final.(Notice d'exploitation STEP, 2006).

Dimensions	Valeur
Nombre des épaisseurs	2
Diamètres (m)	25
Hauteur de boue (m)	5.30
Surface (m ²)	491
Volume net unitaire (m ³)	2602
Volume net total (m ³)	5203

III.1.2.12 Déshydratation mécanique des boues

La station d'épuration produit en permanence des boues dont l'excès doit être évacuée à intervalles réguliers pour garantir un bon fonctionnement du système. En effet, l'extraction permet de maintenir une quantité de MS nécessaire et suffisante afin d'obtenir une qualité d'épuration optimale.

Ces boues, principalement constituées d'eau (>97%, le plus souvent) représente des volumes importants que la filière de traitement des boues va s'attacher à réduire autant que faire se peut, afin d'abaisser les coûts d'évacuations de ces sous-produits de l'épuration.

Une gestion rationnelle de la boue produite dans la station reste une condition nécessaire de la qualité de l'épuration. Le rôle du personnel exploitant apparaît à cet égard fondamental.

La production de boue est directement liée à la quantité de pollution retenue. Il s'en suit une augmentation de la biomasse dans le système, ce qui induit un accroissement des concentrations en MS.

Le produit fini peut être utilisé aisément en agriculture comme excellent amendement des sols, ou être versé en décharge publique. Cette siccité sera environ 20%.



Figure III.11. Filtre à bande

III.1.2.13 Installations de transport ; de stockage et de stabilisation des boues déshydratées

Le système de transport et/ou stockage des boues déshydratées comprend deux lignes identiques et indépendantes dont chacune est associée à une ligne de déshydratation mécanique des boues.

Selon les besoins de l'exploitation de la ligne boues, il est possible pour le gestionnaire de la station (chef de station) de choisir, par sélection au niveau de la supervision, pour chaque ligne de stockage et transport, d'une des deux options suivantes, soit :

- Le transport et le déchargement direct de la boue déshydratée dans les bennes des camions pour leur évacuation à l'extérieur du site, ou :
- Le stockage et la stabilisation de la boue déshydratée dans les Silos de stockage de boues pour une future évacuation dans le lieu de décharge.

III.1.2.14 Ligne de gaz

Le biogaz produit par la digestion anaérobie sera récupéré dans une conduite installée au sommet de chaque digesteur, et dont la pression maximale de service est 50mbar, jusqu'au local des filtres à graviers. Ces derniers sont conçus pour séparer les particules et le condensat du biogaz et ils jouent également le rôle de dispositif de sécurité contre le retour de flamme.

Le biogaz filtré et dépourvu d'humidité, sera acheminé jusqu'au Gazomètre 22BB001.

Ce Gazomètre sans pression, composé d'un silo métallique cylindrique et d'une membrane (silo), à l'intérieur de laquelle le ballon à gaz est suspendu. Il a pour fonction d'amortir les différences de volume de gaz entre la production et la consommation de gaz.



Figure III.12 gazomètre

Le tableau III.10 Définit les caractéristiques d'un gazomètre :

Tableau III.10. Dimensions d'un gazomètre.(Notice d'exploitation STEP, 2006).

Dimensions	Valeur
Diamètre de plaque inférieure (m)	22
Diamètre extérieur (m)	21.32
Hauteur du cylindre (m)	19.42
Hauteur du cône (m)	6.9
Hauteur totale (m)	26.44
Volume de stockage (m ³)	6800

Chapitre IV

Analyse des paramètres physico-chimiques des eaux et des boues

IV .I. Objectif

Afin analyser les performances la station d'épuration d'El Karma de la wilaya d'Oran et de mettre en valeur les eaux usées rejetées par la station d'épuration d'El Karma de la wilaya d'Oran, des analyses physico-chimique et microbiologique ont été effectuées avant et après épuration et ceci dans le but d'évaluer la qualité des eaux rejetées dans le milieu naturel pour les utiliser éventuellement dans le domaine agricole.

A cet effet les prélèvements quotidiens durant la période du stage sont effectués à l'entrée et la sortie de la chaine de l'épuration des eaux usées.

IV.2. Méthodologie adoptée

La méthodologie adoptée pour la réalisation de la partie expérimentale se résume comme suite:

- **Première étape** : elle consiste à effectuer une enquête préliminaire dans la station d'épuration et ceci dans le but de collecter une base de données concernant les différents processus de traitement des eaux usées.
- **Deuxième étape** : Le suivie de tous les étapes d'épuration des eaux allant de déversoir d'orage jusqu'à les lits de séchage des boues est primordiale pour assimiler les processus de traitement.
- **Troisième étape** : Les prélèvements des échantillons des eaux usées ont été effectués avant et après épuration durant Janvier, Février et Mars (15j). Des analyses physico-chimiques et bactériologiques au niveau de laboratoire de la station ont été nécessaires pour vérifier la qualité des rejetées dans le milieu naturel.

IV.3. Caractérisation des effluents de boues activées de la station d'épuration d'El Karma

IV.3.1. Matériel

Des échantillons journaliers d'eau ont été prélevés à l'entrée et à la sortie de la station, d'épuration. Les échantillonnages journaliers se sont déroulés de mois Janvier, Février et Mars (15j) de l'année 2014.

IV.3.2. Méthodes

a- Les paramètres physico-chimiques

- **La température** : La température de l'eau est un paramètre de confort pour les usagers. Elle permet également de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment).
- **Le pH** : Il est mesuré par un pH-mètre pour l'objectif de mesurer l'activité chimique des ions hydrogènes H^+ , ces ions sont présents sous la forme de l'ion hydronium. Plus couramment, le pH mesure l'acidité ou la basicité de l'eau.
- **Conductivité électrique** : Elle mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau
- **L'oxygène dissout** : La concentration en O_2 d'une eau peut donner lieu à diverses interprétations :
 - Indicateur de pollution : Les matières organiques ou minérales réduites sont oxydées biologiquement ou chimiquement dans l'eau, entraînant consommation de dioxygène et diminution de la concentration
 - Indicateur d'activité biologique : Le taux d' O_2 dissous dans l'eau peut être interprété comme résultat de l'activité photosynthétique ou respiratoire des organismes aquatiques ou comme potentialité de développement d'organismes aérobies ou anaérobies.
- **DBO₅** : Elle permet d'évaluer la fraction biodégradable de la charge polluante carbonée des eaux usées.
- **DCO** : Ce paramètre permet d'estimer la présence des rejets industriels dans les eaux usées.
- **MES** : Elle permet de déterminer la turbidité, leur mesure donne une première indication sur la teneur en matière colloïdale d'origine minérale ou organique.
- **La turbidité** : Ce paramètre permet de jurer la qualité des eaux épurées.
- **Le nitrate, le nitrite, le phosphore, les phosphates et l'ammonium** : ces paramètres permettent de montrer l'efficacité du traitement.

b- Les paramètres microbiologiques**❖ Les analyses bactériologiques**

- Recherche et dénombrement des coliformes totaux ;
- Recherche et dénombrement des coliformes fécaux ;
- Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux
- Recherche et dénombrement des spores de clostridiums sulfite réducteurs.

❖ Les analyses parasitologiques

Le dénombrement des parasites susceptibles de provoquer une contamination ou par voie orale, donc la recherche de larves et kystes de protozoaires ainsi que d'œufs d'helminthes. Par manque de moyens, cette étape n'a pas pu être réalisée.

IV.3.3. Prélèvement

Les récipients utilisés ne doivent pas apporter de substances toxiques et assurée une fois bouchés une protection totale contre toute contamination extérieure.

Les prélèvements sont effectués dans des flacons stériles en polyéthylène ou en verre borosilicaté.

IV.3.4. Transport et conservation des échantillons

Tout flacon d'échantillonnage doit être clairement identifié et être accompagné suffisantes concernant la nature de l'échantillon et les raisons pour lesquelles l'examen est demandé.

La teneur initiale en microorganismes contenus dans l'eau risque de subir des modifications après le prélèvement, c'est pour cela que toute analyse doit être effectuée le plus rapidement possible et transportés dans une enceinte réfrigérée (aux environ de 4°C) avec un délai maximum de 8 heures avant l'analyse.

IV.3.5. Méthodes analytiques utilisées**IV.3.5.1. Méthodes de détermination des caractéristiques physico-chimiques des effluents de la station d'épuration d'El Karma****• La température**

La température est déterminée en même temps que la conductivité électrique par le conductimètre.

• Le pH

La mesure est réalisée à l'aide d'un pH mètre de type GLP22 CRISON, muni d'une électrode préalablement étalonné avec des solutions tampon pH = 4 puis pH = 7. La méthode a consisté à plonger l'électrode dans l'échantillon contenu dans un bêcher, dans lequel un agitateur magnétique homogénéise l'échantillon. Après stabilisation de l'affichage sur le cadran du pH mètre, nous avons noté le pH.

• La Conductivité électrique (CE)

La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau. La mesure est faite à l'aide d'un conductimètre de type LOLEDO. MC226.

La conductivité d'une solution est affectée par la température de la solution. Donc est nécessaire de lier les mesures de conductivité à une température de référence : 25°C.

• L'oxygène dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques.

Dans le domaine de l'épuration, il est indispensable pour la dégradation des matières polluantes qui se fait principalement en aérobiose. Nous avons effectué la mesure à l'aide d'un oxymétrie de type Oxi 179-S.

• Les matières en suspension (M.E.S)

Pour la détermination des matières en suspension (M.E.S) nous avons utilisé la méthode par filtration sur disque filtrant de 0.45µm. Le filtre est séché à 105°C puis pesé après refroidissement. (Norme EN 872: 1996).

Le taux des matières en suspension (MES), exprimé en milligramme par litre (mg/l) est donné par l'expression:

$$MES = (M_1 - M_0) \frac{1000}{V}$$

Où :

- **V** : Le volume en ml d'échantillon utilisé ;
- **M₀** : La masse en mg du disque filtrant avant utilisation ;

• M_1 : La masse en mg du disque filtrant après utilisation. (Rodier, 2005).

• **La demande biochimique en oxygène (DBO₅)**

L'effet principal d'un rejet de matières organiques biodégradables dans le milieu naturel est la consommation d'oxygène qui en résulte.

La détermination de la DBO₅ a donc pour but d'évaluer cette nuisance et d'en estimer les effets.

Substances organiques + O₂ → CO₂ + H₂O + biomasse. (BLIEFERT et PERRAUD, 2001).

La détermination de la DBO₅ consiste à mesurer la consommation d'oxygène par voie biologique à température constante de 20°C. Pendant un temps limité, par convention à 5 jours et à l'obscurité à l'aide d'un système de mesure Oxi Top. Ce système est plus pratique, rapide et donne des résultats représentatifs.

• **La demande chimique en oxygène (DCO)**

La valeur de la DCO est une indication importante, avec laquelle on peut caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques. Cette mesure correspond à une estimation des matières oxydables, présentes dans l'eau quelle que soit leur origine, organique ou minérale, biodégradable ou non.

La détermination de la DCO se fait essentiellement par oxydation avec le dichromate de potassium, K₂Cr₂O₇ dans une solution portée à ébullition, à reflux pendant 2 heures en présence d'ions Ag⁺ comme catalyseurs d'oxydation et d'ions Hg permettant de complexer les ions chlorures (Norme NF T 90-10, équivalente ISO 6060). D'une manière, on peut décrire ce phénomène par la réaction suivante:

Composés organiques + Cr₂O₇²⁻ → CO₂ + H₂O + Cr³⁺ (BLIEFERT et PERRAUD, 2001)

• **Les nitrates (NO₃⁻)**

La méthode de la réduction au cadmium (méthode colorimétrique n° 355 HACH) a été appliquée pour la gamme 0 à 30.0 mg/1NO₃⁻-N à l'aide d'un spectrophotomètre de type DR2000. Le cadmium réduit les nitrates en nitrites. L'ion nitrite réagit en milieu acide avec de l'acide

sulfanilique pour former un sel intermédiaire de diazonium. Le sel réagit avec l'acide gentisique pour former une solution colorée ambre. L'absorbance est mesurée à 500 nm.(RODIER (2005)).

- **Les nitrites (NO_2^-)**

Ils sont mesurés par la méthode colorimétrique n°371 HACH pour la gamme 0 à 0.3 mg/1 NO_3^- - N à l'aide d'un spectrophotomètre de type DR2000. Le principe consiste en la réaction des nitrites présents dans l'échantillon avec l'acide sulfanilique pour former un sel de diazonium qui réagit avec l'acide chromotrope. Ainsi il se forme un complexe coloré rose dont la coloration est proportionnelle à la quantité des nitrites présents. L'absorbance est mesurée à 507nm.(RODIER (2005)).

- **Le phosphore (PO_4^{3-})**

Pour la détermination du phosphore réactif, le dosage a été réalisé selon la méthode colorimétrique n°490 HACH pour des teneurs comprises entre 0 et 2,5 mg / l, à l'aide d'un spectrophotomètre de type DR2000. Les phosphores dans les usées se trouvent uniquement sous forme de phosphate. La seule forme de phosphate susceptible d'être déterminée directement est l'orthophosphate. L'orthophosphate réagit avec le molybdate en milieu acide pour produire un complexe phosphomolybdate. L'acide ascorbique réduit complexe, donnant une coloration intense de bleu de molybdène. L'absorbance est mesurée à 890nm.(RODIER (2005)).

- **Ammonium**

Pour déterminer la teneur en ammonium, l'expérience a été réalisée selon la méthode colorimétrique n°490 HACH à l'aide d'un spectrophotomètre et réactif LCK.

IV.3.5.2. Méthodes de détermination des caractéristiques microbiologiques des effluents de la station d'épuration d'El Karma

Actuellement et malgré le développement des méthodes moléculaires, il n'est toujours pas possible de détecter de manière exhaustive, dans un échantillon d'eau, l'ensemble des micro-organismes présents. Il est également impossible de baser la surveillance de la qualité de l'eau sur la détection des germes pathogènes eux-mêmes pour les raisons suivantes (STRAUB et CHANDLER, 2003).

- la très grande variété et diversité des micro-organismes pathogènes qui peuvent être présents dans l'eau (virus, bactéries, protozoaires,...),

- la faible abondance de chaque espèce de pathogène (nécessité de concentrer de très grands volumes d'eau pour les détecter), de méthodes standardisées et rapides pour la détection de tous ces micro-organismes pathogènes.

L'évaluation de la qualité microbiologique des eaux est par conséquent basée sur le concept de germes dits "indicateur". Ces indicateurs (ou bactéries indicatrices de contamination) n'ont pas nécessairement par eux-mêmes un caractère pathogène, mais leur présence indique l'existence d'une contamination par des matières fécales et leur abondance est une indication du niveau de risque de présence de micro-organismes pathogènes. Un bon indicateur est par définition une espèce ou un groupe de bactéries qui présentent certaines caractéristiques. Celles-ci sont reprises dans le tableau IV-01.

Tableau IV.01.Caractéristiques d'un indicateur idéal de contamination fécale. (ROSE et al, 2004).

Propriétés	Caractéristiques d'un indicateur
Pathogénicité	Non pathogène
Occurrence	Présent en même temps que les pathogènes, absent en absence de contamination fécale
Survie	Taus de survie similaire à celui des pathogènes
Reproduction	Ne se reproduit pas dans les eaux naturelles
Inactivation	Inactivé par les différents traitements au même niveau que les pathogènes
Source	La seule source dans les eaux naturelles est la contamination fécale.
Coût	Méthodes de détection bon marché, rapide et facile à mettre en œuvre.

Le principal objectif des études qualitatives et quantitatives sur la flore microbiologique des effluents urbains est de dénombrer les marqueurs de pollution fécale des eaux « les coliformes totaux et fécaux, les streptocoques fécaux et les spores des bactéries sulfito-réductrices ».

• Recherche et dénombrement des coliformes en milieux liquide

Sous le terme de coliformes sont regroupées certaines espèces bactériennes appartenant à la famille des Enterobactériace qui fermentent le lactose avec production du gaz en moins de 48 heures à 37°C.

L'organisation internationale de standardisation (ISO) a défini les coliformes comme suit : « bacille à Gram négatif, non sporogène, oxydase négatif, facultativement anaérobie, capable de croître en présence de sels biliaires, ou autre agent de surface possédant une activité inhibitrice de croissance similaire et capable de fermenter le lactose (et le mannitol) avec production d'acide et d'aldéhyde en 48 heures à des températures de 35 à 37°C ».

• Recherche et dénombrement des coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont appelés aussi les coliformes thermo-tolérants. Ce sont des coliformes qui fermentent le lactose mais à 44°C.

La recherche et dénombrement des coliformes fécaux sont réalisés en milieu liquide par la technique du NPP (Norme NFT 90-413, 1985).

• Identification du genre *Escherichia coli*

Escherichia coli appartient à la famille des Enterobactériace qui se caractérise par la possession de deux enzymes, la B-galactosidase et la B-glucuronidase. Elle se développe à 44°C sur des milieux complexes et provoque la fermentation du lactose et du mannitol avec formation d'acide et de gaz et produit de l'indole à partir du tryptophane.

Certaines souches peuvent se développer uniquement à 37°C. Son identification complète est très complexe, mais des épreuves ont été mises au point pour l'identifier rapidement avec un haut degré de certitude (OMS, 1994),

La recherche et dénombrement du genre *Escherichia coli* sont réalisés en milieu liquide par la technique du NPP (Norme NFT 90-413, 1985).

• Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux

Le terme "streptocoques fécaux" désigne les streptocoques généralement présents dans les fèces de l'homme et des animaux. Ils se présentent sous forme de cocci, Gram, formant des chaînettes, dépourvus de catalase mais possédant la substance antigénique caractéristique du groupe 'D' de Lancefield, c'est-à-dire :

- *Streptococcus faecalis* ;
- *Streptococcus durans* ;
- *Streptococcus bovis* ;
- *Streptococcus equinus*. (OMS, 1994).

L'autre, par ensemencement initial de l'eau en milieu liquide (NPP) ; laquelle a été appliquée lors de notre pratique ; un bouillon de Rothe à l'acide de sodium à 37°C pendant 24 à 48h. En cas de culture positive (trouble) ; on poursuit en inoculant un bouillon de Litsky à l'acide de sodium et cristal violet, à 37°C pendant 24 à 48 h. (Norme NF EN ISO 9308-3 1999).

• Recherche et dénombrement des spores de Clostridium sulfito-réducteurs

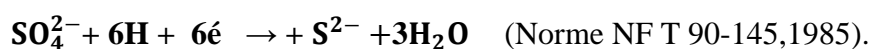
Les bactéries du genre Clostridium sont des bacilles à Gram positif, anaérobies strictes, mobiles sporulant, catalase négative.

La recherche et dénombrement des spores de Clostridium sulfito-réducteurs, permettent de mettre en évidence un groupe de bactéries anaérobies, caractérisées par la résistance de leurs spores et par un équipement enzymatique réduisant plus au moins activement les sulfites en sulfures. (FRANCK, 2002).

L'isolement de ces bactéries exige nécessairement :

- Un chauffage de l'échantillon d'eau, de durée bien définie (100 min) et à une température strictement fixée (80°C), pour détruire les formes végétatives des bactéries ;
- Une revivification de ces spores, dans un milieu permettant également la mise en évidence de l'action sulfito-réductrice. Il s'agit d'une gélose viande foie épaisse, peu perméable à l'air après régénération, apte à la vie en anaérobiose, contenant du sulfite de sodium et d'alun de fer. L'incubation est effectuée à 37°C ± 1°C pendant 24 heures puis prolongée à 48 heures.

La présence de Clostridium sulfito-réducteurs est relevée sous forme de colonies en halo noir, couleur du sulfure de fer résultant de la réduction des sulfites selon la réaction suivante :



IV.3.5.3. Méthodes de détermination des métaux lourds des effluents de la station d'épuration d' E L Karma

➤ Le plomb

Pour déterminer la teneur en plomb, l'expérience a été réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre et réactif A (LCK308). [Voir l'annexe 03].

➤ Zinc

Pour déterminer la teneur en zinc, l'expérience a été réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre et réactif A (LCK360). [Voir l'annexe 03].

➤ **Chrome**

Pour déterminer la teneur en Chrome, l'expérience a été réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre et réactif A (LCK313). [Voir l'annexe 03].

IV.4. Résultats et discussions

IV.4.1. La charge hydraulique

Le tableau suivant nous indique les volumes des eaux domestiques qui sont présent dans la station pendant Janvier, Février et Mars :

Tableau IV.02. Volumes des eaux traités usées dans la STEP.

Débit (m3 /j)	Janvier	Février	Mars
Eau épurée	1 838 144	1 751 280	1 495 750
Eau brute traitée	1 843 504	1 758 618	1 504 544
Eau by-passés	204 086	91 359	47 479
Eau pompé	2 047 590	1 849 977	1 552 023
Eau service	5 360	7 338	8794
Moy Débit traité	59 468	62 808	48 534
Max Débit traité	105 205	100 397	94 770
Min Débit traité	2 004	21 279	483

IV.4.2. Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux traitées

Les résultats sont présentés de telle façon qu'ils soient facilement exploitables pour déterminer la pollution résiduelle de la station d'épuration par boues activées de la station d'épuration d'El Karma.

IV.4.2.1. Analyses physico-chimiques des rejets

L'évolution hebdomadaire de quelques paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'effluent traité est portée dans le tableau 01 (Annexe 01).

Le tableau suivant représente la moyenne des résultats d'analyse pendant Janvier, Février et Mars (15 j) avant et après le traitement :

Tableau IV.3. Moyennes des résultats avant et après les analyses des différents paramètres physico-chimiques pendant janvier, Février et Mars (15j).

Paramètres	Unité	Mesure avant traitement			Mesure après Traitement			Valeur limite
		J	F	M	J	F	M	
Ph	/	7,45	7,75	7,77	7,6	7,9	7,9	6,5-8,5
Température	°C	16,2	14,9	15,7	13,1	11,5	13,7	30
Conductivité	ms/m	3130	3116	32,54	2905	3022	3050	3000
MES	mg/l	374,7	284,8	282	13,9	8,5	11,2	35
Oxygène dissous	mg/l	0,43	0,63	0,48	8,18	8,41	9,07	5
DCO mg/l	mg/l	470,5	654,1	554,5	51,8	57,2	44,2	120
DB05 mg/l	mg/l	236,5	292,5	281,3	14,2	23,8	26,5	35
Nitratemg/l	mg/l	1,6	7,7	4,7	16,3	13,6	12,1	40
Nitrite	mg/l	0,2	1,6	0,2	4,6	6,6	51,3	40
Ammonium	mg/l	15,1	33,4	32,8	7,5	18,1	22,9	/
Phosphore total	mg/l	3,8	6,2	6,5	2,1	2,3	2,8	10
Phosphate	mg/l	10,25	12,6	13,29	4,68	4,9	2,78	02

• **La température**

Le graphe suivant représente les résultats d'analyse de la température avant et après le traitement

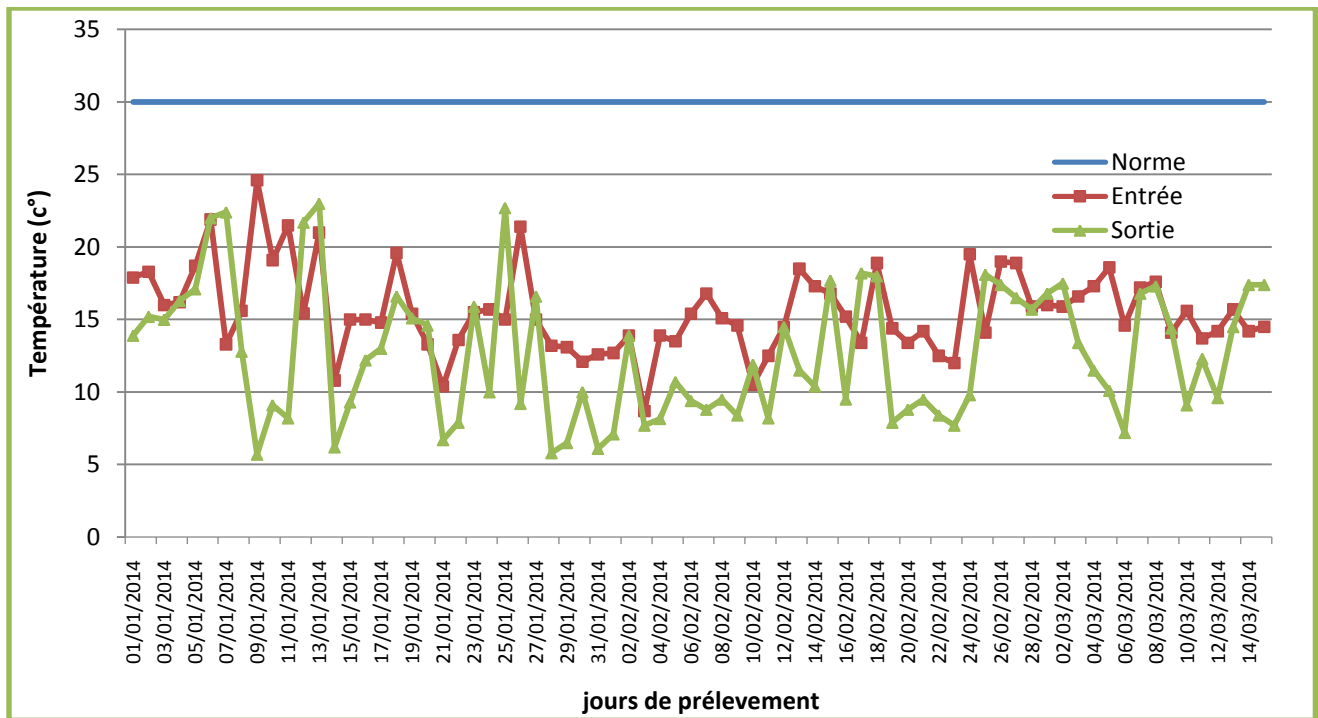


Figure IV.1. Variations journalières de la température des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.

D'après les résultats obtenus (figure IV.1), les valeurs de la température des différents échantillons se situent dans un intervalle qui va d'un minimum de 8,7 °C à un maximum de 24,6°C à l'entrée et entre 5,7°C et 23°C pour les eaux épurées, avec une moyenne de 14,9°C durant la période d'étude, elle sont voisines des température ambiantes, les températures de l'effluent traité restent toujours inférieures à celles enregistrées au niveau des eaux brutes, le système renfermé des canalisations favorables au développement des organismes anaérobies, qui par leur activités fermentescible induisent dégagement d'énergie. Ces valeurs sont en fonction de l'heure de prélèvement et des conditions météorologiques. L'élévation de la température au cours du temps est influencée par la température atmosphérique. Elle s'accompagne d'une modification de la densité qui décroît lorsque la température croît, d'une réduction de la viscosité, d'une augmentation de la tension de vapeur saturante à la surface (l'évaporation) et d'une diminution de la solubilité du gaz. Certains de ces effets peuvent avoir une action bénéfique, c'est ainsi que l'augmentation de la température favorise l'autoépuration et accroît la vitesse de sédimentation, ce qui présente un intérêt dans les stations d'épuration.

Par ailleurs, les réactions chimiques et biochimiques s'accélèrent. L'effet catalytique des enzymes est en fonction de la température et passe par un maximum situé entre 33°C et 35°C. Toutes ces réactions consomment de l'oxygène ; si leur fréquence augmente la teneur en oxygène dissous diminue, et il peut alors apparaître de l'hydrogène sulfuré, du méthane des chaînes partiellement oxydées, avec comme conséquence des odeurs désagréables ainsi que l'accroissement du développement des algues (RODIER. J., 1996).

La réglementation est très diversifiée à travers le monde, en Algérie, les normes de rejets des eaux usées admises dans la nature sont de l'ordre de 30°C, les valeurs de la température pour les différents échantillons sont inférieures aux normes (JORA.1993).

(Annexe 2).

• **LepH**

Une eau usée urbaine possède un pouvoir tampon élevé. Les valeurs de pH des eaux usées avant traitement sont comprises entre 7.1 et 8.1 avec une moyenne de 7.65 qui est une caractéristique des eaux résiduaires, dont le pH est souvent de l'ordre de 7.5 à 8, le plus favorable à l'action bactérienne, pour les processus d'épuration aérobie et anaérobie. (FRANCK, 2002). D'après SEVRIN REYSSAC et al (1995), le pH alcalin et la température modérée constituent des conditions de milieu idéales pour la prolifération des micro-organismes qui établissent un parfait équilibre biologique, permettant la dégradation de la matière organique ce qui conduit à la décontamination de l'eau.

En ce qui concerne les eaux traitées, le pH est toujours supérieur à celui enregistré à l'entrée. Les valeurs gravitent autour de la neutralité avec une tendance vers l'alcalinité, elles varient entre 7.1 et 8.2 avec une moyenne de 7.8. (Figure IV .2), respectant la norme de rejet délimitée entre 6.5 et 8.5. (JORA, 1993).(Annexe 2).

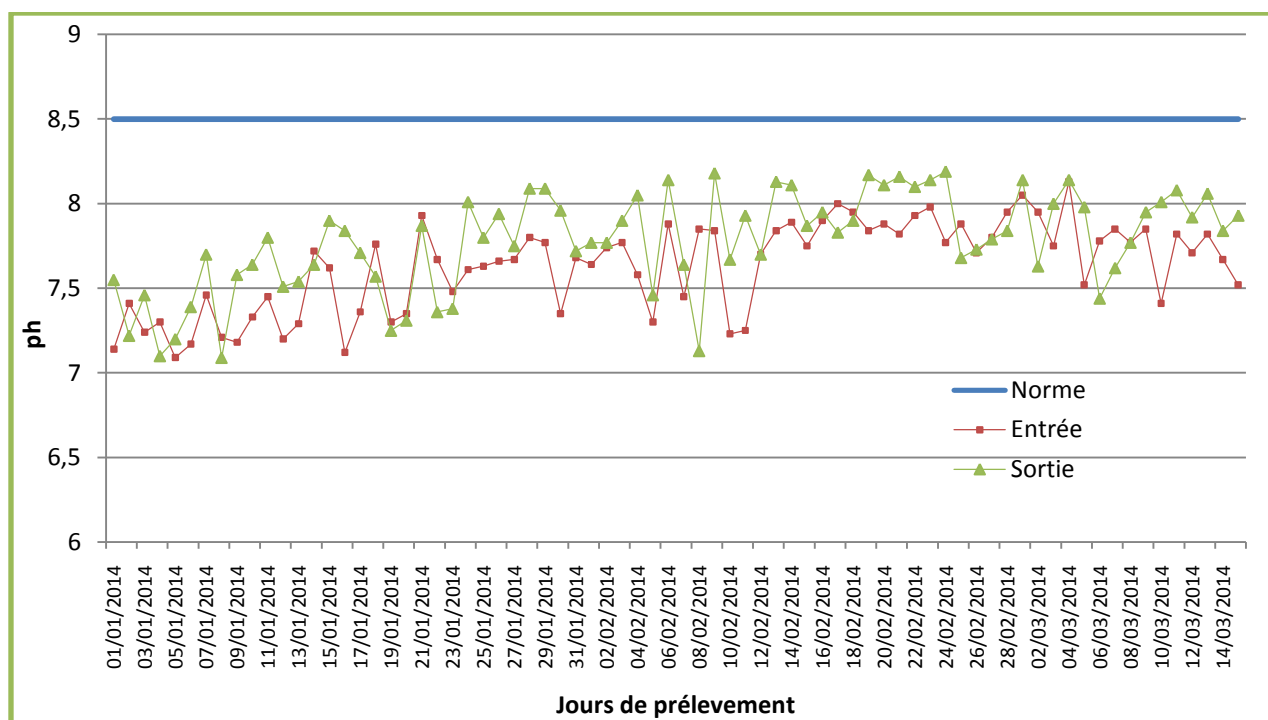


Figure IV.2. Variations journalières de pH des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.

Le pH des eaux à l'entrée est souvent inférieur à celui enregistré à la sortie, ainsi nous avons enregistré un pic d'une valeur de 7,9, ceci est en fonction de qualité de l'eau usée qui rentre à la STEP, qui a subi une modification due à une opération de désinsectisation au niveau du complexe restaurant.

➤ Conductivité électrique

Les valeurs de la conductivité électrique, se situent dans un intervalle de 1430 à 5120 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (figure IV.3) à l'entrée et de 1816 à 3890 $\mu\text{s}/\text{cm}$, enregistrées à la sortie. Ces valeurs sont en fonction de la minéralisation naturelle de l'eau potable et celle à usage domestique, utilisées au niveau de la station d'épuration d'El Karma qui possède respectivement une conductivité inférieure à 3000 $\mu\text{s}/\text{cm}$.



Figure IV.3. Variations journalières de la conductivité des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.

La variation de ce paramètre pour une même agglomération, et sa comparaison avec la conductivité de l'eau distribuée, permettent de conclure sur une variation de charge polluante. Pour une même eau distribuée, tout rejet polluant s'accompagne d'un accroissement de la conductivité. Il faut noter également que les traitements physiques ou biologiques n'ont qu'une faible incidence sur ce paramètre et que sa valeur varie peu entre l'eau brute et l'eau traitée, (FRANCK, 2002).

• L'oxygène dissous

Pour l'oxygène dissous les valeurs obtenues montrent une fluctuation allant de 0.05mg/l à 1.26 mg/l pour les eaux brutes et de 4.9 mg/l à 11.2 mg/l pour les eaux traitées avec une moyenne de 8.45 mg/l (figure IV.4). D'après le graphe les teneurs en O_2 dissous enregistrées à la sortie sont nettement supérieures à celles de l'entrée, ceci est dû à bonne aération des eaux au niveau du bassin d'aération, nécessaire pour le développement des microorganismes aérobies assurant l'oxydation des matières organiques, ce qui conduit à une bonne épuration biologique des eaux usées. Le faible taux d' O_2 dissout enregistré à l'entrée, caractérisant une arrivée d'eau usée riche en matières organiques et inorganiques dissoutes ainsi que la perturbation des échanges atmosphériques à l'interface due à la présence des graisses, des détergents...etc.).(HAZOURLI et al, 2007).

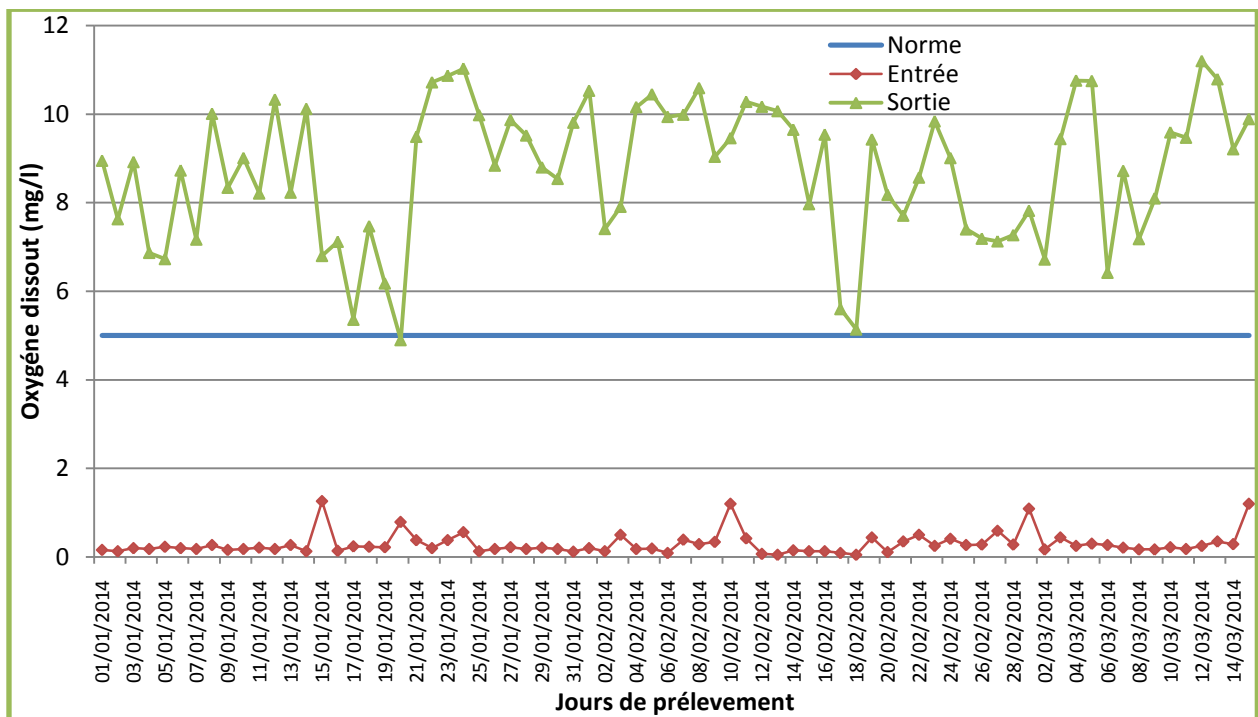


Figure IV.4. Variations journalières des teneurs en oxygène dissout des eaux de la STEP d'ElKarma avant et après l'épuration.

Au cours de notre expérimentation, la teneur en oxygène dissout au niveau des eaux traitées a tendance à diminuer. Ceci est lié à la solubilité de l' O_2 , qui est fonction de la température, de la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité. Les variations de la teneur en oxygène pouvant être fonction de la présence d'algues, de matières organiques oxydables, d'organismes et de germes aérobies. (RODIER et al. 2005). Quand la température s'élève, la teneur en oxygène diminue en raison de sa plus faible solubilité, mais aussi à cause de la consommation accrue par les êtres vivants (protozoaires, métazoaires, algues,...) et les bactéries qui se multiplient. (MEINCK et al, 1977).

IV.4.2.2. Paramètres de pollution particulaire

L'évolution journalière des MES de l'eau brute et de l'effluent traité est portée dans le tableau 01 (Annexe 1).

➤ Les matières en suspension (MES)

Les matières en suspension (MES) sont en majeure partie, de nature biodégradable (FAO, 2003). Les valeurs enregistrées au cours de notre étude révèlent une réduction importante des MES entre les eaux brutes et traitées. Elles se situent entre 75 mg/l et 745 mg/l avec une moyenne de 312 mg/l (figure IV.5) pour les eaux brutes, ces valeurs sont en fonction de la nature du rejet. Les

remontées brusques de la concentration en MES observées qui sont respectivement de 2 mg/l et 39 mg/l aux ces jours ils sont probablement liées à un arrivage d'eau chargée en matière minérale. Cela est dû au fait que ces prélèvements coïncidaient avec des tempêtes de sable.

En ce qui concerne les eaux épurées, le taux des MES varie entre 2 mg/l et 39 mg/l, avec une moyenne de 11,2mg/l. Cette valeur reste inférieure à la norme de rejet de l'OMS (30 mg/l) et à celle du journal officiel algérien limitée à 40 mg/l. (FJORA.1993).(Annexe2).Le rendement d'élimination des mes avoisine les 95.53% avec un minimum de 83% et maximum de 99.47% enregistrés durant la période de mon stage.

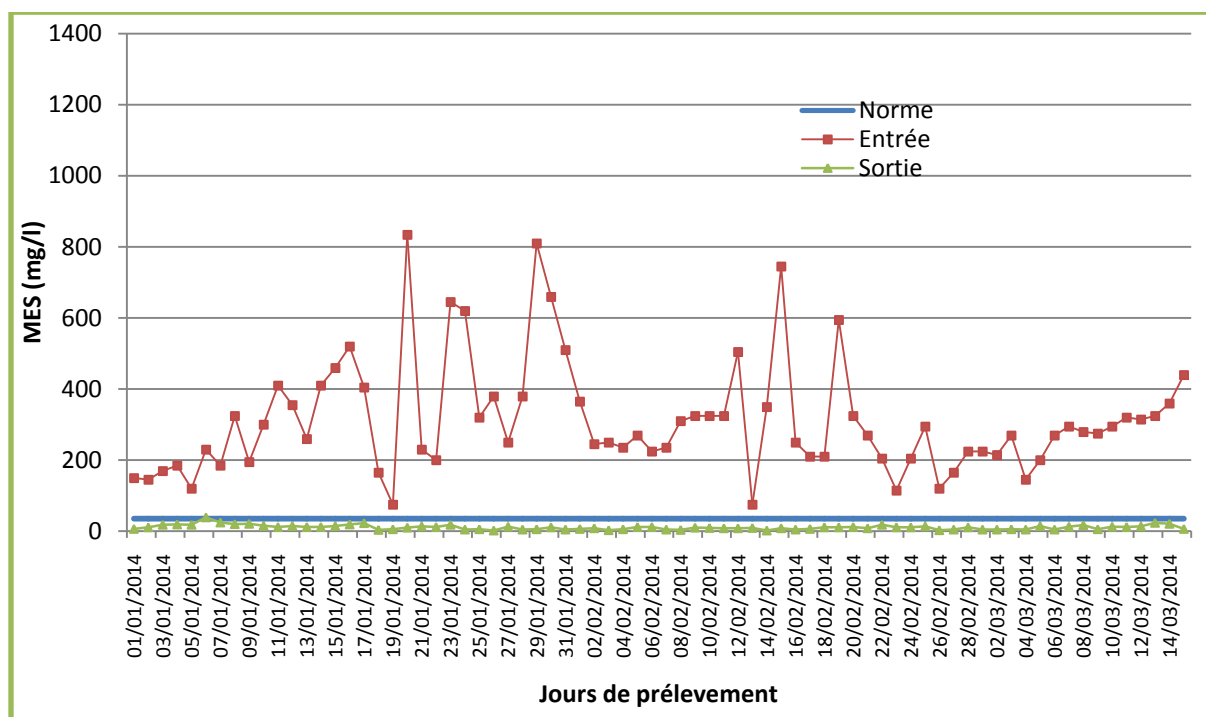


Figure IV .5. Variations journalières des teneurs en matières en suspension des eaux de la STEP d'EL Karma avant et après l'épuration.

Selon RODIER (2005), les matières interviennent dans la composition de l'eau par leurs effets d'échanges d'ions ou d'adsorption, aussi bien sur les éléments chimiques à l'état de traces que sur les micro-organismes. Les argiles et les particules organiques ont une large surface d'adsorption qui constituent un support idéal pour les ions, les molécules diverses et les agents biologiques.

La présence de matière en suspension dans les eaux usées ne constitue pas, sauf cas très particulier, un obstacle à la réutilisation de ces eaux. Bien au contraire, elle contribue à la fertilité des sols. Cependant, l'expérience montre que le maintien d'une concentration importante en matière en suspension dans les eaux usées gêne considérablement l'efficacité des traitements

destinés à éliminer les germes pathogènes (FAO, 2003). Enfin, une présence excessive de matières en suspension peut entraîner des difficultés de transport et de distribution des effluents ainsi que l'obturation des systèmes d'irrigation. (BELAID, 2010).

IV.4.2.3. Paramètres de pollution

IV.4.2.3.1. Les matières azotées

L'azote est présent dans les effluents sous différentes formes : azote organique (N_{org}), azote ammoniacal (ammoniac NH_3 , ion ammonium NH_4^+), nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-). (KOLLER, 2004). L'évolution journalière des NO_3^- et NO_2^- de l'eau brute et de l'effluent traité est portée dans le tableau 01 (Annexe 01).

• Les nitrates

Les valeurs des nitrates obtenues après analyses, varient entre à 0.9 mg/l et 5.6 mg/l à l'entrée et de 2.6 mg/l à 30 mg/l au rejet, avec une valeur moyenne de 8.48 mg/l. On constate que les taux de nitrates ont augmenté considérablement au niveau des eaux traitées par rapport aux eaux brutes (figure IV.6).

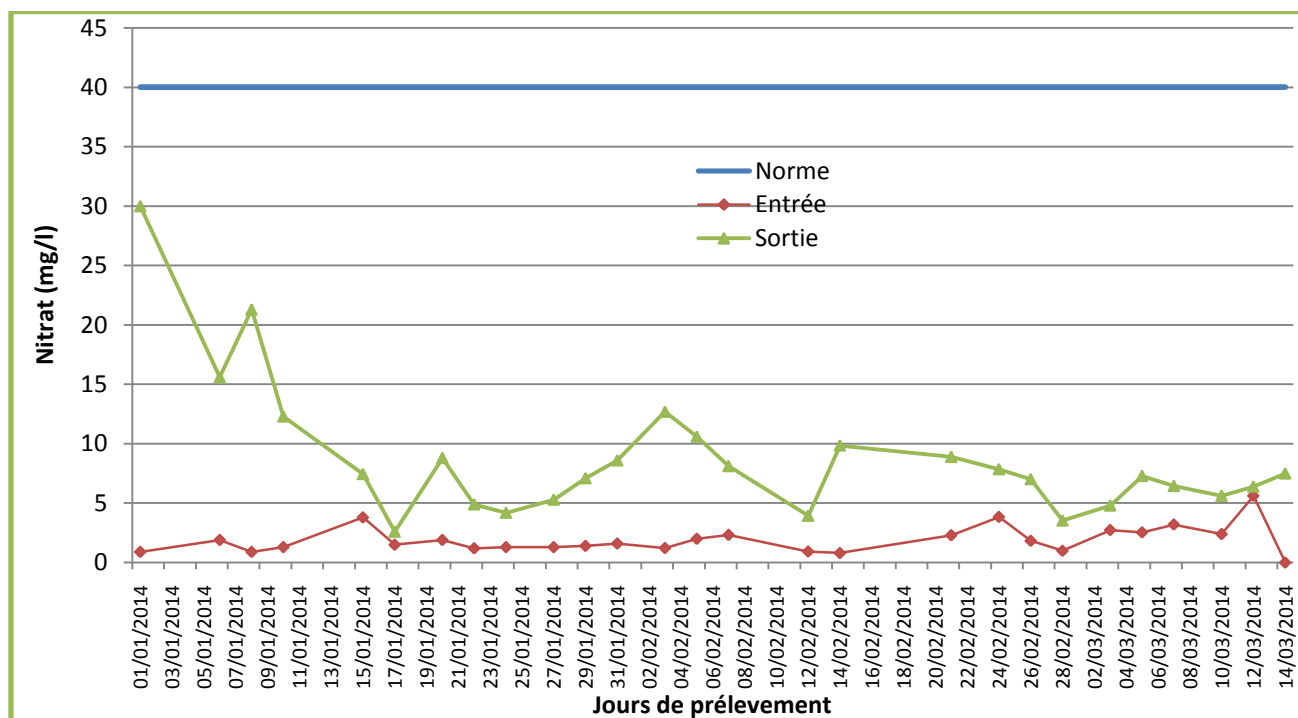
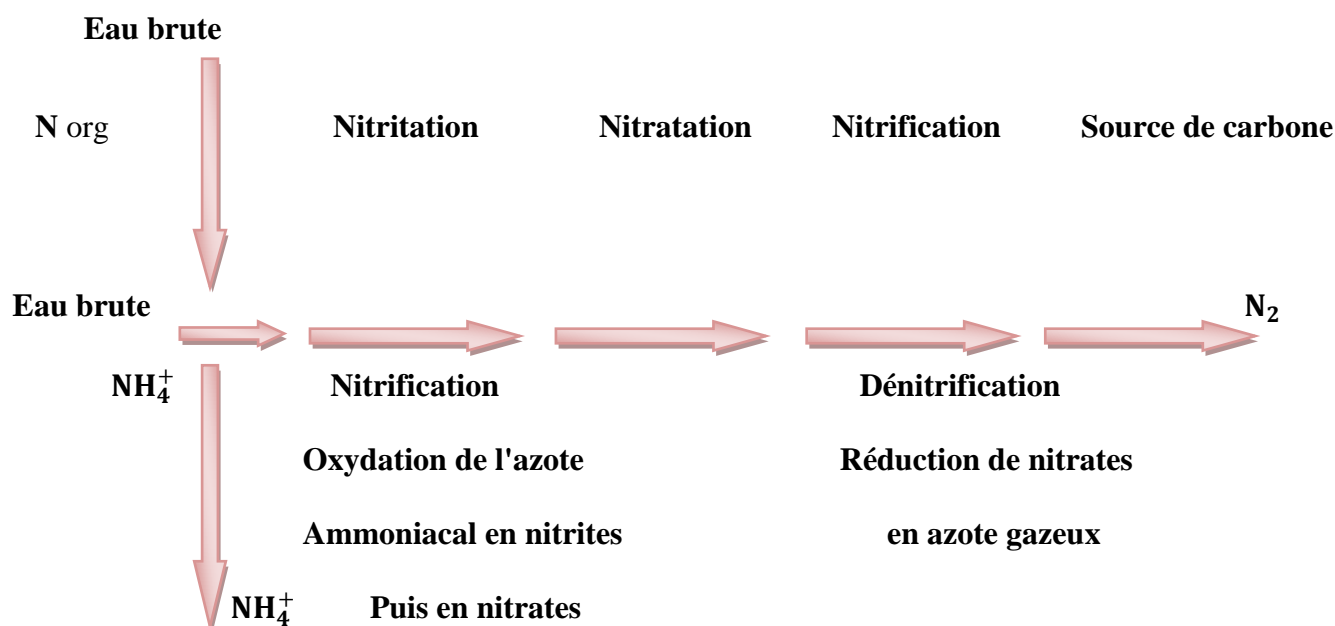


Figure IV.6. Variations journalières des teneurs en nitrates des eaux de la STEP d'EL Karma avant et après l'épuration.

Les faibles teneurs en nitrates au niveau des eaux brutes sont probablement dues au fait que l'azote contenu dans les eaux résiduaires domestiques a essentiellement une origine humaine. On estime environ 13 g/jour d'azote rejeté par un être humain adulte, sous forme essentiellement organique, présent dans l'urine (CHOCAT ; 1997). C'est donc sous les formes organiques et ammoniacales que l'azote est présent dans les eaux usées que devront traiter les stations d'épuration. Ainsi, le transfert dans l'égout, véritable réacteur biologique, entraîne la réduction de ces nitrates, essentiellement en azote gazeux. (CHOUBERT, 2002). L'élimination biologique de l'azote s'organise selon deux phases successives que sont la nitrification et la dénitrification, antagonistes du point de vue de l'oxygène (figure IV.7).



Assimilation :

Azote intégré dans les nouvelles cellules

IV.7. Les différentes étapes de l'élimination de l'azote. (CHACHUAT et al, 2007).

La présence des microorganismes autotrophes vis-à-vis de l'azote, dégradent les protéines en azote ammoniacal. Les bactéries autotrophes telles que Nitrosomonas et Nitrobacter, transforment l'azote ammoniacal (NH_4^+) en présence d'oxygène pour produire des nitrites (NO_2^-) puis des nitrates (NO_3^-) ; ces deux étapes mettent en œuvre l'oxydation de ces différents substrats par des bactéries aérobies qui en tirent l'énergie nécessaire à leur chimiosynthèse (figure IV.8).

En environnement anoxique, certaines bactéries hétérotrophes anaérobies métabolisent les nitrates, à la place de l'oxygène, en oxyde d'azote en de l'azote gazeux (N_2) (FAURIE et al, 2005). Ces deux processus peuvent néanmoins coexister dans un même bassin à boues activées si l'on prend le soin d'alterner des phases d'aération et d'anoxie

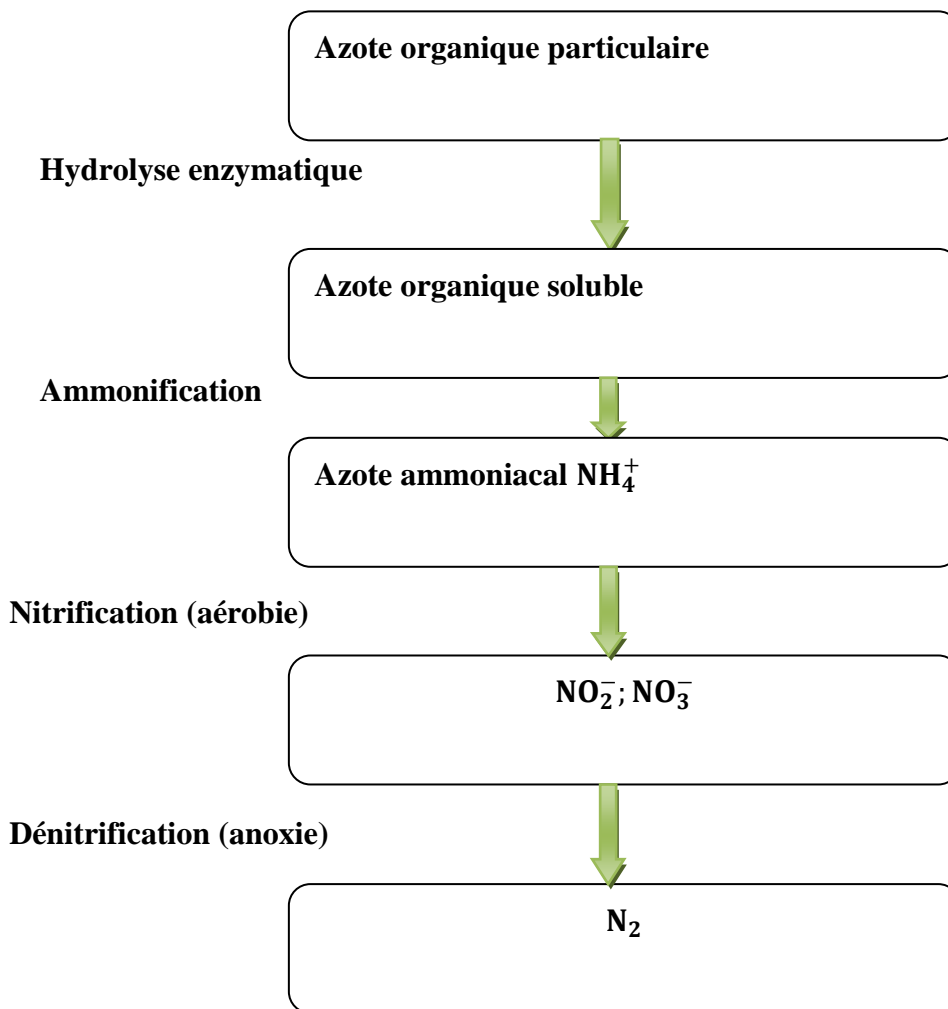


Figure IV.8. Mécanisme de dégradation des matières azotées dans les procédés biologiques. (BASSOMPIERRE, 2007).

La capacité d'aération est en effet souvent suffisante pour assurer une nitrification poussée le plus souvent, au niveau des petites stations d'épuration, les aérateurs étant généralement sur dimensionnés par rapport à la charge polluante reçue (CHACHUAT et al, 2007), ce qui explique le taux élevé des nitrates dans l'effluent traité. Les eaux épurées sont très chargées en nitrates mais en moyenne restent inférieurs aux normes internationales des eaux destinée à l'irrigation selon l'OMS (1989) (<50mg/l).

• Les nitrites

D'après les résultats obtenus, au cours de la campagne d'étude, on remarque que la teneur en nitrites des eaux à l'entrée est très faible. Ainsi, la différence de ces valeurs entre l'entrée et la sortie nous renseigne sur une légère variation, dont les valeurs se situent entre 0,1 mg/l et 1,7 mg/l au niveau des eaux brutes. Ceci est fonction de la qualité d'eau utilisée. Les valeurs signalées après traitement varient de 1,2 mg/l à 15 mg/l (figure IV.9).

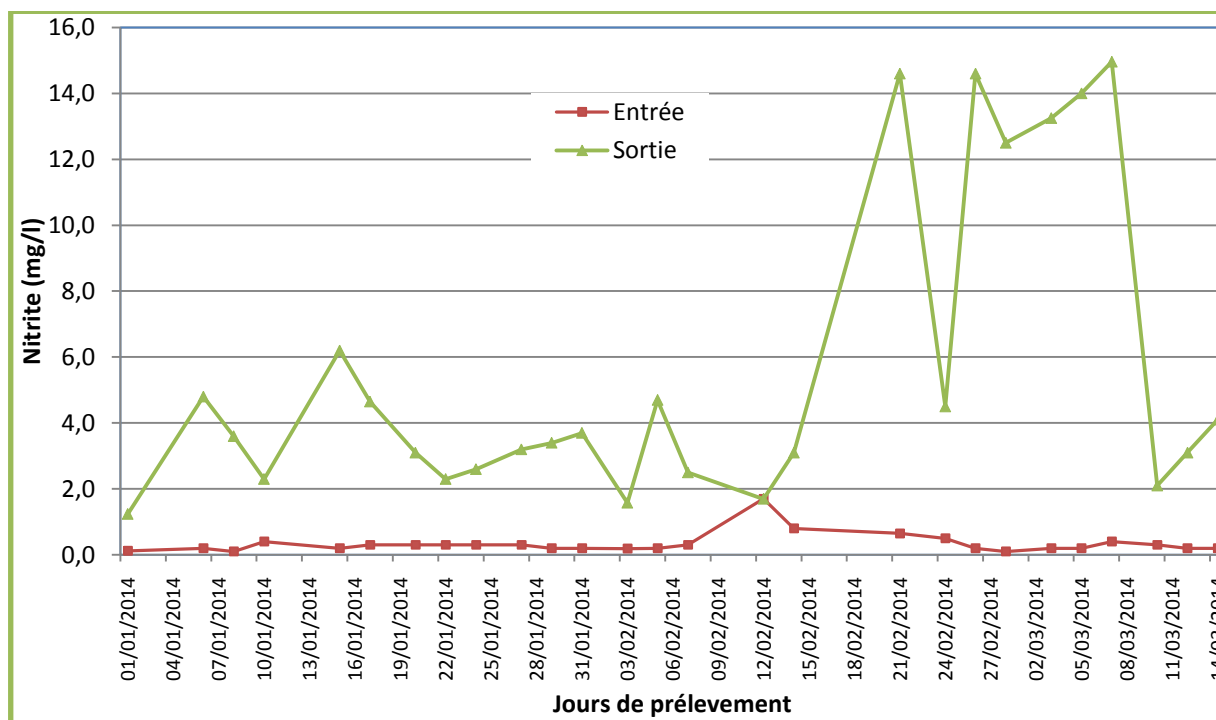


Figure IV.9. Variations journalières des teneurs en nitrites des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.

Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque où la nitrification n'était pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiant à des températures élevées, cette dernière joue un rôle important pour le fonctionnement du système de traitement. (CHOUBERT, 2002). Une valeur de 10,4 mg/l a été enregistrée pour le dernier prélèvement (figure IV.9) ceci est probablement liée à la température relativement élevée (15,1°C) pendant notre stage. Les travaux de SANZ et al, (1996) montrent qu'il existe des changements de l'activité de la biomasse autotrophe nitrifiante sous l'effet des variations de la température, ce qui influence le taux de nitrification. Ainsi, une eau refermant des nitrites est à considérer comme suspecte car ces substances sont souvent associées à une détérioration de la qualité microbiologique (RODIER, 1996). Cependant, la moyenne de la concentration des nitrites au cours du suivi (1,37 mg/l) est supérieure aux normes internationales des eaux destinée à l'irrigation selon l'OMS (1989) (<1 mg/l) (Annexe 02).

• L'ammonium

Le graphe suivant représente la variation journalière de la teneurs en ammonium :

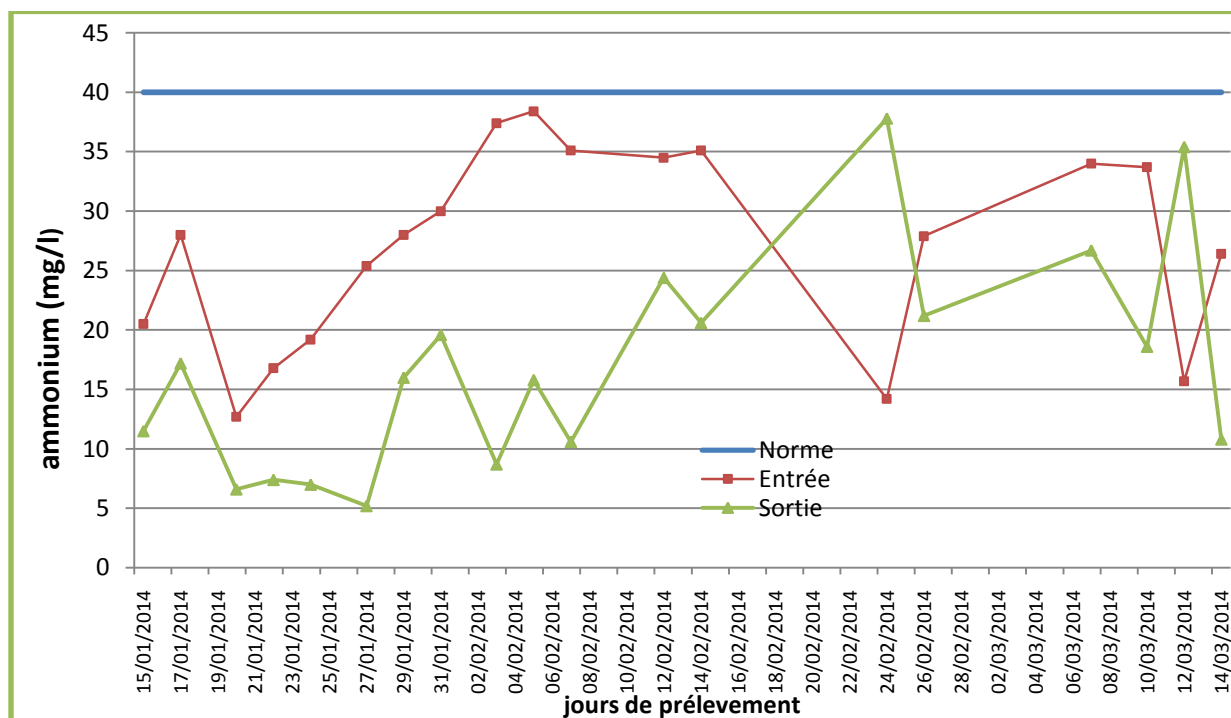


Figure IV .10. Variations journalières des teneurs en ammonium des eaux de la STEP d'EL Karma avant et après l'épuration.

Les concentrations moyennes en ion ammonium étudiées sont comprises entre 5.2mg/l et 45 mg/l au niveau de la station, subissent un gradient décroissant de l'amont vers l'aval montrant ainsi une influence des rejets des eaux usées d'Oran malgré une certaine épuration qui se manifeste au niveau de notre milieu.

IV.4.2.3.2. Pollution phosphorée

Le phosphore des eaux usées, particulaire ou soluble, est essentiellement constitué : déphosphore inorganique (essentiellement des polyphosphates) et des orthophosphate dont une part provient de l'hydrolyse des polyphosphates, de phosphore organique : phospholipides, esters, polynucléotides,(DERONZIER et CHOUBERT, 2004).

L'évolution journalière des PO_4^{3-} de l'eau brute et de l'effluent traité est portée dans le tableau 01 (Annexe 01).

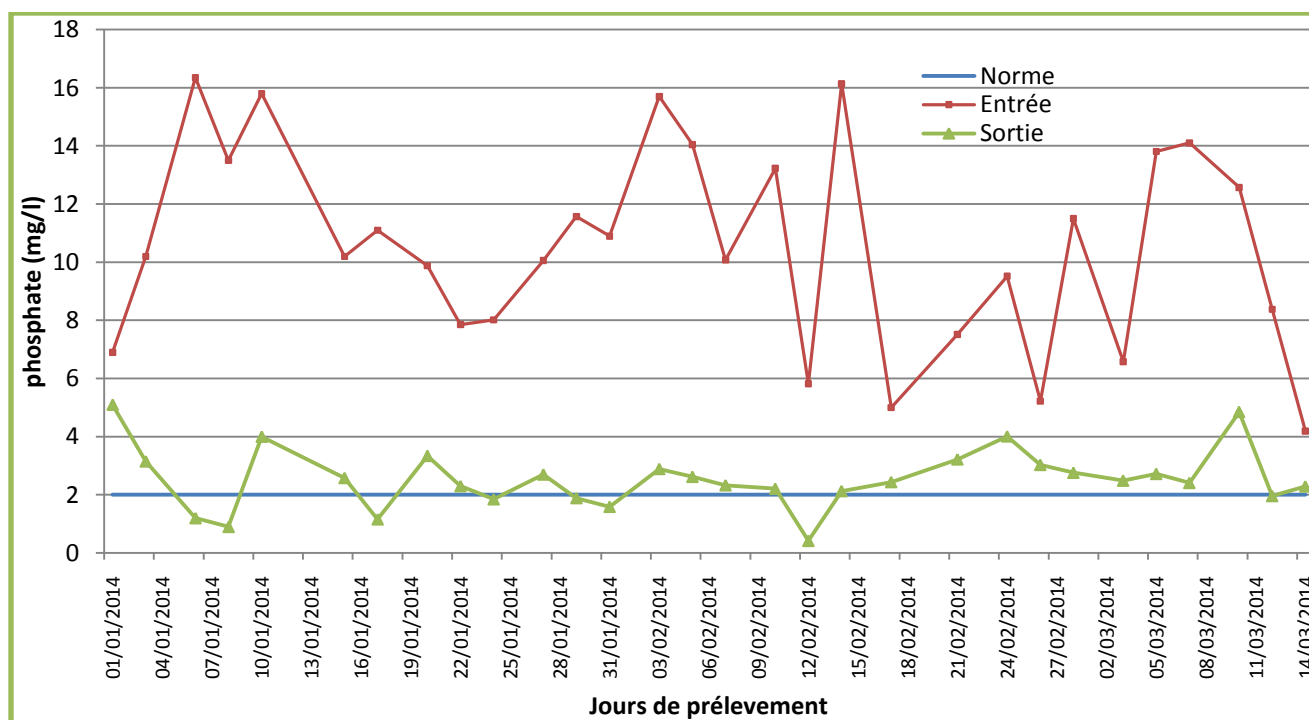


Figure IV.11. Variations journalières des teneurs en phosphore des eaux de la STEP d'EL Karma avant et après l'épuration.

D'après les résultats obtenus, les valeurs des orthophosphate (PO_4^{3-}) varient du minimum de 4.19 mg/l au maximum de 16.35 mg/l au niveau des eaux brutes concernant les eaux épurées, les concentrations oscillent entre 0.42 mg/l à 5.1 mg/l (figure IV.11). La teneur moyenne en orthophosphate des eaux traitées (2.51 mg/l) semble supérieure à celle enregistrée dans les eaux brutes (10.52 mg/l) cela est due à l'activité des microorganismes qui participent à la transformation du phosphore organique en polyphosphates orthophosphate. Ces valeurs sont élevées et dépassent les normes algériennes et internationales des rejets (<2 mg/l) et celle des eaux d'irrigation (< 0.94 mg/l) selon l'OMS (1989) (Annexe 02).

L'origine du phosphore dans les eaux usées domestiques est déduite de la connaissance des sources de phosphore naturel et de son utilisation (VILLEBRUN, 1989). Il provient du métabolisme humain ; un homme excrète entre 1 et 2 grammes de phosphore par jour ce qui représente 30 à 50% du phosphore total. (DERNAT et al, 1994); et les rejets de détergents qui sont à l'origine de 50 à 70% du phosphore. Ces détergents et en particulier, les lessives, utilisent des polyphosphates pour lutter contre la dureté de l'eau, faciliter l'émulsion des graisses et maintenir la salissure en suspension. Les polyphosphates sont ensuite rejetés au cours du rinçage et ont tendance à s'hydrolyser en phosphates dans les eaux usées (FRANCK, 2002).

Les micro-organismes assurant la dégradation du carbone et de l'azote intègrent du phosphore à leur matériel cellulaire (structure membranaire). La part de phosphore éliminée, simplement par cette voie, représente environ 25 % de la quantité journalière à dégrader (DERONZIER et CHOUBERT, 2004).

De ce fait, les phosphates échappent en majeure partie (80%) au traitement des stations d'épuration biologique classique (boues activées). Ainsi ils se retrouvent dans les rejets essentiellement sous forme d'ortho phosphates (PO_4^{3-} , H_2PO_4 , H_2PO_3^-). 90% de ces rejets peuvent être importants et accompagnés par une source d'azote comme les nitrates. (RODIER et al, 2005).

IV.4.2.3.3. Les paramètres de pollution organique (DCO, DBO₅)

L'évolution journalière de la DCO et la DBO₅ de l'eau brute et traitée est portée dans le tableau 01 (Annexe 01).

• La demande chimique en oxygène (DCO)

Dans le domaine des eaux usées, pour déterminer la pollution d'une eau, on utilise très souvent des paramètres globaux, qui décrivent la somme des pollutions provoquées par des polluants appartenant à un groupe déterminé de composés.

L'un de ces paramètres est la demande chimique en oxygène DCO, qui est une indication sur les quantités de substances organiques chimiquement oxydables, présentes dans l'eau (BLIEFERT et PERRAUD, 2001).

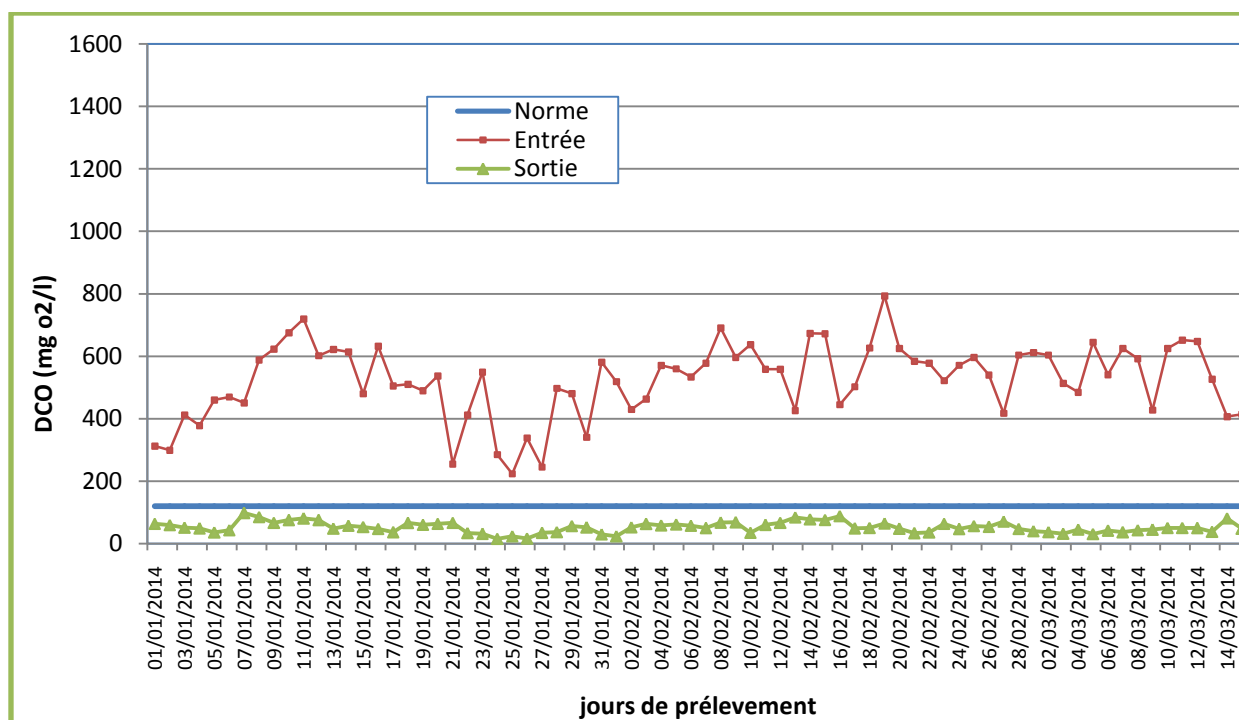


Figure IV.12: Variations journalières des teneurs en DCO des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.

On remarque que les valeurs de la DCO de l'eau brute est variable selon les jours, elles oscillent entre 223 mg O₂/l et 793 mg O₂/l avec une moyenne de 524mgO₂/l. Concernant l'effluent traité, les valeurs enregistrées de la DCO sont largement inférieure à celle de l'eau brute pour moyenne de 51.07 mgO₂/l, elles varient entre 15.2 mgO₂/l et 97.7 mgO₂/l (figure IV.12).

Par ailleurs, une DCO moyenne de 51.07 mgO₂/l, obtenue à la sortie, obéit aux normes algériennes de rejet (120 mgO₂/l), celle du journal officiel de la communauté européenne (125 mg O₂/l) ainsi qu'aux normes de l'OMS (< 90 mgO₂/l) mais supérieure celles des eaux destinées à l'irrigation (< 40 mgO₂/l) (Annexe 2).

En outre, l'abattement de l'ordre de 51.07 % de la DCO obtenu par la STEP satisfait les normes européennes d'abattement de ces paramètres (75 %). (GOULA et al ; 2007). Le rendement d'abattement de la DCO est environs 89.54%, avec un minimum de 74% et un maximum de 95.45% enregistrés durant la période du stage.

• La demande biologique en oxygène (DBO₅)

Les variations de la teneur en (DBO₅), au cours de notre suivi, le long de la filière de traitement sont représentées par la figure IV-13.

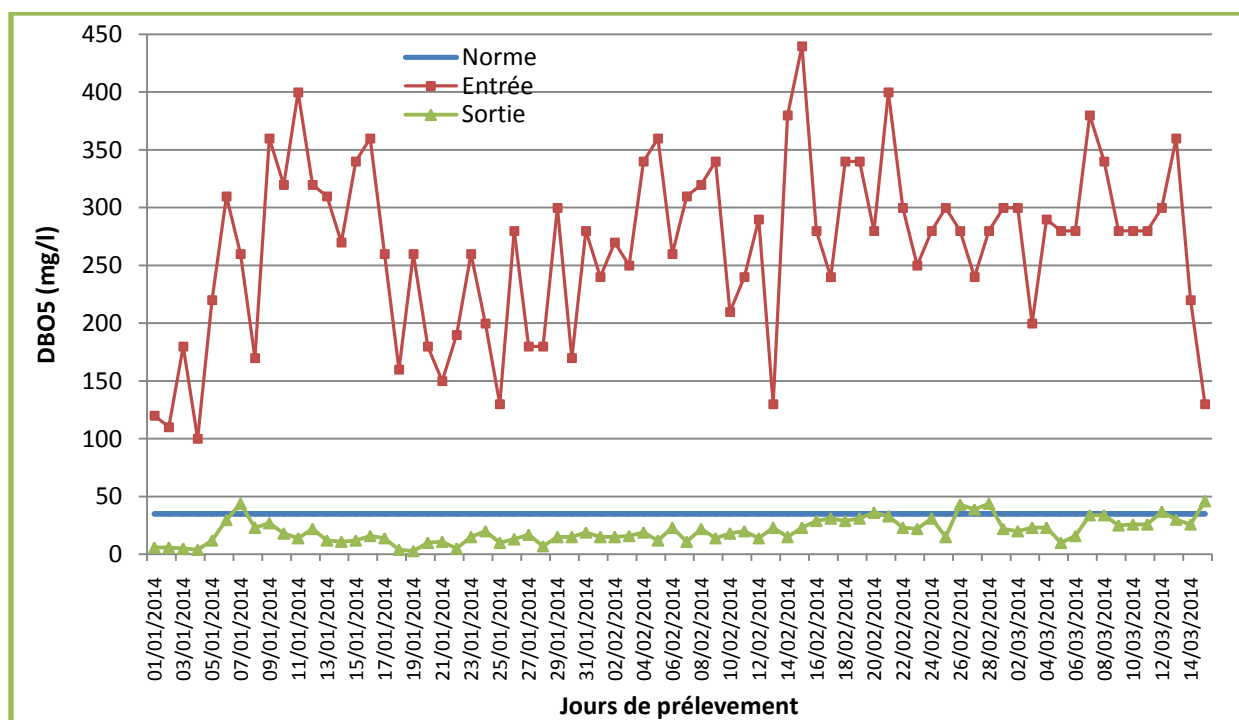


Figure IV.13. Variations journalières des teneurs en (DBO_5) des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.

La valeur moyenne de la charge polluante reçue par la station varie entre $100 \text{ mgO}_2/\text{l}$ et $440 \text{ mgO}_2/\text{l}$ en fonction des jours, Les variations des concentrations en DBO_5 de l'eau brute s'expliquent par la nature des eaux résiduaires de la station d'épuration d'EL KARMA. Cependant, on constate que le maximum de pollution organique biodégradable est éliminé par la station, les effluents traités s'appauvrissent, ils montrent des teneurs en DBO_5 entre $3 \text{ mgO}_2/\text{l}$ et $46 \text{ mgO}_2/\text{l}$, ce qui correspond à un taux d'abattement moyen de 21.4 %, Cette performance de la station est liée à une optimisation des réglages d'exploitation. Le rendement d'abattement de la DBO_5 excède les 92.07% avec un minimum de 64.62% et un maximum de 98.85% enregistrés durant la période du stage.

Ainsi, l'augmentation des concentrations de la DBO_5 de l'eau brute et traitée de $(3 - 46) \text{ mgO}_2/\text{l}$ et $(100-440) \text{ mgO}_2/\text{l}$ respectivement est en relation avec la charge en matières organiques biodégradable, d'après BLIEFERT et PERRAUD (2009), elle est associée au maximum du développement de l'abondance bactérienne et une diminution de la teneur en oxygène suite à la consommation de ce dernier par les microorganismes.

D'après HARMSSEN, (1987) Les teneurs en matière organique exprimée par la DCO et la DBO_5 contenues dans les eaux usées sont dominées par les acides gras volatiles. Au vu des

résultats obtenus, c'est en période où les températures sont élevées que le flux des matières organiques biodégradables sortant de la filière de traitement commence à avoir des valeurs élevées par rapport à celle enregistrées au début de notre suivi. Cette augmentation est associée au maximum de développement de l'abondance bactérienne et une diminution des teneurs en oxygène dissous succède à la consommation de ce dernier par les microorganismes. Cependant la température des eaux joue un rôle prépondérant, dont l'élévation stimulerait les activités enzymatiques bactériennes.

Avec une valeur de 13.7 mgO₂/l, la qualité de l'eau en DBO₅ est inférieure aux normes algériennes de rejet (40 mgO₂/l), et celles du journal officiel de la communauté européenne (30 mgO₂/l) ainsi qu'aux normes extrêmes, limitées aux eaux d'irrigations (< 30 mgO₂/l) (Annexe 2).

Le rapport entre la DCO et la DBO₅ permet de caractériser la nature de l'effluent en entrée de la STEP, il est en moyenne de 2,38 < 3, ce qui confirme que les eaux usées traitées au niveau de la STEP d'EL KARMA sont d'origine domestique.

IV.4.2.4. Pollution bactérienne

La nature de la population microbienne est très variée dans les eaux usées (RODIER, 2005). Les bactéries sont couramment recherchées dans l'eau, principalement comme témoins de contamination fécale (GAUJOUS, 1995).

L'OMS (1989) a choisi plusieurs témoins répondant à certaines exigences ; il s'agit des coliformes et *Escherichia coli*. La raison de ce choix réside dans le fait que la numération de ces bactéries est beaucoup plus simple et rapide (entre 24 et 48 h), que celle des germes pathogènes nécessitant généralement plusieurs jours d'identification sérologique. (GAUTHIER et PIETRI, 1998). Les résultats des analyses bactériologiques sont représentés dans le tableau suivant :

Tableau IV.4. Résultats des analyses bactériologiques des eaux usées avant et après épuration.

Germes pathogènes	Eaux usées avant épurées	Eaux usées après épurées				Valeurs limites
		La date	Nbr	La date	Nbr	
Bactéries coliformes (ger/100ml)	Indénombrable	5/2/2014	7.10 ⁴	3/3/2014	33.10 ³	10 ³
		26/2/2014	49.10 ³	9/3/2014	59.10 ³	
<i>Escherichia coli</i> (ger/100ml)	Indénombrable	5/2/2014	7.10 ⁴	3/3/2014	33.10 ³	10 ³
		26/2/2014	49.10 ³	9/3/2014	59.10 ³	

Les eaux traitées (sortie de la STEP) de station d'épuration, restent riches en bactéries (coliformes et *Escherichia coli*). On dénombre durant la période d'étude, une moyenne de $52,75.10^3$ c.f/100ml.

D'une manière générale, dans les eaux traitées à la sortie de la STEP d'El Karma, les abondances en coliformescultivables varient de $3.3.10^4$ à $7.10^4/100$ ml. La plupart de ces valeurs sont élevées, c'est pourquoi des pics d'abondances en coliformes sont souvent observés en aval des rejets de STEP. Ainsi, les CT et EC cultivables sont mieux éliminés durant la période de traitement tertiaire mais ceci reste insuffisant car les valeurs dépassent toujours les normes de l'OMS autorisées pour la réutilisation agricole. Ceci est du à l'arrêt de la désinfection par l'hypochlorite de sodium en raison de l'épuisement de ce dernier.

Les abondances en coliformes dans les effluents traités dépendent de la qualité microbiologique des eaux brutes d'une part, et de l'efficacité de la filière de traitement à éliminer les coliformes, d'autre part. La présence de coliformes, résulte de leur abondance dans matières fécales des animaux à sang chaud et constituent des indicateurs fécaux de première importance. (DUPRAY et DERRIEN, 1995).

Les coliformes sont ubiquitaires et peuvent se trouver dans les eaux naturelles. La détermination du nombre total des coliformes n'est pas considérée en général comme un bon indicateur pour déterminer la présence ou non des microorganismes pathogènes, seulement *Escherichia coli* reste l'indicateur le plus fiable pour déterminer la présence ou l'absence d'une pollution indiquant une contamination fécale.

Ainsi, *Escherichia coli* qui est un excellent témoin de contamination fécale est beaucoup moins résistant dans l'environnement ou à des traitements de désinfection que de nombreux germes pathogènes et même que d'autres indicateurs de pollution fécale tels que les streptocoques fécaux, de plus en plus utilisés depuis quelques décennies (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, 1995). Elle peut survivre jusqu'à deux mois dans une eau non traitée mais est très sensible à la chloration, étant rapidement inactivé par une concentration de chlore résiduel libre variant de 0.2 à 1 mg/1. Les bactéries n'ayant pas été inactivées ou détruites par la chloration, sont par ailleurs capables de survivre pendant quelques jours sans toutefois proliférer. (BEAUPOIL et al, 2010).

IV.4.3. Métaux lourds

Plusieurs métaux lourds peuvent être présents dans les eaux usées selon leurs origines. Dans notre étude, on s'est limité à la détermination de trois éléments: Cr, Pb et Zn (Tableau IV.5) selon les moyens matériels du laboratoire de la station et du fait que ces métaux se retrouvent souvent dans les eaux usées domestiques et industrielles et leurs impacts écologique et sanitaires peuvent être importants.

Le tableau suivant représente la moyenne d'analyses des métaux lourds :

Tableau IV.5. La moyenne d'analyses des matériaux lourds des eaux domestiques (pendant Janvier, Février et Mars (15j)).

Métaux lourds	Mesure en amont (mg/l)			Mesure en aval (mg/l)			Valeur limité (mg/l)
	J	F	M	J	F	M	
Pb	0,142	0,317	0,354	0,041	0,232	0,006	0,5
Cr	1,775	2,539	1,835	0,404	0,547	0,213	0,5
Zn	0,488	0,546	0,801	0,295	0,180	0,454	03

Les concentrations moyennes en Cr varient entre 2,539 et 0,213mg/l . Cette dernière valeur reste inférieure à la valeur limite du 0.5 mg/l préconisée par le Journal Officiel de la République Algérienne, 2006. Les teneurs en Pb obtenues varient entre 0.354 mg/l et 0.006 mg/l cette valeur reste donc largement inférieure à la valeur limite de 0.5 mg/l préconisée par le journal. Les concentrations en Zn ne dépassent pas globalement 0.454 mg/l enregistrée au niveau de la sortie de la station d'épuration ou cette valeur largement inférieure à 3 mg/l qui constituent la valeur limite par les normes de rejet dans un milieu récepteur.

IV.4.4. Caractérisation des boues de la station d'épuration d'El Karma

IV.4.4.1. Boues primaires

Les boues primaires des décanteurs primaires sont pompées avec un débit de 19961m³/j vers l'épaississeur primaire. Les quantités des boues primaires à pomper vers l'épaississeur primaire sont calculées par la formule suivante :

$$V_{B.P \text{ à POMPEE}} = \frac{MES_{Influent} * Q_j * R_{\text{décanteur primaire}}}{[B. P]}$$

Avec :

- $MES_{Influent}$: Matières en suspension de l'influent (kg/m^3).
- Q_j : Débit journalier (m^3).
- $R_{d\acute{e}canteur\ primaire}$: Le rendement théorique de décanteur primaire (65%).
- $[B.P]$: Concentration moyenne de la boue primaire ($25\ Kg/m^3$).

Les boues primaires sont pompées suivant un planning de pompage journalier diffusé par le laboratoire et suivi par le responsable de l'exploitation.

Le graphe suivant montre les quantités des boues primaires pompées durant Janvier, Février et Mars (15j) vers l'épaississeur primaire :

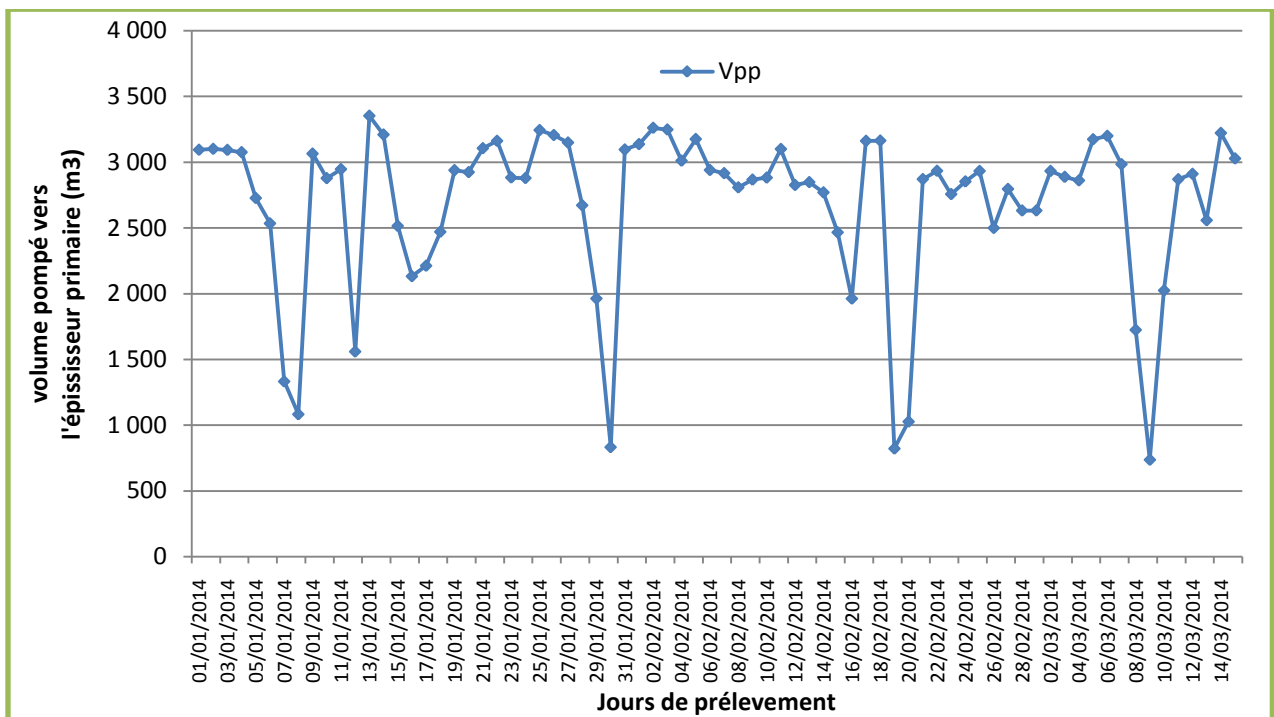


Figure IV.14. Volume journalières des boues primaires pompées vers l'épaississeur primaires.

Le volume des boues primaires pompées vers l'épaississeur primaire varié selon le besoin, afin d'obtenir des boues suffisamment concentrées ce qui permet de diminuer la capacité du digesteur.

V.4.4.2. Boues primaires épaissies

Les boues primaires épaissies par l'épaississeur primaire sont pompées quotidiennement vers le bassin d'homogénéisation et puis vers l'épaississeur final.

Cette étape permet de concentrer les boues primaires de $14g/l$ à $47\ g/l$ et donc de réduire leur volume.

IV.4.4.3. Boues activées

Dans le bassin d'aération le substrat est dégradé de matière biologique. L'aération des eaux usées dans le bassin d'aération permet d'alimenter les micro-organismes aérobies en oxygène. Avec l'écoulement des eaux usées, une partie des boues activées quitté le bassin d'aération continue.

• Les MES

Le graphe suivant indique les résultats des MES du bassin d'oxydation :

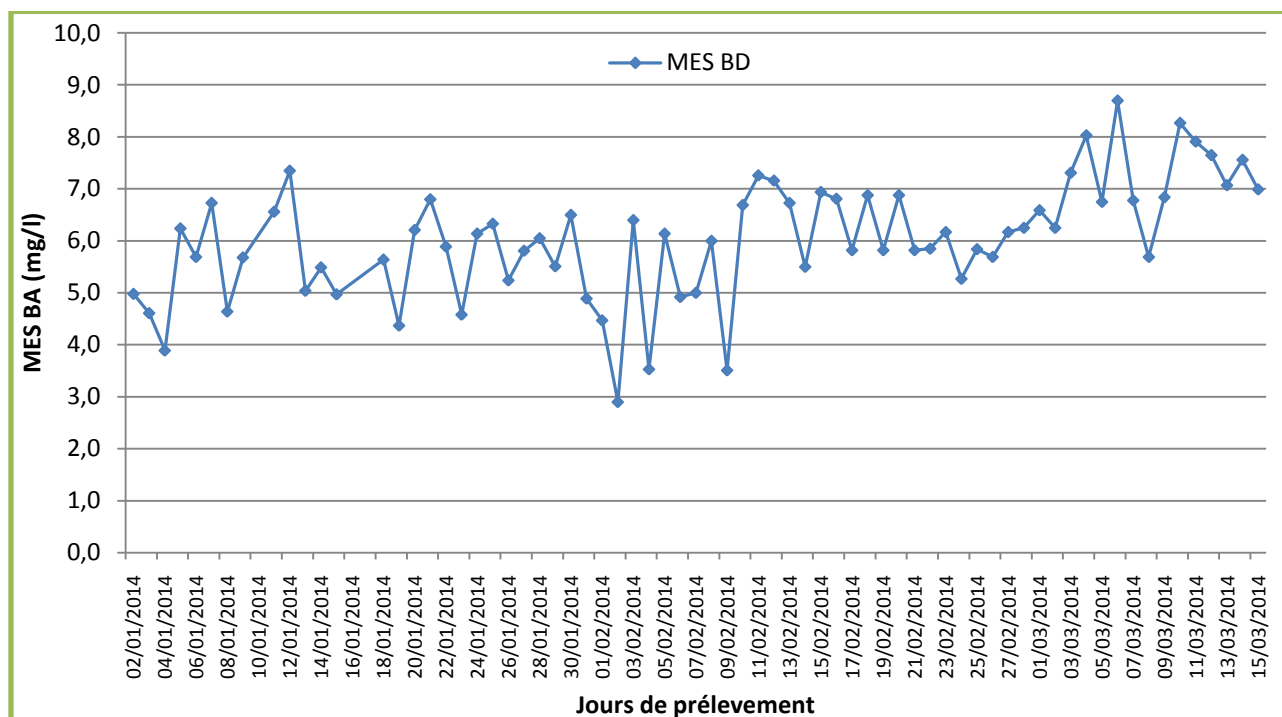


Figure IV.15.Analyses journalières des MES dans le bassin d'aération.

Les concentrations de la matière en suspension dans le bassin d'aération sont diminuées par rapport à l'entrée de la STEP, variée entre (2.9 – 8.7) g/l, ce qui montre qu'il y'a un abattement des matières en suspension.

• L'indice du Mollman

L'indice de Mollman représente décantabilité de la boue, pour une teneur donnée en MES, de l'état de minéralisation et de la phase croissance dans laquelle se trouve les boues.

Si $80 < Im < 150$ bonne décantation

$Im < 50$ boue d'aspect granuleux, risque de former des dépôts

$Im > 200$ boue en gonflement (foisonnement, bulking) développement exagéré des bactéries Filamenteuses.

Le graphe suivant représente les valeurs de mesure SVI pendant Janvier, Février et Mars (15j) :

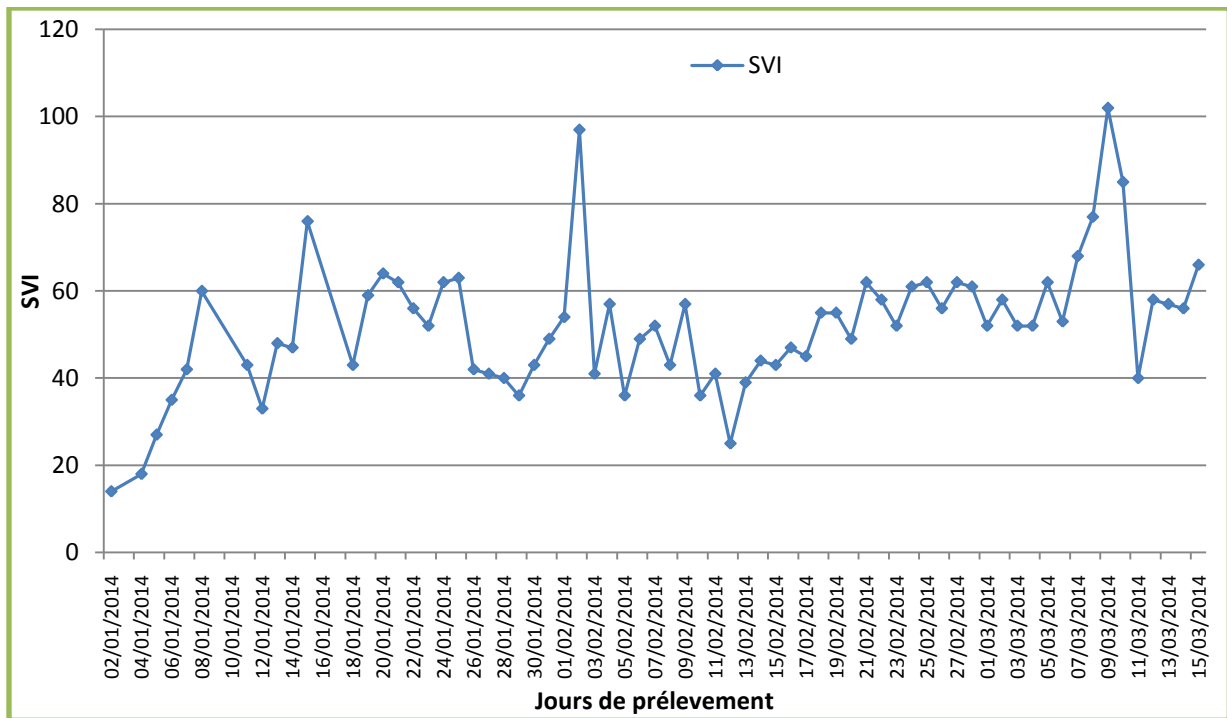


Figure IV.16. Analyses journalières des SVI (Im) du bassin d'aération.

La majorité des valeurs sont < 50 indiquant qu'il y a de la boue d'aspect granuleux, risque de former des dépôts.

- **Volume de boue décantée après 30 min**

Le graphe suivant représente les résultats de mesure des volumes de la décantation des particules pendant 30 min :

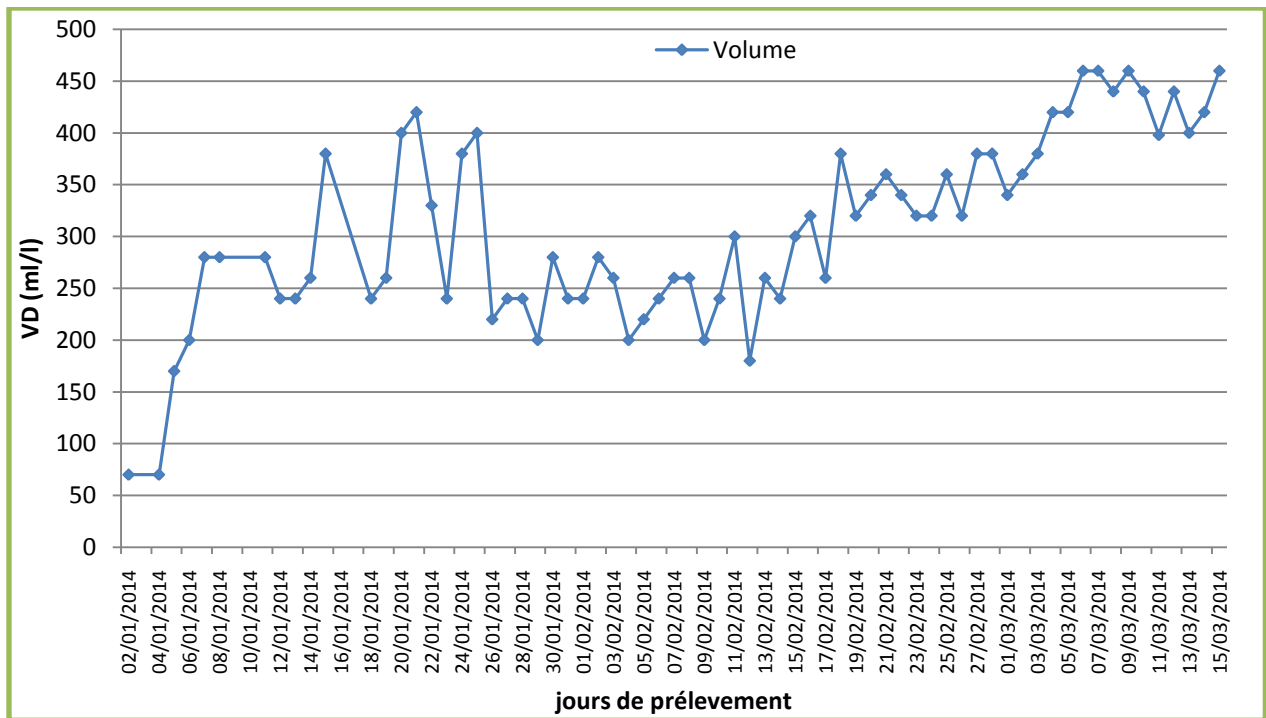


Figure IV.17. Analyse des Volumes de boue décantée après 30 min du bassin d'aération.

Malgré la légèreté de boue, les volumes décantés sont satisfaisants, et la qualité limpide du surnageant est un signe d'un bon traitement.

IV.4.4.4. Évaluation des boues recyclées et des boues en excès (BR)

Dans le décanteur secondaire, la boue activée est séparée de l'eau purifiée. Une partie des boues activées séparées est réintroduite dans le bassin d'aération (boue de recirculation). La partie non réintroduite (boue en excès) est un résidu de ce procédé qui doit être envoyé vers le digesteur.

La concentration des boues activées est la même que la concentration des boues en excès et de retour.

$$[B.R] = [B.E] = [B_{réc}] = 4g/l$$

Avec :

- **[B.R]** : Concentration des boues recyclées.
- **[B.E]** : Concentration des boues en excès (à évacuer).
- **[B_{réc}]** : Concentration des boues recyclées.

$$V_{B.R} = V_{B.E} = V_{B.réc}$$

Le pourcentage de la matière volatile des MES à l'entrée peut être évalué en fonction du rapport MES/DBO₅. Le Tableau IV.6. Résume les résultats obtenus.

Tableau IV.6. Pourcentage des MVS.

MES/DBO₅	0,526	0,050	0,025
% MVS	44,6	70,67	61,2

Ces résultats confirment que les eaux usées de la ville d'Oran sont chargées en matière organique et facilement biodégradable.

• **MES**

La figure V-18 représente les résultats des MES des boues en excès mesurée pour les mois Janvier, Février et Mars (15j) 2014.

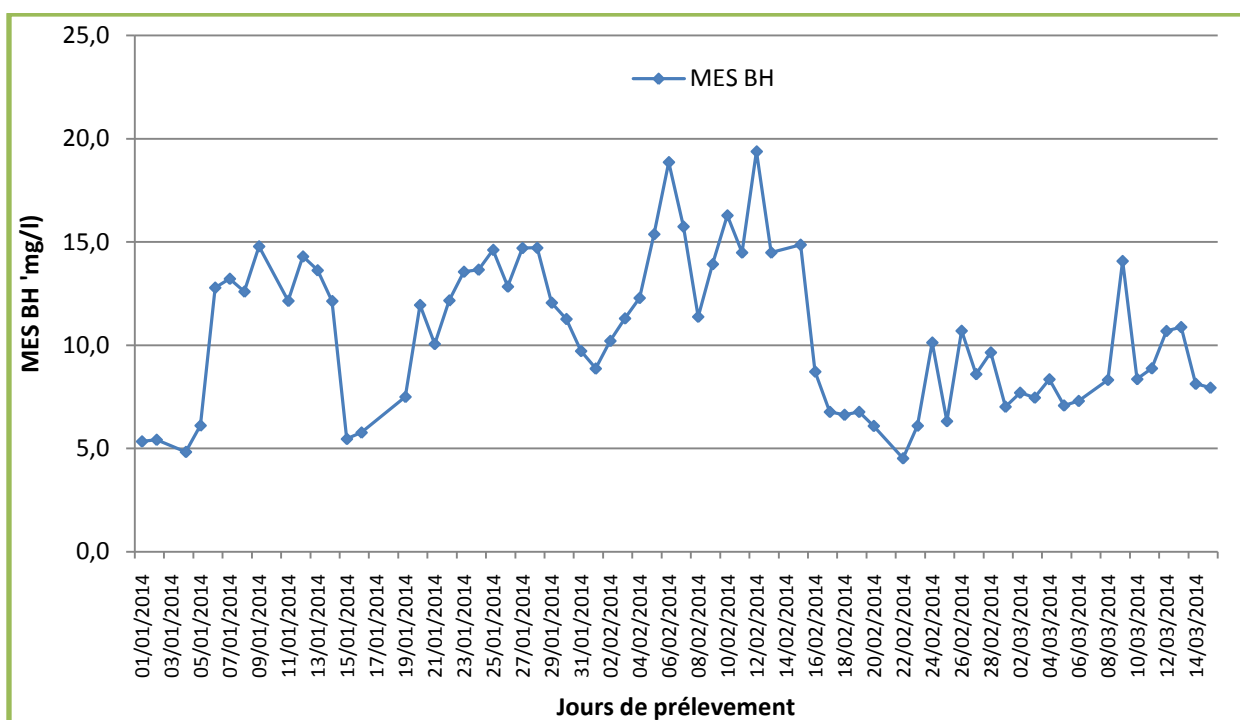


Figure IV.18. Analyses des MES des boues en excès.

Les concentrations des MES augmentent au cours du traitement des boues, elles sont élevées (4.5 – 19.4) mg/l par rapport aux MES bassin d'aération.

On calcule la siccité par la formule suivante :

$$Sc = \frac{M_2 \times 100}{M_1}$$

Avec :

- M_1 : Masse de l'échantillon dont on mesure la siccité.
- M_2 : Masse du même échantillon après séchage à 105° C jusqu'à obtenir une masse constante.

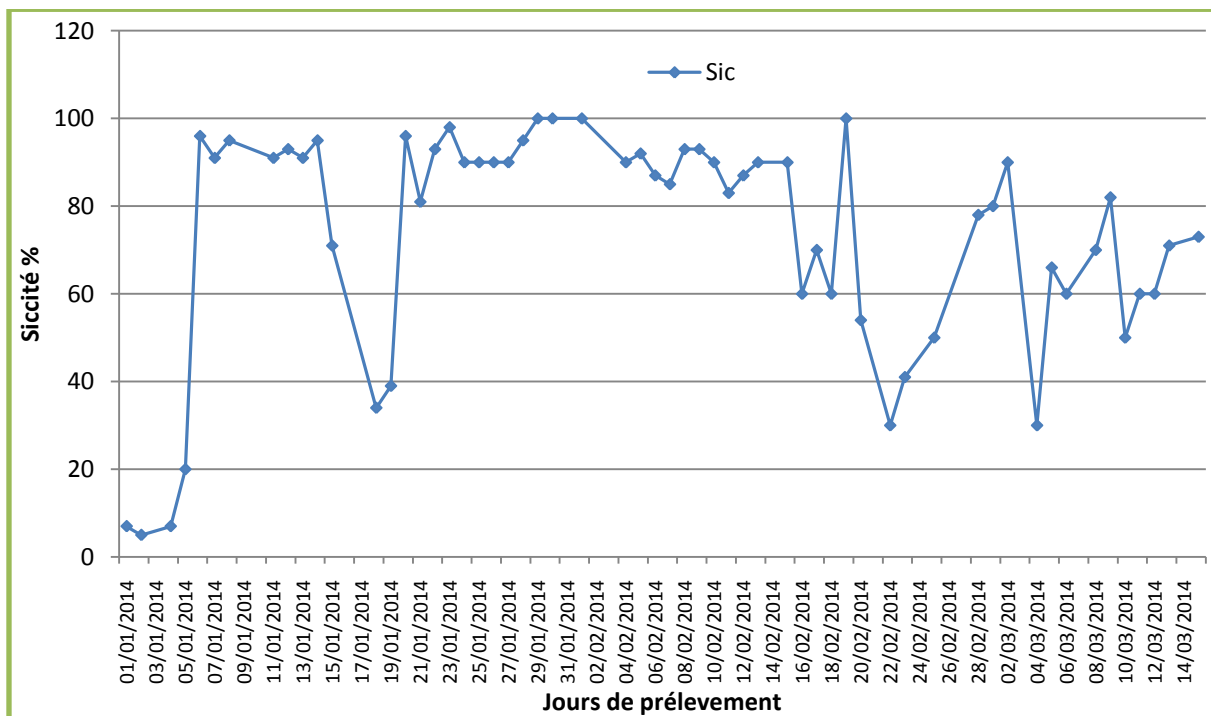


Figure IV.19.Analyses de la siccité des boues en excès.

Le graphe exprimée l'aspect physique des boues, on observe que les valeurs varie entre 5 à 100% qui nous indique que la boue est pâteuse.

IV.4.4.5. Les boues épaissies mécaniquement (table d'égouttage)

Durant notre stage, on a remarqué que la station a traité un débit de 10288m³/l de boues en excès par les tables d'égouttage de l'épaississement mécanique avec une consommation de 8164,29 l/j de polymère, ce dernier engendre la floculation de la boue permettant ainsi une séparation boue - eau dans la table d'égouttage. Ce produit est préparé dans une installation prévue pour cet effet.

Le taux de dosage de polymère de l'épaississement mécanique est de 4.79 g PE/kg MS en moyenne avec un maximum de 6.41 g PE/kg MS.

Le graphe suivant montre les taux de dosage du polymère utilisé dans l'épaississement mécanique durant Janvier, Février et Mars (15j) :

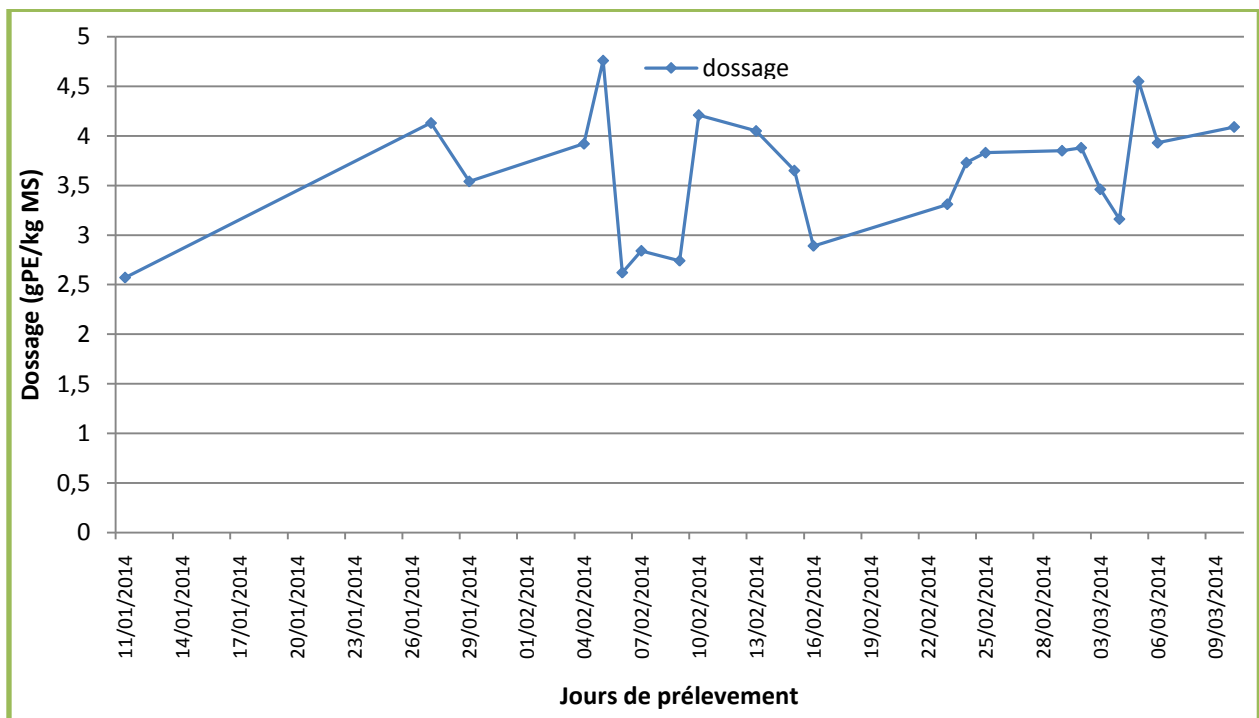


Figure IV.20. Dosage du polymère dans l'épaississement.

➤ Formules de calcul de taux de dosage de polymère :

$$\text{Taux de dosage de polymère} = \frac{\text{Consommation journalière de polymère sec}}{\text{MS BE}}$$

Avec

• BE: boues en excès.

La formule de calcul MS BE est :

- $MS_{\text{Boues en excès}}$: Volume journalière de boues en excès pompés vers l'épaississement mécanique \times [BE].

Le tableau suivant montre la valeur moyenne et minimale de la siccité des boues en excès épaissies à la sortie des tables d'égouttage :

Tableau IV.7. Siccité de la boue épaissie mécaniquement.

Table d'égouttage n°	Siccité moyenne (%)			Siccité minimale (%)			Siccité contractuelle (%)
	J	F	M	J	F	M	
02	7,3	5,5	4,9	04	2,3	3,9	05

IV.4.4.6. Boues homogénéisées

Les boues en excès ainsi épaissies, au moyen des tables d'égouttage mécanique, sont pompées vers le bassin d'homogénéisation pour être mélangé avec la boue primaire.

La figure suivante représente le débit journalier de boue pompée vers le digesteur durant Janvier, Février et Mars (15j) :

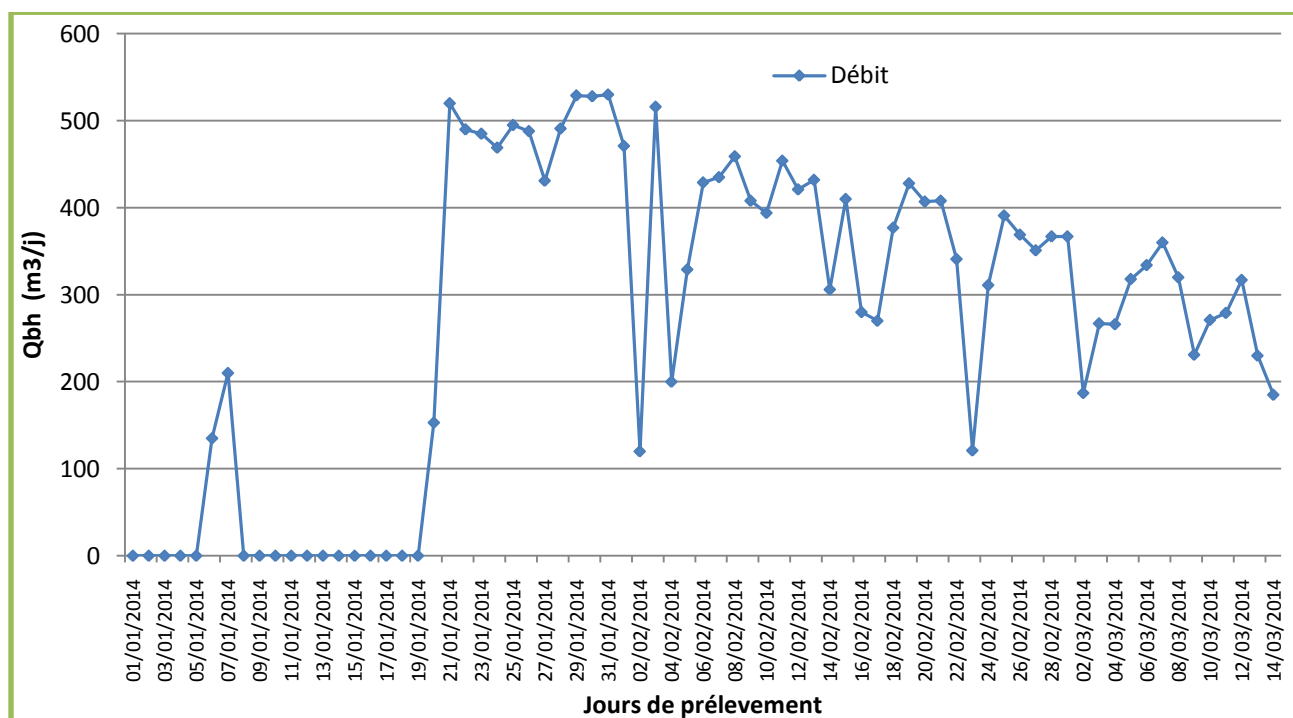


Figure IV.21. Débit journalières des boues homogénéisées.

A partir de graphe, on remarque que la quantité des boues homogénéisées pompées vers le digesteur varie entre 121 m³/j et 530 m³/j avec 279 m³/j en moyenne. Dans ces jours, on n'a pas arrivé à la valeur contractuelle car la station a rencontrée des problèmes techniques.

Les boues homogénéisées pompées vers le digesteur doivent avoir une concentration élevée 44 g/l et les boues primaires seules ne peuvent pas avoir cette concentration.

IV.4.4.7. Boues digérées

Cette partie est expliquée dans le chapitre suivant.

IV.4.4.8. Boues épaissies finale

Les boues épaissies finales sont pompées vers la déshydratation mécanique par des pompes avec un débit variant de 40,14m³/j à 618,25m³/j chacune.

Dans ces semaines la STEP a pompée de 3130,82 m³/j de boues épaissies vers la déshydratation.

IV.4.4.9. Boues déshydratées

La station a traité un volume de 23561 m³ /j de boues épaissies.

La concentration moyenne des boues épaissies à la sortie de l'épaississeur final est entre 44g/l et 57 g/l.

- L'utilisation du polymère :

Le polymère engendre la floculation de la boue permettant ainsi une séparation boue eau dans les filtres à bandes. Ce produit est préparé dans une installation prévue pour cet effet.

- ✓ Taux de dosage de polymère = consommation journalière de polymère sec/MS B épaissies final.
- ✓ MS Boue épaissies final = V journalier de boues épaissies final pompées vers déshydratation mécanique × [B épaissies final].

L'histogramme suivant présente les débits de boues épaissies pompés vers la déshydratation mécanique :

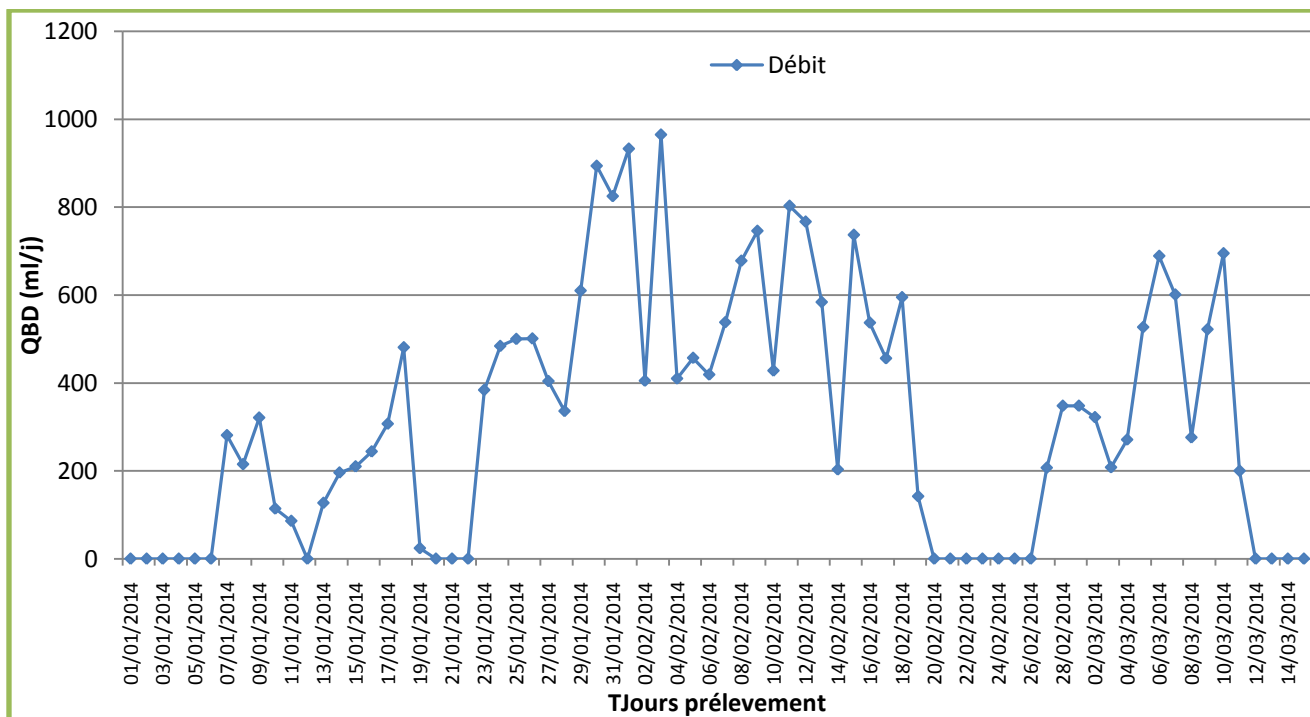


Figure IV.22. Volume des boues épaissies finales pompées vers la déshydratation mécanique.

Le tableau suivant montre la valeur moyenne et minimale de la siccité des boues épaissies non digérées à la sortie des filtres à bandes sans chaulage :

Tableau IV.8. La siccité de la boue déshydratée

Ligne N°	Siccité moyenne (%)			Siccité minimale (%)			Siccité contractuelle (%)
	J	F	M	J	F	M	
01	21,8	23,2	23	19	13	21	20

La valeur moyenne de la siccité des boues déshydratées montre l'efficacité de traitement des filtres à bandes.

Chapitre V

Analyse des paramètres de la digestion

V.1. Caractérisation des paramètres de la digestion

La digestion anaérobie des boues a pour but la stabilisation et la diminution du volume et masses des boues par voie biologique en absence d'oxygène.

Le tableau de l'annexe 01 affiche les résultats des analyses des paramètres physicochimiques de la digestion pendant notre stage.

V.1.1. Résultats et discussions

➤ La température

A partir du graphe suivant on constate que le digesteur fonctionne dans une phase mésophile (phase mésophiles : entre 25 et 40 ° C).

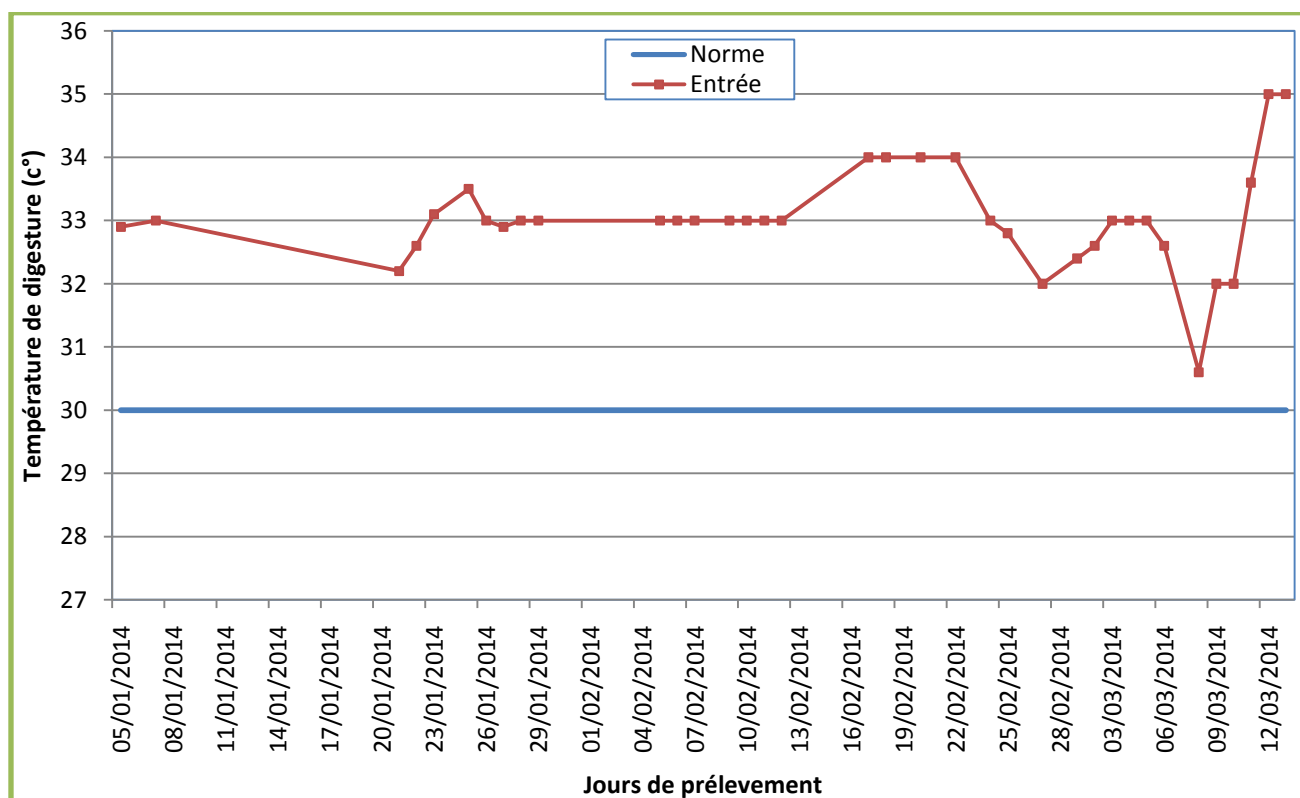


Figure V.1. Analyses de la température de la digestion anaérobie des boues.

➤ Ph

La diminution de la température de 35 à 30.6°C est causée par les arrêts du pompage.

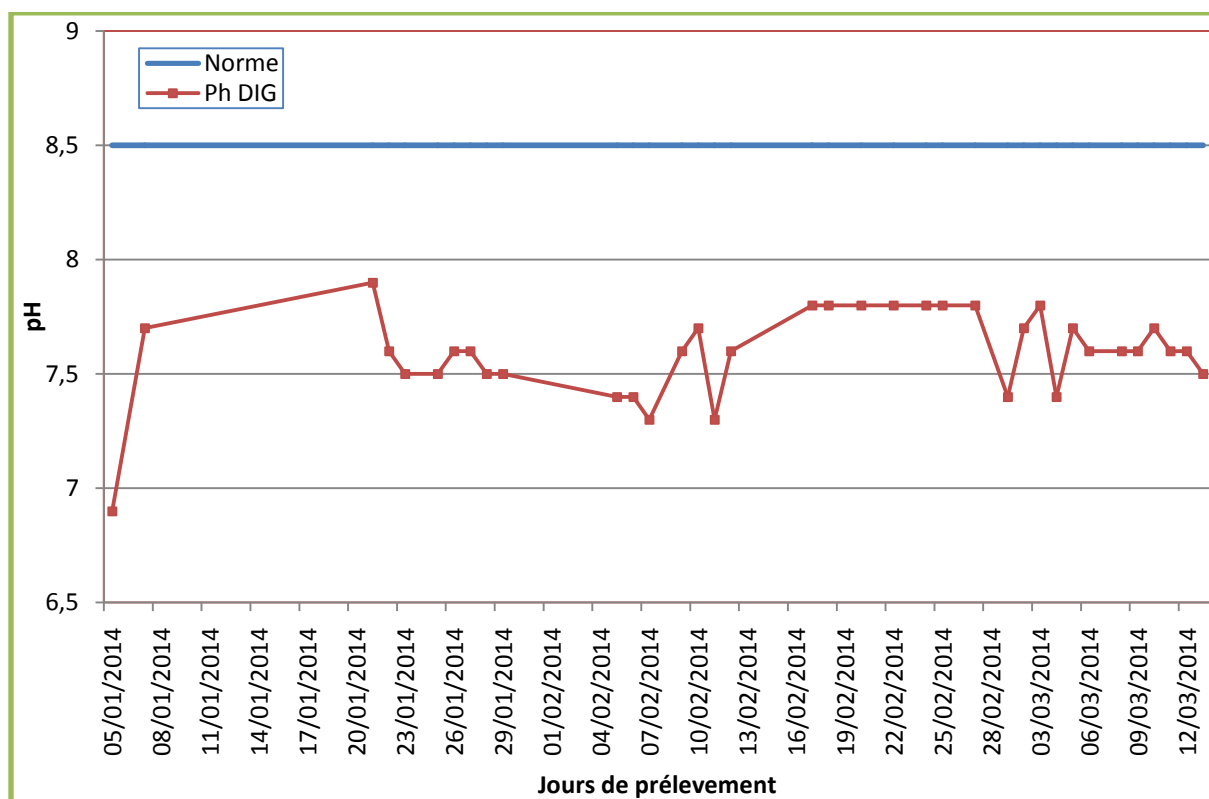


Figure V.2.Analyses du pH de la digestion anaérobie des boues.

Le pH optimum pour la digestion anaérobie est situé aux alentours de la neutralité. Il est le résultat du pH optimum de chaque population bactérienne. Les bactéries acidifiantes peuvent maintenir leurs survies à un pH situé entre 5.5 et 6. Au-delà de 6.6 ; ces microorganismes se développent beaucoup plus lentement.

Les acétogènes proliféreront plutôt à un pH près de 7. Quant aux bactéries méthanogènes, leurs activités maximales se feront à un pH situé entre 6 et 8. Elles sont très sensibles aux variations de pH.

Pour éviter l'inhibiteur d'une sorte de bactéries vis-à-vis des autres, nous préférons maintenir un pH entre 6.5 et 8.5 pour garantir un rendement optimal, permettant de trouver un juste milieu entre les différents besoins des micro-organismes. De surcroît, cette condition permet de maintenir les équilibres chimiques des acides et bases faibles (acides gras volatils : AGV, sulfure d'hydrogène, ammonium..).

Une chute de pH est le signe d'un dysfonctionnement (production d'AGV supérieure à leur consommation) et doit être corrigée immédiatement par addition d'alcalin (lait de chaux, soude, potasse ou carbonates) jusqu'à pH 7 à 7.5.

Le pH est donc un des paramètres principaux de contrôle du processus de méthanisation.

➤ **L'acide gras volatile AGV et l'alcalinité**

Les valeurs de l'AGV et de l'alcalinité des boues digérées montrent la stabilité du processus de la digestion.

• **L'AGV**

Les teneurs de l'AGV sont présentées dans le graphe suivant :

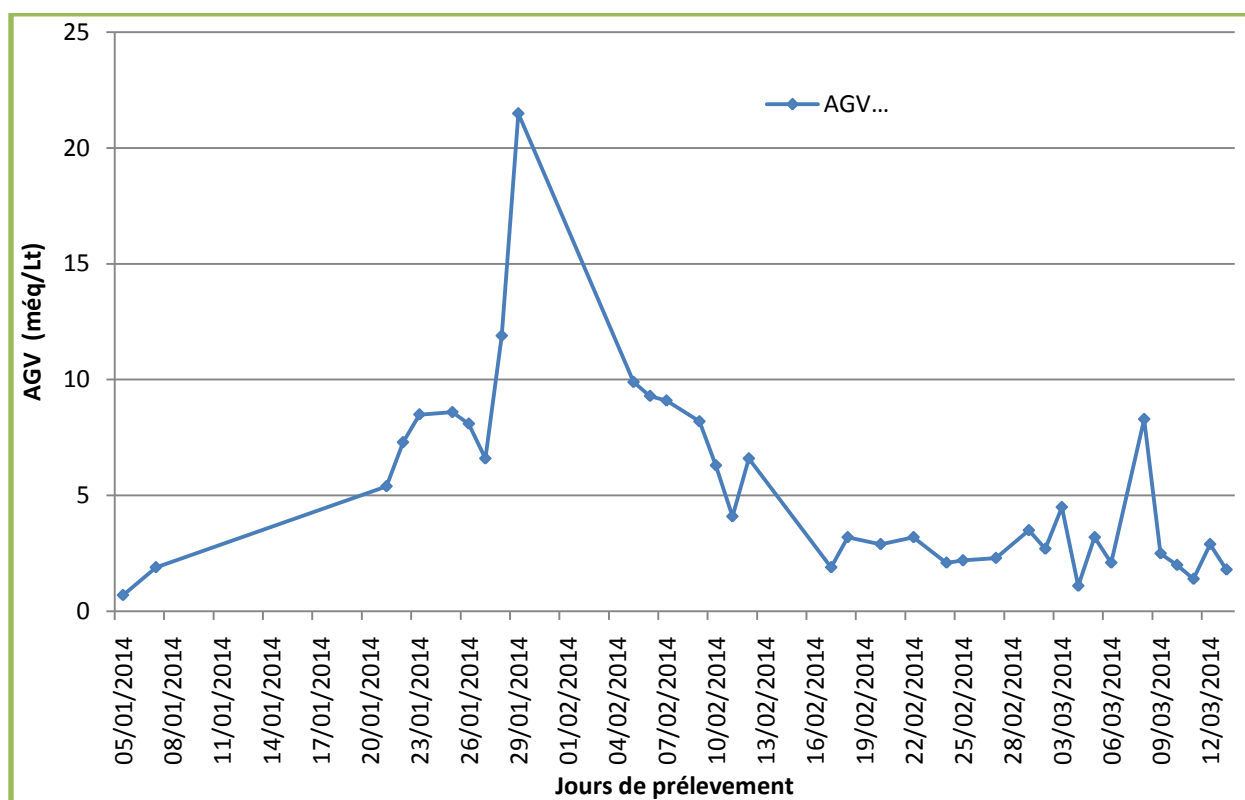


Figure V.3. Analyse des acides gras volatiles des boues pendant la digestion anaérobie.

Dans la courbe ci-dessus, on remarque que la diminution de l'AGV se traduit par sa transformation en acétate et en méthane ; et l'accumulation d'AGV provoque une baisse de l'alcalinité et de pH. Entraînant une diminution de l'activité des micro-organismes méthanogènes.

La valeur contractuelle de l'AGV ne doit pas dépasser 10 méq/l, si elle dépasse la norme elle traduit qu'il y'a des risques empêchant la digestion.

• **L'alcalinité**

Le titrage alcalimétrique complet (TAC) sert d'indicateur sur les capacités du digesteur à maintenir un pH stable. Elle dépend principalement de la concentration en bicarbonate (HCO_3^+), en AGV, et d'ammonium (car l'effluent à traiter est riche en azote) qui est un acide faible.

Elle est présentée par la courbe suivante :

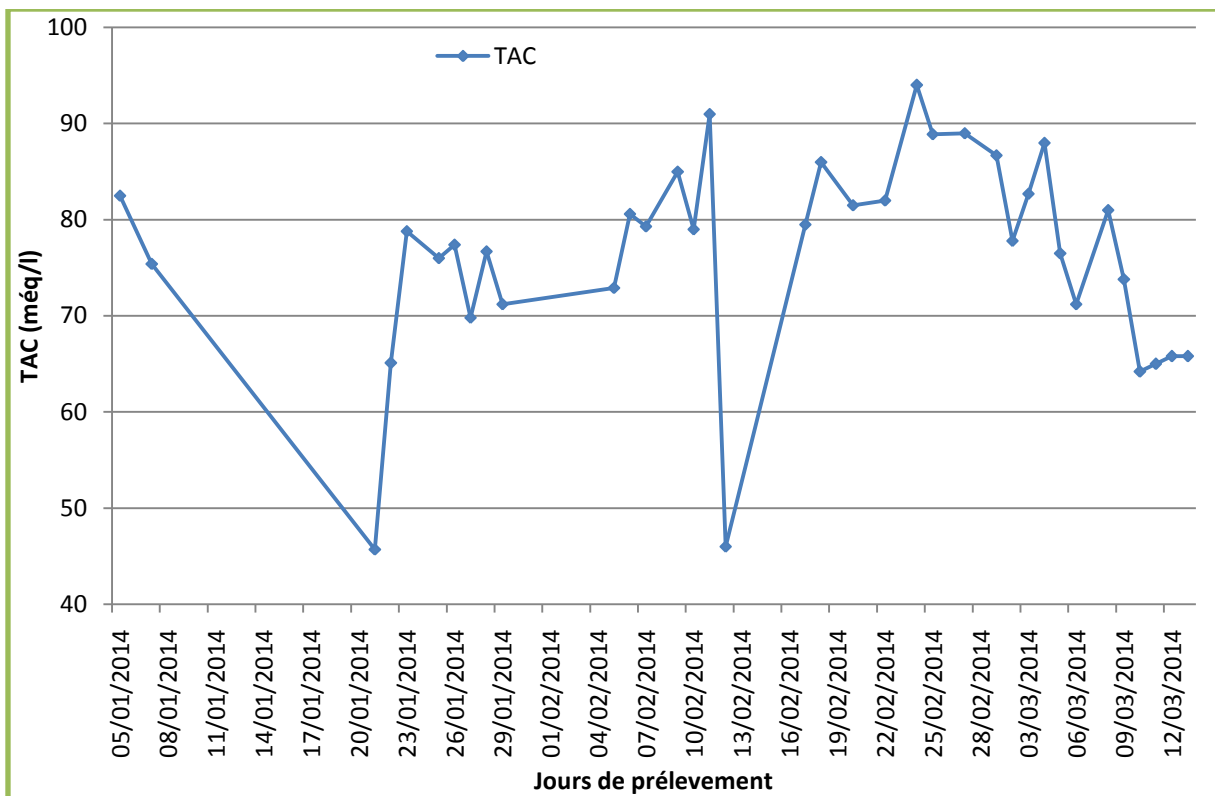


Figure V.4. Analyses du titrage alcalimétrique complet des boues pendant la digestion anaérobie.

D'après cette courbe, on constate que toutes les valeurs sont supérieures à 60 méq/l qui est provoqué la stabilité du pH. Elles sont suffisamment élevées dans le digesteur, permettent de maintenir des conditions favorables à la digestion anaérobie.

• **Le ratio AGV/TAC**

Le graphe suivant représente le rapport entre l'acide gras volatil et Le titrage alcalimétrique complet (alcalinité) :

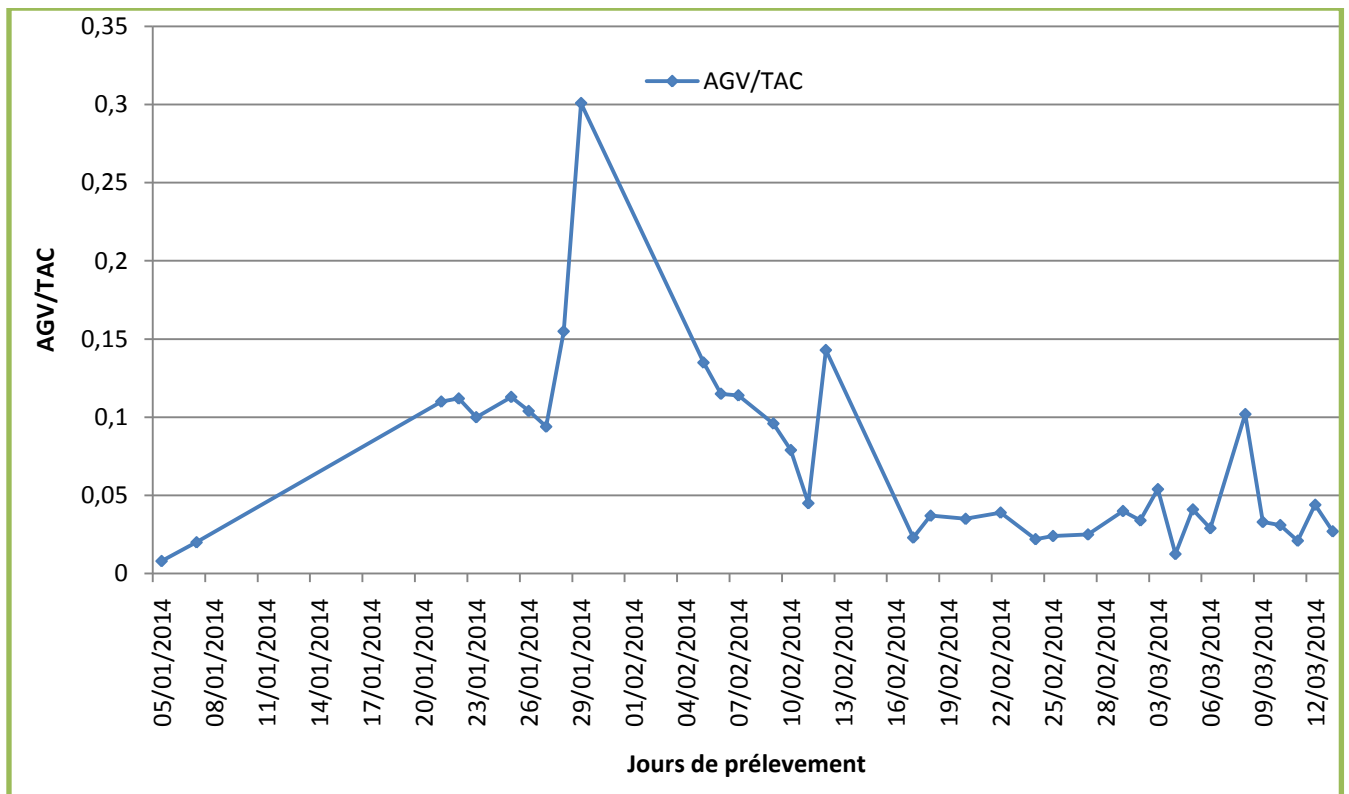


Figure V .5.Le ratio AGV/TAC Alcalinité.

On a des valeurs qui sont inférieure à 0.1 ce qui traduit une bonne digestion pendant ces jours, et les autres jours dont le ratio dépasse la teneur nominale, en effet, il y'a une mauvaise production du méthane a cause de l'augmentation des acides gras volatiles.

➤ **Production du biogaz**

Le graphe suivant représente le débit de biogaz journalier produit pendant Janvier, Février et Mars (15j) :

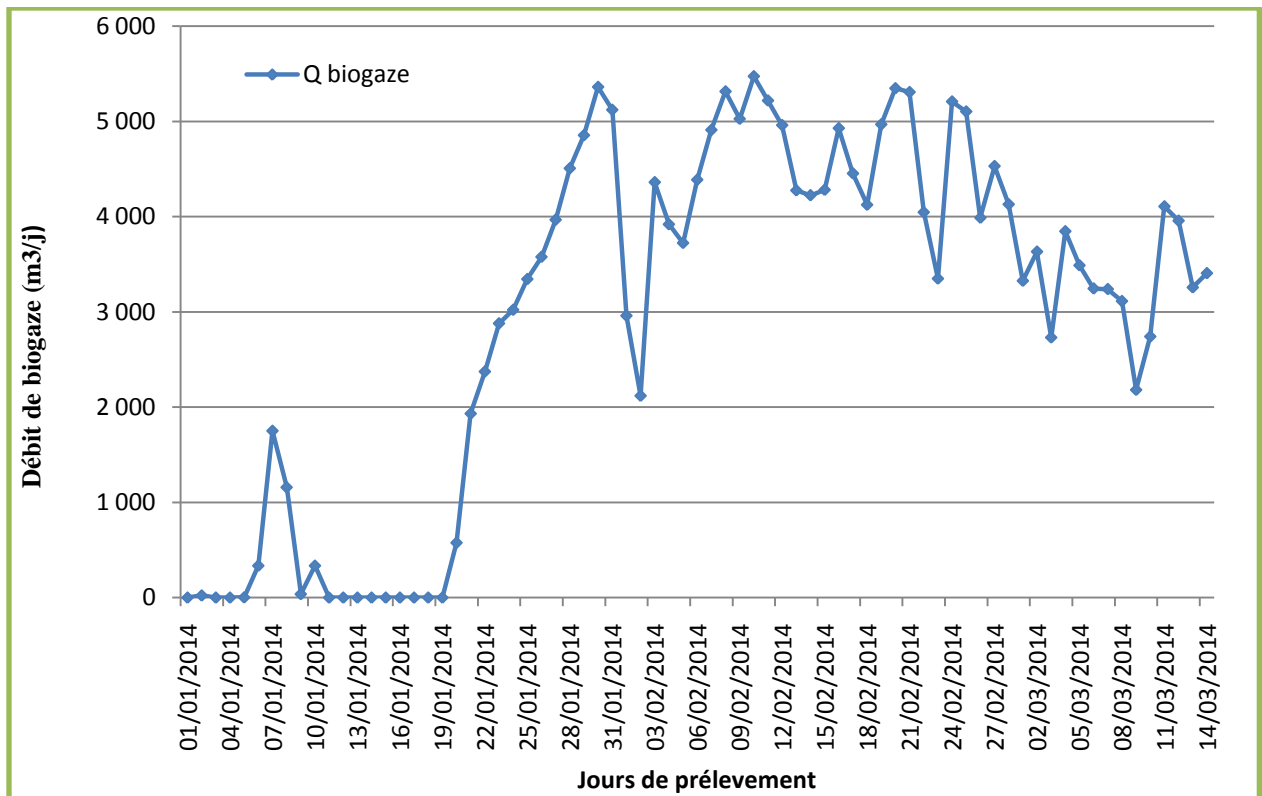


Figure V.6. Débit du biogaz journalières m^3/j pendant Janvier, Février et Mars (15j).

A partir des résultats de la production du biogaz, on observe que la station produit une quantité considérable du gaz par jour, pour atteindre la valeur maximale $5437m^3/j$.

La digestion conduit donc à un mélange de gaz (biogaz $CH_4 + CO_2$: on peut obtenir jusqu'à 70 % de méthane, est utilisée pour le chauffage et le malaxage du digesteur). Le complément est sur pressé et peut incinérer. D'autres éléments peuvent être présents en faible proportion : $CO, N_2, O_2, Hydrocarbures$ et H_2S . Ce processus convient très bien pour les boues venant des eaux usées urbaines, mais ces résultats sont parfois irrégulières : il se produit parfois des perturbations par suite de la sensibilité des bactéries aux variations de Ph ou aux substances toxiques pouvant être contenues dans les boues. La composition du biogaz va varier en fonction des sources de production, les molécules majoritaires seront le méthane ($CH_4, 50$ à 75% v/v) et le dioxyde de carbone ($CO_2, 25$ à 50% v/v). Produit en milieu humide. Il d'agit d'un gaz saturé en eau et corrosif par la présence notamment d'hydrogènesulfuré ($H_2S, 200$ à 5000 ppm).

CONCLUSION

La présente étude a abordée la problématique de traitement des eaux usées dans la région d'Oran, qui comporte d'importantes unités industrielles dont les besoins en eau sont de plus en plus importants, face à une dégradation de cette ressource liée à la pollution de l'environnement.

Nous nous sommes attachés dans la première partie de ce manuscrit à apporter les connaissances nécessaires sur le traitement biologique des effluents domestiques en décrivant les différents types de polluants existants, le principe des procédés de traitement et leur caractéristiques de fonctionnement, le métabolisme bactérien, les risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées traitées.

L'étude a permis en premier lieu de caractériser les effluents de boues activées issus de la station d'épuration d'El Karma.

Les résultats présentent des rendements épuratoires satisfaisants pour l'élimination des matières en suspension en accord avec les normes de rejet des effluents par le Journal Officiel de la République Algérienne.

Les effluents traités sont caractérisés par un pH légèrement alcalin et les concentrations de la DCO et la DB05 des eaux traitées sont respectivement satisfaisantes. L'élimination des nutriments, en N03- et en P043- est plus performante. Les concentrations résiduelles restent très faibles dans l'effluent traité. Cependant, il constitue un apport intéressant de fertilisation en nutriments azotés dans le cas d'une réutilisation en agriculture.

Quant aux bactéries, les eaux traitées issues de la STEP-E1 Karma sont chargées en coliformes totaux et Escherichia coli. Par conséquent, les effluents traités répondaient aux recommandations de l'O.M.S. quant à leur réutilisation pour l'arrosage d'espaces verts.

La mise en marche des digesteurs nous a paru se dérouler d'une manière convenable, et les paramètres de contrôle siccité, AGV...etc, répondent sensiblement aux valeurs générales attendues dans ce type de procédé.

Le suivi journalier de ces paramètres et la mise en place d'équipes d'exploitation bien formées permettre certainement à cette STEP d'être un modèle d'inspiration pour les différentes réalisations de la région.

Références Bibliographiques

- **ANONYME 1, 2004** : dictionnaire Larousse.
- **AMY et al, 1996**, Preozonation for enhancing the biodégradability of wastewater effluent in a potable-recovery soil aquifer treatment (SAT) System. Rev. Sci. Eau, 9, pp 365-380.
- **ASANO, 1998**, Waste water réclamation and reuse. Water quality management Library, pp 1475
- **AULICINO et al, 1996**, Enteric viruses in a waste water treatment plant in Rome. Water, Air, and Soil Pollution 91, pp 327-334.
- **ASANO (1998)**, Wastewater réclamation and reuse. Water quality management library, pp 1475
- **ALTMeyer et al, 1990**, Risques microbiologiques et travail dans les stations d'épuration des eaux usées. Document pour le médecin du travail, n°44, pp 374-377.
- **Angelidaki, I and Ellegaard; 2002**, Anaerobic digestion in Denmark: Past, présent and future" p.129-138, In: Anaerobic digestion for sustainability in waste(water) and reuse. Proceedings of 7th FAO/SREN-Workshop, 19-22 Mai Moscow. Russia.
- **BASSOMPIERRE, 2007**, procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote à la validation de modèles. Thèse Doctorat Institut National Polytechnique De Grenoble, pp 25-42.
- **BAUMONT et al, 2005**, Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Ile-de-France. Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France
- **BONTOUX, 1993**, Introduction à l'étude des eaux douces : eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson. Edition Technique et Documentation Lavoisier, pp 166.
- **BELAID, 2010**, Évaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse Doctorat de l'Université de Sfax, pp 139.

- **BELGIORNO et al, 2007**, Review on endocrine disrupting emerging compounds in urban waste water: occurrence and removal by photocatalysis and ultrasonic irradiation for waste water reuse. *Desalination* 215, pp 166-176.
- **BELGIORO et al, 2007**, -Pharmaceuticals in STP effluents and solar photodegradation in aquatic environment, *Chemosphere*. PP 1319-1330.
- **BASSOMPIERRE, 2007**, procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote a la validation de modèles. Thèse Doctorat Institut National Polytechnique De Grenoble, pp 25-42.
- **Bitton. G, 1994** , *Wastewater microbiology*, Wiley-Liss Editor, New York
- **BOXIO et al, 2008**, Water réclamation and reuse: implementation and management issues. *Desalination* 218, pp 13-23.
- **BEAUPOIL et al, 2010**, Risques sanitaire liés à la réutilisation des eaux usées traitée pour l'aérospersion des espaces verts, ingénieur du génie sanitaire PERSAN, pp 46.
- **Bendixen, 1994**, Safeguards against pathogens in Danish biogaz plants" *Water Science and Technology*, 30, (12), 171-180
- **BLIEFERT et PERRAUD, 2001**, *Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets*. Edition de Boeck, pp 317 à 477.
- **CHOCAT, 1997**, *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et assainissement*. Edition Techniques et documentations, Paris, pp 1124
- **CAMPOS, 2008**, New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. *Desalination*. 218, pp 34-42.
- **CAUCHI et al, 1996**, la réutilisation des eaux usées après épuration. *Techniques, Sciences et Méthodes 2* pp 81-118.
- **CARDOT, 1999**, *Les traitements de l'eau - Procédés physico-chimiques et biologiques*. Ellipses, Paris pp 247.
- **CORSIN et L E STRAT, 2007**, Réutilisation des eaux usées, Les effluents des stations d'épuration, comment les rendre aptes à une seconde vie. *L'eau, l'industrie, les nuisances* 299, pp 38-39.
- **CSHPF, 1995**, *Recommandations sanitaires relatives à la désinfection des eaux usées urbaines* Section des eaux, 22 pages
- **CROOK et al, 1999**, Potable use of reclaimed water. *Journal of the American water work association*, 1999, 91(8): 40-49.

- **Centre d'Appui et de Ressource Télématique des Élus Locaux**, La gestion des sous produits de l'assainissement les boues données générales. [En ligne]. Office international de l'eau, janvier 2000, <http://cartel.oieau.fr/guide/d060.htm>. [Consulté le 6 Janvier 2014].
- **Centre d'Appui et de Ressource Télématique des Élus Locaux**, L'assainissement des communes- les autres délimitations : agglomérations et zones sensibles. [En ligne]. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 1999 <http://www.carteleau.org/guide/d006.htm>. [Consulté le 6 Janvier 2014].
- **Centre d'Appui et de Ressource Télématique des Élus Locaux**, Assainissement collectif - les normes de rejet. [En ligne]. Office international de l'eau, janvier 2000 <http://cartel.oieau.fr/guide/d014.htm>. [Consulté le 6 Janvier 2014].
- **CHOCAT ; 1997**, Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et assainissement. Edition Techniques et documentations, Paris, pp 1124.
- **CHOUBERT, 2002**, Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues activées a basse température. Thèse Doctorat de l'Université Louis Pasteur Strasbourg I, pp 29-32.
- **CHACHUAT et al, 2007**, Nouvelle approche pour la gestion optimale de l'aération des petites stations d'épuration par boues activées. L'eau, l'industrie, les nuisances - 240, pp 24-30.
- **DAPE, 2006**, Étude de réutilisation des eaux épurées à des fins agricoles ou autres sur tout le territoire national, Mission 1 : Reconnaissance et collecte des données de base, 120 pages.
- **DEGREMONT. 2005**, Mémento technique de l'eau. Tome 1, 2 Édition Cinquantenaire, Paris, pp 109-599.
- **EFFEBI, 2009**, Lagunage anaérobie : modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie. Thèse Doctorat. Université de Liège Campus ARLON, pp 7-9.
- **ECOSSE, 2001**, Techniques alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde. Mémoire D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Fac. Sciences, Amiens, pp 62.
- **Edeline, F, 1997**, L'épuration biologique des eaux. Théorie & technologie des réacteurs » CEDEBOC éditeur, Paris.
- **FABY et BRISSAUD, 1997**, L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, pp 76.

- **FAO, 2003**, L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation, pp 73.
- **FRANCK, 2002**, Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. Edition Scérén CRDP AQUITAINE. Bordeaux, pp165-239.
- **FABY, 1997**, L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, pp76
- **FAURIE et al, 2005**, Écologie approche scientifique et pratique. 5e m e Edition Tec et Doc, Paris, pp214-215.
- **GARCIA-ARMISEN, 2006**, Étude de la dynamique des Escherichia coli dans les rivières du bassin de la Seine. Thèse Doctorat, Université Libre de Bruxelles, pp 15-16.
- **GERMAIN et al, 2007**, Évaluation of hybrid processes for nitrification by comparing MBBR/AS and IFAS configurations. Water Sci. Technol 55, pp 8-9.
- **Géraldine DAUVERGNE, 2007**, Mise en place d'indicateurs de suivi et d'optimisation de stations d'épuration.
- **GLS. Memotec n°21, 2006**, L'élimination de la pollution azotée des eaux résiduaires urbaines. [En ligne]. <http://www.gls.fr/memotec24.htm>. [Consulté le 6 Janvier 2014].
- **GUIBELIN E**, Lutte contre la pollution des eaux - élimination finale des boues d'épuration. Revue techniques de l'ingénieur, G 1451. p 1-10.
- **GUIBELIN E**, Lutte contre la pollution des eaux - traitement des boues d'épuration. Revue techniques de l'ingénieur, G 1450. p 1-15.
- **GOULA et al ; 2007**, Caractérisation des effluents de boues activées d'une usine agroalimentaire en vue de son utilisation comme eau d'arrosage de pelouses en zone tropicale humide. Revue des sciences de l'eau, vol. 20, n° 3, pp. 299-307
- **GAUJOUS, 1995**, La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire. Edition Technique et Documentation Lavoisier, pp 220.
- **GAUTHIER et PIETRI, 1998**, Devenir des bactéries et virus entériques en mer, Microorganismes dans les écosystèmes océaniques. Edition Masson, pp 447.
- **HAMODA, 2004**, Water strategies and potentiel of water reuse in the South Méditerranéen countries. Désaliénation 165. pp 31-41.
- **HARTANI, 2004**, La réutilisation des eaux usées en irrigation : cas de la Mitidja en Algérie. Institut national agronomique, Alger, Algérie, pp 3.
- **HADJ-SADOK, 1999**, Modélisation et estimation dans les bioréacteurs; prise en compte des incertitudes : application au traitement de l'eau. Thèse Doctorat: Sciences de l'Ingénieur, Nice - Sophia Antipolis, pp 267.

- **HASLAY et LECLERC, 1993**, Microbiologie des eaux d' alimentation. Edition Techniques et documentations, Paris, pp 309-347.
- **HAZOURLI et al, 2007**, Caractérisation de la pollution des eaux résiduaires de la zone industrielle d'El-Hadjar, Annaba. Larhyss Journal, ISSN 11123680, n°06, pp.45-55.
- **HARMSSEN, (1987)**, Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. Wat. Res, 17, pp 669-705.
- **JORA.1993**, Annexe des valeurs limites maximales des paramètres de rejet des installations de déversement industrielles, n°46. pp 7.
- **KALOGO, 1999**, Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technologies for domestic waste treatment: motives and perspectives. World Journal of Microbiology and Biotechnology. 15, pp 523-534.
- **KIMURA et al, 2004**, Rejection of neutral endocrine-disrupting compounds (EDCs) and pharmaceutical active compounds (PhACs) by RO membranes. Journal of Membrane Science 245. pp 71-78.
- **KOLLER, 2004**, Traitement des pollutions industrielles. Eau - air - déchets - sols - boues. Prias, Dunod, pp 424.
- **KLUTSE et BALEUX 1995**, Élimination des œufs de nématodes et des kystes de protozoaires des eaux usées domestiques par lagunage à microphytes en zone soudano sahélienne. Rev.Sci.Eau, 8, pp 563-577.
- **LUNN, 2001**,The deliberate indirect wastewater reuse scheme at Essex & Suffolk Water. Colloque de Noirmoutier. pp 4.
- **LE HYARIC, 2009**, Caractérisation, traitabilité et valorisation des refus de dégrillage des stations d'épurations. Thèse Doctorat l'Institut National des Sciences appliquées de Lyon, pp 30-34.
- **LAZAROVA, 2003**, L'intérêt de la réutilisation des eaux usées : analyses d'exemples mondiaux. Techniques, Sciences et Méthodes 9, pp 64-85.
- **MOUSSA MOUMOUNI DJERMAKOYE, 2005**, Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries. Caractérisation physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surfaces et les souterraines. Thèse Doctorat. Université de Bamako, pp 29.
- **MADIGAN et MARTINKO, 2007**,Biologie des microorganismes, 11ème édition, Pearson/éducation, Paris, pp 918-932.
- **MRE, 2004**,Synthèse sur la situation de l'assainissement et évaluation des besoins en station de traitement et d'épuration en vue de protéger les ressources en eau. Séminaire

sur le secteur de l'eau en Algérie. Ministère des Ressources en eau. Alger. Algérie, pp 11.

- **STRAUB et CHANDLER (2003)**, towards a unified system for detecting waterborne pathogens. *Journal of Microbiological Methods* 53 (2), pp 185-197.
- **MEINCK et al, 1977**, -Les eaux résiduaires industrielles. 2^e édition Masson, Paris. pp863.
- **Mata-Alvares, J, 2003**, Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste IWA publishing, UK, pp 42.
- **Moletta, 2002**, La digestion anaérobie : du plus petit au plus grand », *Biofutur*, janvier, pp. 16-25.
- **McCarty; 2001**, The développement of anaerobic treatment and its future" *Water Science and Technology* 44, 149-156.
- **Münch, E, 1998**, Estimating VFA concentrations in prefermenters by measuring pH" *Water Research*, 32, (8), 2431-2441.
- **Norme NF T 90-145, 1985**, Recherche et dénombrement des coliformes et des coliformes thermo tolérants. Méthode générale par ensemencement en milieu liquide(NPP), AFNOR, Paris.
- **OMS, 1989**, Recommandation pour la surveillance sanitaire des zones côtières à usage récréatif et des zones conchylicoles. Bureau régional de l'Organisation Mondiale de la Santé, Copenhague, pp 168.
- **OMS, 1979**, Recommandation pour la surveillance sanitaire des zones côtières à usage récréatif et des zones conchylicoles. Bureau régional pour l'Organisation Mondiale de la Santé, Copenhague, pp 168.
- **OUALI, 2001**, Cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux. Office des Publications Universitaires, Alger, pp12-31.
- **OTV, 1997**, Traiter et valoriser les boues. Ouvrage collectif n°2, Éditions Lavoisier, Cachan.
- **OMS, 1994**, Directives de qualité de l'eau de boisson, 2^e édition, Vol. 1 : Recommandations. OMS, Genève, pp. 8-30.
- **PAPAIACOVU, 2001**, Case study- wastewater reuse in Limassol as an alternative water source, *Desalination* 138, pp 55-59.
- **PAEVG, 2001**, Bilan du carbone et du soufre dans le lagunage anaérobie : contrôle de l'émission d'FLS pour la réduction des nuisances olfactives. Thèse Doctorat, Université Montpellier I, pp 255.

- **Pierre BUFFIERE, 2007**, Guide méthodologique pour l'exploitation d'unités de méthanisation de déchets solides.
- **PRESCOTT et al 2007**,-Microbiologie. 2ème Edition de Boeck, Paris, pp 837-855.
- **ROSE et al, 2004**, Réduction of Pathogens, Indicators Bacteria and Alternative Indicators by Wastewater Treatment and Réclamation Professes. WERF final report. IWA publishing. London, UK.
- **RODIER (2005)**, L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eaux de mer.8èmeEdition DUNOD technique, Paris, pp 1008-1043.
- **RODIER, 1996**, L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eaux de mer.8ème Edition DUNOD technique, Paris, pp 968- 1046.
- **Sergio PEREZ FABIEIL**, thèse de doctorat « Étude de la biodégradabilité de boues secondaires soumises à un traitement thermique à 65°C et du couplage digestion anaérobie et digestion thermophile aérobie pour la réduction de boues ».
- **SATIN M., SELMI B, 2006**,Guide technique de l'assainissement.Paris, le Moniteur, 2006.726 p. ISBN 2-281-11239-X.
- **SANZ et al, (1996)**, Nitrification and dénitrification in continuos up flow filters process modelling and optimization. Water Science and Technology, 34, pp 441- 448.
- **STRAUB et CHANDLER, 2003**, Towards a unified System for detecting waterborne pathogens. Journal of Microbiological Methods 53 (2), pp 185-197.
- **Suh, Y; 2002**, An LCA of alternative wastewater sludge treatment scénarios", Resources, Conservation and Recycling, 35, 191-200.
- **Schnurer, A; 1996**, Clostridium ultunense sp. Nov., a Mesophilic bacterium oxidizing acétate in syntrophic association with àhydrogenotrophic methanogenic bacterium" International Journal of Systematic Bacteriology, 46, (4), 1145-1152.
- **TOZE, 1999**,PCR and the détection of microbial pathogens in water and wastewaters. Water Res 33, pp 3545-3556.
- **TRAD RAÏS et XANTHOULIS**, Amélioration de la qualité microbiologique des effluents secondaires par stockage en bassins Biotechnol. Agron. Soc.Environ, pp149—157.
- **US EPA. (1999)**,Guidance manual for compliance with the intérim enhanced surface.
- **TIZGHADAM GHAZANI, 2007**, Étude des performances et optimisation d'un réacteur Cascade a biomasse hybride pour le traitement des eaux usées urbaines. Thèse Doctorat, Université de Limoges, pp 15-16.
- **Talhouio.F, 2011**, Traitement des boues de la station d'épuration2010-2011.

- **Trably,2002**, Étude et optimisation de la biodégradation d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) et de Polychlorobiphényles (PCBs) au cours de la digestion anaérobie et aérobie de boues urbaines contaminées, Génie des procédés. Université Montpellier II, Montpellier.
- **UMINATE, juin 2004**, Traitement et valorisation des boues de STEP. http://www.fne.asso.fr/transfert/eau/12_boues_step/boues.pdf.
- **VILAGINES, 2003**,Eau, environnement et santé publique. Introduction à l'hydrologie. 2è édition, Edition Tec&Doc, pp 198.
- **VILLEBRUN, 1989**, La déphosphatation biologique appliquée à la station d'épuration de Craon, Rapport de la DDAF de la Mayenne. Volume 2 : Critères d'hygiène et documentation à l'appui, Genève, Suisse, pp330.

ANNEXE II

Tableau.1. Les normes physico-chimiques de rejets de l'OMS (1989).

Paramètres	Unités	Normes
Température	°C	30
Ph	-	6.5-8.5
O ₂	mg/l	5
DBO ₅	mg/l	30
DCO	mg/l	90
MES	mg/l	30
Zinc	mg/l	2
Chrome	mg/l	0.1
Azote	mg/l	50
Phosphates	mg/l	2
Hydrocarbures	mg/l	10
Détergents	mg/l	1
Huiles et graisses	mg/l	20

Tableau .2. Les normes extrêmes limitées aux eaux d'irrigation. [*OMS (1989), ** FAO (2003)]

Paramètres	Unités	Normes
Ph	-	6.5-8.5
Conductivité	ms/cm	<3*
MES	mg/l	<70*
DCO	mg/l	<40*
DBO ₅	mg/l	<30*
NO ₃ ⁻	mg/l	<50*
NO ₂ ⁻	mg/l	<1*
PO ₄ ³⁻	mg/l	<0.94*
HCO ₃	mg/l	500**
SO ₄ ²⁻	mg/l	400**
CL ⁻	mg/l	1065**
Na ⁺	mg/l	920**
Mg ²⁺	mg/l	60.75**
Cd ²⁺	mg/l	0.01*
Pb ²⁺	mg/l	0.05*
Zn ²⁺	mg/l	2*
Cr ⁶⁺	mg/l	0.1*
NH ₄ ⁺	mg/l	<2*
Ca ⁺	mg/l	400**

Tableau .3. Les valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur. (Journal Officiel de la République Algérienne, 2006).

Paramètres	Unités	Normes
Température	°C	30
Ph	mg/l	6.5-8.5
MES	mg/l	35
Turbidité	mg/l	50
DBO ₅	mg/l	35
DCO	mg/l	120
Azote Kjeldahl	mg/l	30
Phosphates	mg/l	02
Phosphore total	mg/l	10
Cyanures	mg/l	0.1
Aluminium	mg/l	03
Cadmium	mg/l	0.2
Fer	mg/l	03
Manganèse	mg/l	01
Mercure total	mg/l	0.01
Nickel total	mg/l	0.5
plomb total	mg/l	0.5
Cuivre total	mg/l	0.5
Zinc total	mg/l	03
Huiles et Graisses	mg/l	20
Hydrocarbures totaux	mg/l	10
Indice Phénols	mg/l	0.3
Fluor et composés	mg/l	15
Etain total	mg/l	02
Composés organiques chlorés	mg/l	05
Chrome total	mg/l	0.5
(*) Chrome III+	mg/l	03
(*) Chrome V I+	mg/l	0.1
(*) Solvants organiques	mg/l	20
(*) Chlore actif	mg/l	1.0
(*) PCB	mg/l	0.001
(*) Détergents	mg/l	02
(*) Tensioactifs anioniques	mg/l	10

(*) Valeurs fixées par le Décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet 1993

Tableau .4 . Le temps de survie des pathogènes excrétés à 20-30 C°

Type de Pathogène	Temps de survie en jour			
	Dans les fèces, les matières de vidange et les boue	Dans les eaux claires et les eaux usées	Sur le sol	Sur les plantes
Virus				
Enterovirées	<100(<20)	<120(<50)	< 100 (< 20)	<60 (<15)
Bactéries				
Coliformes fécaux	< 90 (< 50)	< 60 (< 30)	< 70 (<20)	<30 (< 15)
Salmonella spp	< 60(<30)	<60 (<30)	< 70(<20)	< 3 0 (< 15)
Shigella spp	<30(<10)	< 30 (<10)	-	<10 (< 5)
Vabrio cholerae	< 30(<5)	<30 (<10)	<20 (<10)	< 5 (< 2)
Protozaires	<30(<15)	<30(<15)	20(<10)	< 10 (< 2)
Entamoeba historytica cysts	<30 (<15)	<30(<15)	<20 (<10)	< 10 (< 2)
Helminthes	Plusieurs	Plusieurs	Plusieurs	< 60 (< 30)
Ascaris lumibricoides oeufs	mois	mois	mois	

Les valeurs entre pathogènes montrent le temps de survie habituel

Annexe III:

Modes opératoires d'analyse des paramètres physico-chimiques et des boues des eaux usées.

AIII.1. La détermination des paramètres physico-chimiques des eaux usées

AIII.1.1. PH

Cette procédure a pour objet de d'écrire une méthode électro-métrique de détermination du pH des eaux au moyen de l'électrode de verre.

La détermination électro-métrique du pH s'effectue par mesure du potentiel entre électrode de mesure (électrode de verre) et une électrode de référence à potentiel connu (électrode au calomel KCl saturé) plongeant dans la solution dont on va déterminer le pH.

L'électrode de verre renferme une membrane de verre sphérique qui est d'une solution de référence à pH connu, s'il se présente à la surface limitée extérieure de la membrane une concentration en ions hydrogène différente de celle de la solution à l'intérieur il s'établit un potentiel limite de phase U au contact avec la solution extérieure à la membrane de verre à mince paroi, ce potentiel limite de phase est exprimé d'après les lois de NERNST par la relation :

$$U \text{ (volts)} = K + \frac{RT}{F} \times \log [H^+]$$

Avec :

- **R** : constante générale des gaz parfaits, en joules / degrés (8.3143J/K °.mol)
- **T** : température absolue (K °).
- **F** : constante de faraday 896493 coulomb.
- **[H⁺]** : Activité des ions H⁺.
- **K** : constante dépendant de la nature du verre de l'électrode du dispositif de mesure.

AIII.1.1.1. Matériel et appareillage

-PH-mètre.

- Électrode de mesure du pH et de référence



AIII.1.1.2. Réalisation de test

-Rincer l'électrode de pH -mètre dans l'échantillon et lire le pH à cet échantillon directement sur l'appareil.

AIII.1.1.3. Expression des résultats

Selon la sensibilité de l'appareil, le pH est indiqué au maximum avec une précision ± 0.02 U pH.

Les résultats sont exprimés en unité de pH à la température de 20 °C.

AIII.1.2.La conductivité

- Rincer l'électrode dans l'échantillon et lire la conductivité relative à cet échantillon directement sur l'appareil en (us/cm) ou en (ms/cm).



AIII.1.3. La température

L'objet de cette procédure est la description d'une méthode destinée à déterminer la température dans tout type d'eaux en utilisant un thermomètre étalonné selon la procédure d'étalonnage PS-TL/ET 110.

Détermination de la température d'un échantillon à l'aide d'un thermomètre (ou d'une sonde de température) préalablement étalonné.

AIII.1.3.1. Matériel et appareillage

- Thermomètre digitale de 0.1 °C de résolution.
- Sonde de température digitale de 0.1 °C de résolution.
- Récipient en verre.

AIII.1.3.2. Réalisation de test

Plonger le thermomètre dans l'eau jusqu'à la teneur de la lecture et attendre jusqu'à ce qu'il s'établisse une valeur constante (environ 1 minute). Si la mesure directe n'est pas techniquement possible, prélever l'échantillon d'eau dans un récipient qui doit avoir une capacité minimale de 1 litre et qui doit avoir pris la température de l'eau. Pour l'eau du robinet et laisser couler l'eau environ 5 minutes et après comme indique ci-dessus. Verser une proportion de l'échantillon dans un récipient en verre rincé avec l'échantillon pour qu'il soit à la même température et placer la sonde du thermomètre dedans pour la connaître.

Allumer le thermomètre et le laisser en contact avec l'échantillon (la sonde étant le plus enfoncée possible dans l'échantillon) jusqu'à ce que la mesure soit stable (la température est maintenue à une valeur constante durant au moins 10 secondes).

Une fois ce point atteint, noter la température.

AIII.1.3.3. Expression des résultats

La mesure exprimée directement en °C constituera le résultat final, le nombre de décimaux de la mesure vient dans le bulletin de système LIMS.

AIII.1.4. L'oxygène dissout

- Plonger l'électrode dans l'échantillon et lire la teneur d ' O_2 dissout dans cet échantillon directement sur l'appareil.



AIII.1.5. Demande chimique en oxygène (DCO)

Le but de cette procédure est de préciser les étapes à suivre pour la détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) à l'aide des réactifs du KH.

Dans cette procédure sera expliquée le flacon de déterminer la DCO total, la DCO dissoute et la DCO décantée.

La demande chimique en oxygène (DCO) est définie comme la quantité d'oxygène égale à la teneur en matière organique d'un échantillon susceptible d'être oxydé par un oxydant chimique fort (dichromate de potassium) en milieu d'acide fort (acide sulfurique) et en présence d'un catalyseur (sulfate d'argent) sous l'action de la chaleur ($150\pm 2^{\circ}\text{C}$).

Les anions de chlorure (Cl^-), de bromure (Br^-) et d'iodure (I^-) présents dans l'échantillon peuvent être oxydés par le dichromates de potassium, ce qui provoque des interférences positives.

Dans ces cas, nous procédons à la dilution des échantillons. En conséquence indirecte de la concentration des halogénures, la conductivité de l'échantillon sera déterminée considérant l'interférence éliminée lorsque sa valeur est inférieure à 4 ms/cm.

Lorsque la dilution destinée à éliminer ces interférences rend l'échantillon impossible à quantifier, la détermination de la DCO ne peut plus être réalisée.

AIII.1.5.1. Matériels et appareillage

Matériel générale de laboratoire.

- Digesteur pour DCO.

- Thermostat HACH à une température de $150\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$.
- Conductimètre.
- Multi paramètres.
- Spectrophotomètre HACH DR 2800.
- Spectrophotomètre HACH DR 5000.
- Micropipette 1-500 μL .
- Pipette de 5 ml.



AIII.1.5.2. Réactifs

- LCK 314 Hach 15-150 $\text{mg O}_2/\text{l}$.
- LCK 114 Hach 150-1000 $\text{mg O}_2/\text{l}$.
- LCK 14 Hach 1000-10000 $\text{mg O}_2/\text{l}$.

AIII.1.5.3. Matériels de référence DCO avec traçabilité

Selon la matière de référence et du lot, la concentration peut varier. En principe, elle a tendance à être proche de $50000\text{ mg O}_2/\text{l}$.

Dépendant de la plage de mesure (LCK utilisé) on prépare un étalon de vérification de point bas ($25\text{ mg O}_2/\text{l}$) ; un étalon de point intermédiaire ($900\text{ mg O}_2/\text{l}$) et un point haut ($9000\text{mg mg O}_2/\text{l}$). Sa durée de vie est d'un mois au réfrigérateur.

AIII.1.5.4. Réalisation de l'essai

- Ajouter 2 ml d'échantillon dans le tube ;

- Refermer le tube et bien agiter ;
- Placer le tube à une température 148 °C dans une période de 2 heures
- Laisser refroidir et mesurer.

Le tube contient des acides et lors de l'ajout de l'échantillon, le tube va chauffer ; l'analyse de la DCO faite à l'entrée et à la sortie.

AIII.1.5.5. Expression des résultats

La lecture directe du spectrophotomètre et le facteur de dilution de l'échantillon seront introduits dans le bulletin de mesure qui nous donnera les résultats finals en mg O_2 / l. Les résultats seront exprimés avec taux de décimaux.

AIII.1.6. Demande biochimique on oxygène (DBO₅)

Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO₅).

La demande biochimique en oxygène (DBO₅) est définie comme la quantité d'oxygène consommée par la matière organique présente dans l'échantillon, capable d'être oxydé par voie biologique, après une période l'incubation de 5 jours à 20 °C.

AIII.1.6.1. Matériels et appareillage

- DBO-mètre Hach 6 postes comprenant :
- Bloc d'agitation magnétique avec sonde de mesure de l'oxygène dissous.
- Bouteilles d'incubation.
- Cupules en caoutchouc.
- Barreaux magnétiques 38mm.
- Incubateur à 20 °C±1°C.
- Matériels général de laboratoire.
- pH-mètre.



AIII.1.6.2. Réactifs

- Inhibiteur de nitrification (5g/l d'eau distillé) ;
- Hydroxyde de soude de IN (NaOH) ;

AIII.1.6.3. Réalisation de test

L'échantillon devra être analysé avant 24 h depuis l'échantillonnage et devra être au réfrigérateur à $<5^{\circ}\text{C}$.

- Effectuer la DCO de l'échantillon à mesurer et une fois connue cette valeur faire une estimation de la DBO_5 sa valeur sera compris entre 20 % et 80 % de la DCO sur la base de la valeur probable sélectionner le volume de l'échantillon à tester selon les explications du manuel l'équipement d'essai.

Lorsque la valeur de DCO utilisées dans l'estimation de DBO_5 n'est pas incluses dans un bulletin de travail, elle doit enregistrée sur la feuille de données brutes contenus dans l'annexe à la présente procédure.

- Réchauffer ou refroidir l'échantillon à moins de 2°C de la température d'incubation qui est de 20°C .
- Au moyen d'une éprouvette graduée introduire le volume approprié (voir le tableau suivant) de l'échantillon à analyser, selon la gamme choisie, dans le flacon du DBO -mètre.

Gramme de DBO_5 (mg/l)	Volume nécessaire (ml)
0-35	420
0-70	355
0-350	160
0-700	95

- Ajouter 2-3 goûtes d'inhibiteur nitrification 5g/l ;
- Appliquer de la graisse, dans ce cas le gel de silicone sur le bord de flacon ainsi que sur les capsules et les placer sur les goulots des bouteilles à incuber ;
- Ajouter quelques pastilles de NaOH dans les cupules en caoutchouc en prenant soin de ne pas en faire tomber dans les échantillons, si cela se produits il faut éliminer l'échantillon et en préparer un autre.
- Placer les flacons sur l'appareil, raccorder le tuyau approprié et serrer correctement chaque tuyau est étiquète avec le numéro de vois et le disposition des numéros de flacon correspondent.
- Régler l'appareil comme indiqué dans le manuel d'utilisation de DBO-mètre HACH.
- Enregistrer toutes les donnés nécessaires (nombre de multiplication, volume de l'échantillon, le facteur de dilution, le temps d'incubation).

Volume d'échantillon (ml)	Facteur de correction	Volume eau d'inoculation (ml)
420	0.1	2
355	0.2	2
160	1	1
95	2	0.5

AIII.1.6.4. Expression des résultats

Calculs des échantillons non inoculés

$$DBO_5 \text{ (mg } O_2/\text{l)} = A \times d$$

Avec :

- **A** : par lecture directe sur l'appareil au bout de 5.25 jours d'incubation de l'échantillon.
- **d** : facteur de dilution de l'échantillon.

Les échantillons avec une d'inoculation

$$\text{DBO}_5 \text{ (mg O}_2\text{/l)} = (\text{A}-\text{B}) \times \text{f} \times \text{d}$$

Avec

- **B** : lecture directe sur le DBO-mètre au bout de 5.25. Jours d'incubation du contrôle inoculé en parallèle.
- **f** : Facteur de multiplication dépend du volume de l'échantillon utilisé.

AIII.1.7. Matières en suspension

Cette procédure à pour but de d'écrire une méthode d'estimée à la détermination des matières en suspension dans les eaux par filtration sur disque filtrant en fibre de verre.

Séparation des matières en suspension par filtration sur disque filtrant en fibre de verre. Séchage à 105 °C et pesée. La plage de travail est comprise entre 5 et 1000 mg /l la balance est de 4 décimales et de 20 à 20000 mg/l. Quand la balance est de 3 décimales.

AIII.1.7.1. Matériel et appareillage

- Équipement de filtration sous vide ;
- Disque filtrants en fibre de verre de cellulose de 47 nm de diamètre et porosité de 0.45µm.
- Balance de 3 à 4 décimales.
- Dessiccateur.

AIII.1.7.2. Réalisation de test

- Mettre 20ml d'échantillon dans l'éprouvette (l'eau de l'entrée) ;
- Dans une deuxième éprouvette, mettre 100 ml d'échantillon (l'eau de sortie) ;
- Peser le papier filtre ;
- Fixer le papier dans dispositif de filtration ;

- Rincer le flacon ayant contenu l'échantillon par quelques gouttes d'eau distillée ;
- Homogénéiser l'échantillon et verser sur le papier filtre ;
- Mettre le dispositif de filtration avec la pompe à vide en marche ;
- Après filtration, mettre le papier filtre dans une étuve réglée à 105 °C jusqu'à évaporation totale de l'eau ;
- Laisser refroidir dans un dessiccateur ;
- Peser de nouveau.

AIII.1.8. Métaux lourds

AIII.1.8.1. Le plomb

AIII.1.8.1.1. Matériel et appareillage

- Spectrophotomètre ;
- Burette ;



AIII.1.8.1.2. Réactifs

- Solution A (LCK 308) ;
- Solution B (LCK 308) ;

AIII.1.8.1.3. Réalisation de test

- Prendre 10 ml d'échantillon dans un tube ;
- Pipeter 1 ml de la solution A (LCK 308) ;
- Secouer énergiquement ;
- Pipeter 0.4 ml de réactif B (LCK 308) dans la cuve de cadmium ;
- Secouer énergiquement la cuve et mesurer (la valeur 0) ;
- Prendre 4 ml de la tube (échantillon + solution A) dans la cuve ;

- Secouer énergétiquement ;
- Laisser 30 secondes puis mesurer.

AIII.1.8.2.Zinc

AIII.1.8.2.1. Matériel et appareillage

- Spectrophotomètre.
- Burette ;

AIII.1.8.2.2. Réactifs

- Solution A (LCK 360) ;

AIII.1.8.2.3. Réalisation de test

- Enlever délicatement la feuille de la protection « doscap zip » détachable.
- Dévisser le doscap zip ;
- Pipeter 0.2 ml d'échantillon 'l'eau usée' ;
- Visser immédiatement le doscap zip dirigeant le cannetaje vers le haut ;
- Secouer énergétiquement.
- Attendre 3min. bien nettoyer l'extérieur de la cuve et mesurer.

AIII.1.8.3. Chrome

AIII.1.8.3.1. Matériel et appareillage

- Spectrophotomètre ;
- Thermostat ;
- Burette.

AIII.1.8.3.2. Réalisation de test

Enlever délicatement les feuilles doscap zip ;

- Dévisser le doscap zip ;
- Pipeter 2 ml d'échantillon ;
- Visser le doscap zip directement le cannetaje vers le haut ;
- Secouer énergétiquement ;
- Chauffer à 100°C ;

- Ne pas mélanger la cuve après la digestion ;
- Laisser refroidir à la température ambiante ;
- Mesurer la cuve de l'analyse ;
- Visser un doscap B (LCK 313 B) de couleur orange sur la cuve ;
- Mélanger le contenu de la cuve en la retournant plusieurs fois de suite ;
- Attendre 2 min mélangé de nouveau, bien nettoyer l'extérieur de la cuve et mesurer

AIII.1.8.4. Nitrite

AIII.1.8.4.1. Matériel et appareillage

- Burette ;
- Spectrophotomètre.

AIII.1.8.4.2. Réactifs

- Solution A (LCK 340A).

AIII.1.8.4.3. Réalisation de test

- Enlever délicatement la feuille de protection du descap zip détachable ;
- Pipeter 0.2 ml d'échantillon ;
- Secouer énergétiquement ;
- Attendre 15 min ;
- Bien nettoyer l'extérieur de la cuve et mesurer.

AIII.1.8.6. Phosphate

AIII.1.8.6.1. Matériel et appareillage

- Burette ;
- Spectrophotomètre ;
- Thermostat

AIII.1.8.6.2. Réalisation de test

- Enlever délicatement la feuille de protection du descap zip détachable ;
- Pipeter 0.2 ml d'échantillon ;
- Visser immédiatement le descap zip dirigeant le cannetage vers le haut ;
- Secouer énergétiquement ;
 - Laisser 15 min et mesurer.

AIII.2 La détermination des paramètres des boues

AIII.2. I. Les boues primaires

AIII.2.1.1. Les matières en suspension ; les matières sèches et les matières sèches volatiles

AIII.2.1.1.1. Matériel et appareillage

- Capsule ;
- Balance de précision ;
- Dessiccateur ;
- Etuve ;
- Incinérateur.

AIII.2.1.1.2. Réalisation de test

- Peser le capsule (M_0) ;
- Ajouter un échantillon d'eau prise de bassin d'aération dans le capsule ;
- Peser de nouveau (M_1) ;
- Chauffera 105 °C ;
- Laisser refroidir ;
- Peser de nouveau (M_2).
- Mettre dans l'incinération pendant 8 minutes ;
- Peser de nouveau (M_3).

AIII.2.2 Les boues activées

AIII.2.2.1. Les matières en suspension

AIII.2.2.1.1. Matériel et appareillage

- Capsule ;
- Balance de précision ;
- Dessiccateur ;
- Étuve.

AIII.2.2.1.2. Réalisation de test :

- Peser le capsule (M_0);
- Ajouter un échantillon d'eau prise de bassin d'aération dans le capsule ;
- Peser de nouveau (M_1) ;

- Laisser refroidir ;
- Peser de nouveau (M_2).

AIII.2.2.2. Mesure de l'indice de Molhman (SVI)

L'indice de Molhman est souvent appelé SVI est le volume occupé par un gramme de MES après décantations d'une demi heure de un litre de boue active dans une éprouvette graduée.

AIII.2.3. Les boues en excès

AIII.2.3.1. Les matières en suspension

AIII.2.3.1.1. Matériel et appareillage

- Capsule ;
- Balance de précision ;
- Dessiccateur ;
- Etuve ;

AIII.2.3.1.2. Réalisation de test

- Peser le capsule (M_0);
- Ajouter un échantillon d'eau prise de bassin d'aération dans la capsule ;
- Peser de nouveau (M_1) ;
- Chauffer à 105 °C ;
- Laisser refroidir ;
- Peser de nouveau (M_2).

AIII.2.3.1.3. Formule calcul des MES des boues en excès

La teneur en grammes de matières en suspension par litre est donnée par l'expression :

$$\text{MES} = \frac{(M_2 - M_0)}{(M_1 - M_0)}$$

Avec

- M_2 : Le poids de l'échantillon après séchage

AIII.2.4. Les boues homogénéisées

Les « MES » et la siccité des boues homogénéisés ont la même opération mode opératoire que les boues en excès et les boues activées.

AIII.2.5. Les boues digérées

AIII.2.5.1. Les matières en suspension, les matières sèches et les matières sèches volatiles

AIII.2.5.1.1. Matériels et appareillage

- Capsule ;
- Balance de précision ;
- Dessiccateur ;
- Étuve ;
- Incinérateur.

AIII.2.5.1.2. Réalisation de test

- Peser le capsule (M_0) ;
- Ajouter un échantillon d'eau prise de bassin d'aération dans le capsule ;
- Peser de nouveau (M_1) ;
- Chauffera 105 °C ;
- Laisser refroidir ;
- Peser de nouveau (M_2) ;
- Mettre dans l'incinérateur pendant 8 minutes ;
- Peser de nouveau (M_3).

AIII.2.5.1.3. Formule de calcul des MVS, MMS des boues digérées

La teneur en (%) de ce qui considéré comme les matières minérales en suspension est donnée par l'expression :

$$\text{MMS} = \frac{(M_3 - M_0)}{(M_2 - M_0)}$$

La teneur en (%) des matières volatiles sèches est donnée par l'expression :

$$\text{MVS}(\%) = 100 - \text{MMS}$$

AIII.2.5.2. AGV

AIII.2.5.2.1. Matériel et appareillage

- Eprouvette de 100 ml ;
- Bêcher ;
- PH-mètre ;
- Agitateur magnétique ;
- Barreaux magnétiques ;
- Entonnoir ;
- Papier filtre ;
- Fiole.

AIII.2.5.2.2. Réactifs

- Solution de NaOH ;
- Solution de HCl.

AIII.2.5.2.3. Réalisation de test

- Poser un échantillon de la boue digérées dans l'éprouvette contient un entonnoir et papier filtre ;
- Laisser filtrer jusqu'à un volume de V=100ml ;
- Mettre la solution filtrée dans le bêcher, ajouter un baromètre ;
- Ajouter HCl jusqu'à pH= 3 (le volume de HCl renommé a) :
- Mettre la solution dans la fiole, chauffer jusqu'à l'ébullition et laisser pendant 3 min ;
- Refroidir la fiole par l'eau ;
- Répéter l'opération 5 et ajouter NaOH jusqu'à pH= 6.5 (le volume de NaOH renommé

AIII.2.5.2.4. Formule des calcule des AGV

La teneur en milliéquivalent par litre qui correspond à l'acide gras volatiles est calculé par la formule :

$$\text{AGV} = \frac{(b \times 101) - (a + 100) \times 100}{V \times 99.23}$$

On calcul le paramètre TAC. Il s'exprime par la relation suivante

$$\text{TAC} = \frac{(a \times b) \times 100}{V}$$

AIII.2.5.2.5. Rendement (R<0.1)

$$R = \frac{\text{AGV}}{\text{TAC}}$$

Liste des illustrations

Tableau I.1 : Principaux groupes et genres d'agents pathogènes responsables de maladies d'origine hydriques	24
Tableau II.1 : Composition générale des boues d'épuration	28
Tableau II.2: Exemples de performance en déshydratation de boues	31
Tableau III.1: les différents débits des eaux usées dans la STEP d'El Karma	54
Tableau III.2 : La charge massique de différentes paramétrées physico-chimiques	55
Tableau III.3: Les dimensions d'une grille	59
Tableau III.4: Dimensions d'un dessableur, canal de déshuilage	60
Tableau III.5: Dimensions d'un décanteur primaire	61
Tableau III.6: Dimensions d'un bassin d'aération	62
Tableau III.7: Dimensions d'un épaisseur gravitaire.....	65
Tableau III.8: Dimensions d'un digesteur anaérobie	67
Tableau III.9: Dimensions d'un épaisseur final.....	68
Tableau III.10: Dimensions d'un gazomètre	71
Tableau IV.1: Caractéristiques d'un indicateur idéal de contamination fécale.....	78
Tableau IV.2: Volumes des eaux traités usées dans la STEP.....	81
Tableau IV.3: moyennes des résultats après les analyses des différents paramètres physico-chimiques pendant Janvier, Février et Mars (15j).....	82
Tableau IV.4: résultats des analyses bactériologiques des eaux usées avant et après épuration	98
Tableau IV.5: La moyenne d'analyses des matériaux lourds des eaux domestiques (pendant Janvier, Février et Mars (15j)).....	100
Tableau IV.6: Pourcentage des MVS.	105
Tableau IV.7: Siccité de la boue épaisie mécaniquement.....	108
Tableau IV.8: Siccité de la boue déshydratée.....	110

Listes des figures

Figure I.1 : Vue microscopique des bactéries	4
Figure I.2 : Vue microscopique des virus	4
Figure I.3 : Vue microscopique des protozoaires.....	5
Figure I.4 : Vue microscopique des helminthes.....	6
Figure I.5 : Étapes d'une filière de traitement des eaux.	10
Figure I.6 : Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe.....	17
Figure II.1 : Schéma de traitement des boues.....	33
Figure II.2 : Procédure d'incinération des boues.	37
Figure II.3 : Schéma descriptif de l'installation du digesteur.	40
Figure II.4 : Représentation schématique des différentes étapes de dégradation de la matière organique en méthane et dioxyde de carbone lors de la réaction de digestion anaérobie de boues d'épuration.....	41
Figure II.5 : Les différentes formes des digesteurs.....	47
Figure II.6 : Schéma de fonctionnement d'un digesteur.	48
Figure II.7 : Représentation schématique de la chaîne de digesteur.....	49
Figure II.8 : Schéma de la valorisation de boue.	52
Figure II.9 : Simulation par ThermoOptim de la partie basse pression.....	53
Figure III.1 : Schéma général de la station El Karma.	58
Figure III.2 : Les grilles.....	59
Figure III.3 : Canal de dessablage et déshuilage.	61
Figure III.4 : Décanteur primaire.....	62
Figure III.5 : Bassin d'aération.....	63
Figure III.6 : Décantation secondaire.	64
Figure III.7 : Épaississement gravitaire.....	65
Figure III.8 : Table d'égouttage.	66
Figure III.9 : Digesteur anaérobie.....	67
Figure III.10 : Épaississement final.....	68
Figure III.11 : Filtre à bande.....	70
Figure III.12 : Gazomètre.	71

Figure IV.1: Variations journalière de la température des eaux de la STEP d'El Karma l'épuration.	83
Figure IV.2: Variations de journalière pH des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.	85
Figure IV.3: Variations journalière de la conductivité des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.	86
Figure IV.4: Variations journalière des teneurs en oxygène dissout des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.	87
Figure IV.5: Variations journalière des teneurs en matières en suspension des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.	88
Figure IV.6: Variations journalière des teneurs en nitrates des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.	89
Figure IV.7: Les différentes étapes de l'élimination de l'azote.	90
Figure IV.8: Mécanisme de dégradation des matières azotées dans les procédés biologiques.	91
Figure IV.9: Variations journalière des teneurs en nitrites des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.	92
Figure IV.10: Variations journalière des teneurs en ammonium des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.	93
Figure IV.11 : Variations journalière des teneurs en phosphore des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.	94
Figure IV.12: Variations journalière des teneurs en DCO des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.	96
Figure IV.13: Variations journalière des teneurs en DBO_5 des eaux de la STEP d'El Karma avant et après l'épuration.	97
Figure IV.14: Volume journalière des boues primaires pompées vers l'épaississeur primaire.	101
Figure IV.15: Analyses journalière des MES dans le bassin d'aération.	102
Figure IV.16: Analyses journalière des SVI (Im) du bassin d'aération.	103
Figure IV.17: Analyses des Volumes décantée pendant 30 min du bassin d'aération.	104
Figure IV.18: Analyses des MES des boues en excès.	105
Figure IV.19: La siccité des boues en excès.	106
Figure IV.20: Dosage du polymère dans l'épaississement.	107

Figure IV.21: Débit journalière des boues homogénéisées.....	108
Figure IV.22: Volume des boues épaissies finales pompées vers la déshydratation mécanique.	110
Figure V.1: Analyses de la température de la digestion anaérobie des boues.	111
Figure V.2: Analyses du pH de la digestion anaérobie des boues.	112
Figure V.3: Analyse des acides gras volatiles des boues pendant la digestion anaérobie. ...	113
Figure V.4: Analyses du titrage alcalimétrique complet des boues pendant la digestion anaérobie.....	114
Figure V.5: Le ratio AGV/ Alcalinité	115
Figure V.6: Débit du biogaz hebdomadaires m ³ /j pendant Janvier, Février et Mars (15j).....	116

Nomenclatures

MES : La Matière en Suspension

DCO : La Demande Chimique en Oxygène

DBO₅: La Demande Biochimique en Oxygène

STEP: Station de traitement de l'Eau Polluante

ADN : l'acide désoxyribonucléique

EU : Eaux Usées

REUE : La Réutilisation des Eaux Usées Épurées

MTH : Les Maladies à Transmission Hydrique

MS : La Matière Sèche

MO : La Matière Organique

MV : La Matière Volatile

MVS : Matière Volatile Sèche

pH : Potentiel d'Hydrogène

PCI : Pouvoir Calorifique Inférieur

PT : Phosphore Total

IVS : Institut de Veille Sanitaire

AFSSE : l'Agence Française de Sécurité Environnement

PCB : Le polychlorobiphényle

HPA : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

FNE : France Naturel et Environnement

OHPA : Obligate Hydrogen Producing Bacteria

TSH : Le Temps de Séjour Hydraulique

AGV : Acides Gras Volatile

TAC : Titrage alcalimétrique complet

E .H : Équivalents Habitants

H : Habitants

MEH : Matières Extractible à l'Hexane

C E : La Conductivité Électrique

NPP ; Nombre le Plus Probable.

OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

CT : Coliformes Totaux.

CF : Coliformes Fécaux.

SF : Streptocoques Fécaux

S : Staphylocoques.

C S-R : Clostridium Sulfite-Réducteurs

SVI : Sludge Volume Index (Indice de Molhman)

UTN : Unité de Turbidité Néphélométrique.

E U : Eaux Usées.

μS : Micro Semence

j : jour

Pb : plomb.

Zn : Zinc.

Cr : Chrome.

NO₂⁻ : Nitrite

NO₃⁻ : Nitrate

PO₄³⁻ : Phosphate

NH₃ : Ammoniac

NH₄⁺ : Ammonium