

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE



Département de Génie Chimique

THESE DE DOCTORAT EN SCIENCES

Présentée par
Sadek IGOUD

*Ingénieur d'Etat et Magister en Sciences Agronomiques,
Ecole Nationale Supérieure Agronomique, Alger*

En vue de l'obtention du titre de Doctorat en Sciences en Génie Chimique

Thème

**INTEGRATION D'ENERGIES RENOUVELABLES
ET DE PROCEDES DURABLES POUR
L'EPURATION DES EAUX USEES URBAINES**

Composition du Jury:

Mr E.H. BENYOUSSEF
Mr S. HANINI
Mr H. KHALAF
Mme A. MEFTI
Mr N. YASSAA
Mme F. SOUABI
Mr C. E. CHITOUR

Président, Professeur (ENP, Alger)
Examinateur, Professeur (UYF, Médéa)
Examinateur, Professeur (USD, Blida)
Examinatrice, MCA (ENP, Alger)
Examinateur, Professeur (USTHB, Alger)
Directrice de thèse, Professeur (ENP, Alger)
Co-directeur de thèse, Professeur (ENP, Alger)

Janvier 2015

REMERCIEMENTS

Toutes mes louanges à mon créateur ALLAH.

Avant de présenter les résultats de cette recherche, il m'est tout à fait agréable de pouvoir remercier, chaleureusement, tous ceux qui ont contribué à son élaboration et à son évaluation.

Je tiens d'abord à remercier le Pr SOUABI qui n'a ménagé aucun effort pour m'encourager d'abord, à m'inscrire en doctorat ensuite, pour m'orienter et me conseiller durant mes travaux de recherche.

Je remercie également, le Pr CHITOUR qui m'a fait l'honneur d'accepter de co-diriger cette thèse et d'avoir appuyé ma problématique et enrichi mes propositions.

Pour avoir accepté de mettre à contribution leurs compétences scientifiques et professionnelles afin de corriger et débattre les résultats obtenus, dans le but de consolider le document de la thèse au profit des chercheurs et des étudiants, je remercie Mesdames et Messieurs les membres du jury :

Pr F. SOUABI, Dr A. MEFTI, Pr C.E. CHITOUR et Pr E.H BENYOUCEF, Enseignants-Chercheurs à l'ENP, Pr N. YASSAA, Directeur de l'EPST CDER à Bouzaréah, Pr H. KALAF, Enseignant-Chercheur à l'Université Saad Dahleb, à Blida et Pr S. HANINI, Enseignant-Chercheur à l'Université Yahi Farès, à Médéa,

Mon plaisir est grand de pouvoir remercier, du fond du cœur, tout le personnel de l'UDES à Bou-Ismaïl, de l'ONA, de la STEP de Tipasa et de l'ENSSMAL à Dély-Brahim pour leur précieuse aide, leur soutien et leurs encouragements intarissables tout au long de ma recherche, particulièrement :

Mme et Mlles N. CHEKIR, O. BENHABILES, S. MAHIDINE, S. DJELTI et Mr D. TASSALIT; membres de l'équipe Epuration et Valorisation des Eaux de Rejet «EVER», à l'UDES,

Mr A. CHOUIKH, Directeur de l'exploitation et de la maintenance à la Direction générale de l'ONA, à Barakj,

Mrs Toufik et Ahmed MEDJIAH de la STEP de Tipasa.

Mlle L. AMROUCHE, enseignante-chercheur à l'ENSSMAL, à Dély-Brahim.

Enfin, mon respect est profond et mes remerciements restent insuffisants face au dévouement, à la compréhension et aux sacrifices de mon épouse Leïla. Que nos efforts puissent contribuer à un monde meilleur pour nos enfants et pour ceux des générations futures.

Sans eux, tous mes efforts n'auraient pas abouti, mes sincères remerciements à mes parents, mon frère Mahfoud et ma sœur Aïcha.

العنوان : إدماج الطاقات المتجددة و الطرائق المستدامة لتطهير المياه المستعملة

استهلاك الكهرباء في تزايد مستمر في قطاع تطهير المياه المستعملة. لاقتصادها، التقليل من تأثيرات الاحتباس الحراري و حماية البيئة؛ نقترح إدماج الطاقات المتجددة و طرائق التطهير المستدامة.

في الجزء الأول من الدراسة، نقيم كمية الطاقة الكهربائية التقليدية المستهلكة في تشغيل محطة تطهير المياه المستعملة ، ميزانيتها و كمية غاز ثاني أكسيد الكربون المنبعث. كذلك نقوم بتقدير مزايا استهلاك الكهرباء المتجددة، المدمجة و المنتجة عن طريق الحمى المتبقية و الكهرباء الكهروضوئية. تم تسجيل 37 بالمائة هي نسبة توفير الكهرباء التقليدية، ما يوافق 55 بالمائة من ميزانيتها، مع التقليل من انبعاث غاز ثاني أكسيد الكربون.

في الجزء الثاني؛ نقترح ثلاث طرائق مستدامة للتطهير باستعمال الطاقة الشمسية : التقطير، التطهير و التجفيف. الأولى لديها فعالية مماثلة لعملية التطهير باستعمال الحمى المنشطة. الثانية، تقنية التطهير الشمسي ، أعطت نتائج هامة حتى بعد ارتفاع حجم المياه المعالج من 2 إلى 50 لتر، حيث تم إزالة 100 بالمائة من العوامل المرضية المدروسة باستثناء البكتيريا المختزلة للكبريت. وصلت عند عرضها للأشعة الشمسية نسبة تجفيف الحمى إلى 94 بالمائة فيما يخص الحمى التي تتراوح نسبة رطوبتها ما بين 95,5 و 99,5 بعد ثلاث و أربع أيام في هذا الترتيب

الكلمات المفتاح: تطهير، مياه مستعملة، كهرباء تقليدية، حمى متبقية، طاقات متجددة، غازات الاحتباس الحراري، طرائق مستدامة.

Titre : Intégration d'énergies renouvelables et de procédés durables pour l'épuration des eaux usées urbaines

Résumé :

Dans le secteur de l'épuration des eaux usées urbaines, la consommation de l'électricité est en augmentation. Dans un contexte d'économie d'énergie, de lutte contre l'effet de serre et de protection de l'environnement, nous proposons l'intégration des énergies renouvelables et de procédés durables.

Nous évaluons, d'abord, la consommation annuelle de l'électricité conventionnelle et les émissions de CO₂ engendrées par le fonctionnement de la STEP étudiée. Puis, nous estimons les apports d'une production d'électricité d'origine renouvelable par conversion énergétique des boues résiduaires et de l'énergie solaire photovoltaïque. L'économie réalisée atteint 37% de l'électricité conventionnelle, correspondant à 55% du budget énergétique, évitant aussi l'émission de CO₂.

Nous proposons, ensuite, trois procédés d'épuration durable utilisant l'énergie solaire : distillation, désinfection et séchage. Le premier a une efficacité comparable au procédé énergivore de l'épuration par boues activées. Le deuxième, particulièrement SODIS, a également donné des résultats très significatifs et reproductibles après une augmentation des volumes traités de 2 à 50 litres. Des taux d'abattement de 100% sont enregistrés pour tous les agents pathogènes étudiés à l'exception des sulfite-réducteurs. Le troisième a permis d'obtenir une siccité de 94% pour des boues dont l'humidité est de 95,5 et 99,5%, durant une exposition solaire de 3 et 4 jours respectivement.

Mots clés : Epuration, eaux usées urbaines, électricité conventionnelle, boues d'épuration, énergie renouvelable, gaz à effet de serre, procédés d'épuration durables.

Title: Integration of renewable energy and sustainable processes for the urban wastewater treatment

In the wastewater treatment sector, the electricity consumption is increasing. For the energy saving, the fight against the greenhouse effect and the environmental protection, we propose the integration of renewable energy and sustainable processes.

Firstly, we evaluate the yearly consumption of the conventional electricity and CO₂ emission generated by the studied WWTP. Then, we estimate the renewable electricity benefits generated from sludge and solar energy. The savings achieved 37% of conventional electricity, with CO₂ sequestration, and corresponds to 55 % of the energy budget.

Secondary, we propose three sustainable treatment processes using solar energy: distillation, disinfection and sludge drying. The first has a comparable efficiency to the intensive-energy process of activated sludge. The second, especially SODIS, has also recorded very significant and reproducible results even after the increase of the treated volumes from 2 to 50 liters. The reduction rate by 100% is recorded for all studied pathogens apart sulphite-reducing. The third allowed 94 % of dryness for sludge which moisture was 95.5 % and 99.5, during sun exposure 3 and 4 days respectively.

Key words : Wastewater treatment, conventional electricity, sewage sludge, renewable energy, greenhouse gas, sustainable treatment processes.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	1
---------------------	----------

CHAPITRE I : GENERALITES

1. Les eaux usées	3
1.1. Composition physico-chimique	3
1.2. Composition microbiologique	4
1.2.1. Coliformes totaux	4
1.2.2. Les coliformes fécaux	4
1.2.3. Streptocoques fécaux et/ou entérocoques fécaux	5
1.2.4. Les bactéries sporulées sulfito-réductrices	6
1.2.5. Les bactériophages	6
2. Le spectre du rayonnement solaire	6
2.1. Le rayonnement ultraviolet	7
2.2. Le rayonnement infrarouge	7

CHAPITRE II : L'EPURATION DES EAUX USEES EN ALGERIE

1. Gestion administrative	8
2. Evolution des capacités d'exploitation	9
3. Procédés d'épuration utilisés	9
3.1. Epuration par procédés extensifs	9
3.1.1. Le lagunage naturel	10
3.1.2. Les marais artificiels et les filtres plantés	11
3.2. Epuration par procédés intensifs	11
3.2.1. Le prétraitement	12
3.2.2. Le traitement primaire	12
3.2.3. Le traitement secondaire	12
3.2.4. Le traitement tertiaire ou de finition	13
3.2.5. Le traitement des boues résiduaires	13
3.2.6. Le rejet en décharges et centres d'enfouissement technique	14
4. Bilan d'exploitation de l'ONA entre 2010 et 2013	15

CHAPITRE III

A. LES ENERGIES RENOUVELABLES POUR L'EPURATION DES EAUX USEES

1. Conversion énergétique des boues	16
1.1. Méthanisation des boues	16
1.2. Valorisation énergétique du biogaz	17
1.3. La méthanisation des boues en Algérie	17
2. Electricité solaire photovoltaïque	18
3. Electricité éolienne	19
4. Micro-hydroélectricité	20
5. Récupération de l'énergie thermique du réseau d'assainissement	20
6. Pile à combustible microbienne	21

B. LES PROCÉDES DURABLES POUR L'ÉPURATION DES EAUX USEES

1. La distillation	22
1.1. La distillation solaire pour la potabilisation de l'eau	22
1.2. La distillation solaire pour l'épuration des eaux usées	23
2. La désinfection solaire	23
2.1. La désinfection par photolyse	23
2.2. La désinfection par photocatalyse solaire	25
2.3. Les photoréacteurs et les projets pilotes	26
3. Le séchage solaire des boues	27
3.1. Les lits de séchage et les lits plantés	27
3.2. Les serres solaires	28
3.3. Les micro-algues	29
3.4. Combinaison de l'épuration et de la production de bioénergie	30

CHAPITRE IV : EVALUATION DE LA CONSOMMATION DE L'ELECTRICITE CONVENTIONNELLE ET DE L'INTEGRATION DE L'ELECTRICITE RENOUEVABLE DANS LA STEP DE TIPASA

A. EVALUATION DE LA CONSOMMATION DE L'ELECTRICITE CONVENTIONNELLE, DE SON COUT ET DES EMISSION DES GAZ A FFET DE SERRE

1. Approche méthodologique	31
2. Station et chaîne d'épuration	31
2.1. Localisation administrative et géographique	31
2.2. Chaîne d'épuration	31
3. Matériels et méthodes	34
3.1. Estimation de la consommation de l'électricité et de son coût	34
3.2. Estimation des émissions des gaz à effet de serre	34
4. Résultats et discussion	36
4.1. Consommation et coût de l'électricité conventionnelle	36
4.2. Emissions des gaz à effet de serre	37

B. EVALUATION DE L'INTEGRATION DE L'ELECTRICITE RENOUEVABLE DES ECONOMIES FINANCIERES ET DE LA REDUCTION DES EMISSION DES GAZ A FFET DE SERRE

1. Matériels et méthodes	39
1.1. Méthanisation des boues et cogénération du biogaz	39
1.1.1. Estimation théorique	39
1.1.2. Estimation expérimentale	40
1.2. Eclairage solaire photovoltaïque	41
1.3. Estimation de la rentabilité économique des investissements	41
2. Résultats et discussion	43
2.1. Résultats théoriques de la méthanisation des boues et cogénération du biogaz.....	43
2.2. Production expérimentale du biogaz	43
2.3. Estimation théorique des apports énergétique, financier et environnemental	46

2.4. Eclairage solaire photovoltaïque	47
2.4.1. Apports énergétique, financier et environnemental	47
2.5. Cumul des apports des deux propositions	47
2.6. Rentabilité économique des investissements	48

CHAPITRE V : EPURATION PAR DISTILLATION SOLAIRE

1. Matériels et méthodes	50
1.1. Localisation administrative et géographique	50
1.2. Protocole expérimental	50
1.3. Banc d'essais	51
1.3.1. Banc d'essais de l'épuration par distillation solaire	51
1.3.2. Banc d'essais de l'épuration par bi-distillation solaire	52
1.4. Prélèvement de l'eau usée brute et prétraitée.....	53
1.5. Mesure du rayonnement solaire et des températures	53
1.6. Caractérisation volumétrique	54
1.7. Caractérisation physico-chimique	54
1.8. Caractérisation microbiologique	54
2. Résultats et discussion	56
2.1. Epuration de l'eau usée brute	56
2.1.1. Caractérisation volumétrique	56
2.1.2. Caractérisation des abattements physico-chimiques	58
2.1.3. Caractérisation des abattements microbiologiques	60
2.2. Epuration de l'eau usée prétraitée	61
2.2.1. Caractérisation volumétrique.....	62
2.2.2. Caractérisation des abattements physico-chimiques	66
2.2.3. Caractérisation des abattements microbiologiques	68
2.3. Epuration de l'eau usée prétraitée par bi-distillation solaire	68
2.3.1. Caractérisation des abattements physico-chimiques	68

CHAPITRE VI : DÉSINFECTION PAR IRRADIATION SOLAIRE

1. Matériels et méthodes	74
1.1. Protocole expérimental	74
1.2. Prélèvement de l'eau usée épurée	75
1.3. Bancs d'essais	75
1.4. Mesure du rayonnement solaire	77
1.5. Analyses microbiologiques	77
2. Résultats et discussion	78
2.1. Caractérisation physico-chimique et microbiologique des eaux usées épurées.....	78
2.2. Détermination des conditions optimales de la désinfection par photolyse solaire	79
2.3. Détermination des conditions optimales de désinfection par photocatalyse solaire	81
2.4. Etude comparative photolyse / photocatalyse	82
2.5. Résultats de la désinfection utilisant le photoréacteur parallépipède.....	84
2.6. Résultats de la désinfection utilisant le photoréacteur tubulaire	86

CHAPITRE VII : SECHAGE SOLAIRE DES BOUES RESIDUAIRES

1. Matériels et méthodes	90
1.1. Protocole expérimental	90
1.2. Prototypes utilisés	91
2. Résultats et discussion	92
 CONCLUSION	 98

Références bibliographiques

Annexes

TABLEAUX ET FIGURES

Tableau II.1 : Bilan 2013 de l'épuration des eaux usées par l'ONA	15
Tableau III. 1 : Composition chimique et pouvoir calorifique du biogaz	16
Tableau IV.1 : Consommation annuelle et coût de l'électricité de la chaîne d'épuration de la STEP de Tipasa (2009-2010)	36
Tableau IV.2 : Consommation annuelle et coût de l'électricité de la STEP de Tipasa (2009/2010)	37
Tableau IV.3 : GES induits par la consommation de l'électricité de la STEP de Tipasa.....	38
Tableau IV.4 : Teneur des principaux composants du biogaz.....	46
Tableau IV.5 : Production de l'électricité renouvelable et rentabilité économique.....	48
Tableau V.1 : Dimensions des composants du distillateur solaire à effet de serre	52
Tableau V.2 : Caractérisation volumétrique de l'épuration par distillation solaire des eaux usées brutes	57
Tableau V.3 : Taux de l'abattement des paramètres physico-chimiques après l'épuration par distillation solaire des eaux usées brutes	59
Tableau V.4 : Taux de l'abattement des métaux lourds après l'épuration par distillation solaire des eaux usées brutes	60
Tableau V.5 : Taux de l'abattement des micro-organismes après l'épuration par distillation solaire des eaux usées brutes	61
Tableau V.6 : Caractérisation volumétrique de l'épuration par distillation solaire des eaux usées prétraitées	63
Tableau V.7 : Taux d'abattement des paramètres physico-chimiques après l'épuration par distillation solaire des eaux usées prétraitées	66
Tableau V.8 : Taux d'abattement de l'azote, du phosphore et des métaux lourds contenus dans les des eaux usées prétraitées épurées par distillation solaire	67
Tableau V.9 : Taux de l'abattement des micro-organismes après l'épuration par distillation solaire des eaux usées prétraitées	69
Tableau V.10 : Taux d'abattement des paramètres physico-chimiques après l'épuration par bi-distillation solaire des eaux usées prétraitées	70
Tableau V.11 : Taux d'abattement de l'azote, du phosphore et des métaux lourds contenus dans les des eaux usées prétraitées épurées par bi-distillation solaire	71
Tableau VI.1 : Caractéristiques physico-chimiques du dioxyde de titane (TiO ₂)	76
Tableau VI.2 : Caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des eaux usées épurées par la STEP de Tipasa	78
Tableau VII.1 : Dimensions des composants du lit de séchage et de la serre solaire	92
Tableau VII.2 : Estimation du rayonnement solaire cumulé durant le séchage des boues ...	93

Figure I.1 : <i>Escherichia Coli</i> (Les coliformes fécaux)	5
Figure I.2 : Les entérocoques fécaux	6
Figure I.3 : Localisation des ondes UV et IR dans le spectre électromagnétique du rayonnement solaire	7
Figure II.1 : Lagunage naturel, STEP de Ghardaïa.....	10
Figure II.2 : Filtre planté, STEP de N’Goussa (Ouargla).....	10
Figure II.3 : Marais filtrant, STEP de Temacine (Ouargla).....	10
Figure II.4 : Principe d’une station d’épuration par lagunage naturel.....	10
Figure II.5 : Principe d’une station d’épuration par filtre planté à écoulement vertical.....	11
Figure II.6 : Aérateur de lagune, STEP de Ouargla	13
Figure II.7 : Bassin d’aération, STEP de Boumerdès	13
Figure II.8 : Stabilisation des boues par digestion anaérobie	14
Figure III.1: Premier véhicule au biogaz, en Algérie	17
Figure III.2 : Installation de microturbines pour la cogénération du biogaz	17
Figure III.3 : Digesteurs, gazomètre et torchère de la STEP de Baraki (Alger)	17
Figure III.4 : Installation solaire photovoltaïque autonome, STEP de N’goussa (Ouargla)	18
Figure III.5 a : Installation photovoltaïque “Solar active system” (France)	19
Figure III.5 b : Utilisation des murs végétalisés (France)	19
Figure III.6 a : Installation photovoltaïque en toiture de STEP (Belgique)	19
Figure III.6 b : Installation photovoltaïque en abris de parking (Etats Unis)	19
Figure III.7 : Installation de système hybride éolien/photovoltaïque/électricité conventionnelle, STEP d’Atlantic City (Etats Unis)	19
Figure III.8 : Récupération de l’énergie du réseau de collecte des eaux usées	20
Figure III.9 : Principe de la pile à combustible microbienne	21
Figure III.10 : EcoBot III, un robot fonctionnant par pile à combustible microbienne	21
Figure III.11 : Usine de traitement par distillation à multiple effet	22
Figure III.12 : Première usine de dessalement par distillation solaire à effet de serre (Chili)	22
Figure III.13 : Processus de l’inactivation des bactéries par les UV	23
Figure III.14 : Principe de la désinfection par la technique SODIS	24
Figure III.15 : Utilisation de SODIS en Indonésie	24
Figure III.16 : Utilisation de SODIS en 2009.....	24
Figure III.17 : Principe réactionnel de la photocatalyse	25
Figure III.18 : Photoréacteurs statiques de désinfection solaire de l’eau potable et épurée	26
Figure III.19 : Photoréacteurs à concentrateurs cylindro-paraboliques	26
Figure III.20 : Photoréacteurs plats en escaliers	27
Figure III.21 : Photoréacteurs tubulaires à CPC	27
Figure III.22 : Photoréacteurs tubulaires de 150 m ² (Espagne)	27
Figure III.23 : Photoréacteurs tubulaires « RayWox » de 240 m ² (Allemagne)	27
Figure III.24 : Lits de séchage solaire à l’air libre	28
Figure III.25 : Lits de séchage solaire plantés de roseaux	28
Figure III.26 : Séchage solaire des boues par le procédé Héliantis	28
Figure III.27 a: Epuration par micro-algues : Projet Urban Lab (France).....	29
Figure III.28 b: Epuration par micro-algues : Projet Marina city (Etats Unis)	29
Figure IV.1 : Synoptique de la chaîne d’épuration de la STEP de Tipasa	32
Figure IV.2 : Relevage et prétraitement des eaux usées (étapes A et B)	32
Figure IV.3 : Traitement biologique (étape C)	33
Figure IV.4 : Clarification (étape D)	33
Figure IV.5 : Rejet des eaux épurées	33

Figure IV.6 : Pressage des boues (étape E)	33
Figure IV.7 : Table de contrôle des équipements électriques de la chaîne d'épuration	34
Figure IV.8 : Répartition de l'émission des GES induites par la consommation de l'électricité de la STEP de Tipasa	38
Figure IV.9 : Banc d'essais de méthanisation des boues résiduairees	41
Figure IV.10 : Production cumulée du biogaz (dilution 100%)	44
Figure IV.11 : Production journalière du biogaz (dilution 100%)	44
Figure IV.12 : Production cumulée du biogaz (dilution 50%)	45
Figure IV.13 : Production journalière du biogaz (dilution 50%)	45
Figure V.1: Banc d'essais de l'épuration par distillation solaire	51
Figure V.2: Banc d'essais de l'épuration par bi-distillation solaire	52
Figure V.3 : 1 ^{er} Point de prélèvement (eau usée brute)	53
Figure V.4 : 2 ^{ème} Point de prélèvement (eau usée prétraitée)	53
Figure V.5 : Production de l'eau épurée par distillation solaire en fonction du rayonnement solaire de la journée du 31 Mai 2012	56
Figure V.6 : Production de l'eau épurée en fonction de la température de la journée du 31 Mai 2012	58
Figure V.7 : Eau produite durant l'épuration par distillation solaire de l'eau usée brute	58
Figure V.8 : Dépôts au fond du caisson et surnageant huileux	62
Figure V.9 : Eaux produites durant l'épuration par distillation solaire de l'eau usée prétraitée	62
Figure V.10 : Production de l'eau épurée par distillation solaire en fonction du rayonnement solaire de la journée du 4 Juin 2012	64
Figure V.11: Production de l'eau épurée par distillation solaire en fonction du rayonnement solaire de la journée du 12 Septembre 2012	64
Figure V.12 : Production de l'eau épurée par distillation solaire en fonction de la température de la journée du 04 Juin 2012	65
Figure V.13 : Production de l'eau épurée par distillation solaire en fonction de la température de la journée du 12 Septembre 2012	65
Figure V.14 : Eaux produites durant l'épuration par bi-distillation solaire de l'eau usée prétraitée	70
Figure VI.1: Point de prélèvement des l'eau usée épurée	75
Figure VI.2 : Banc d'essais de photolyse solaire	75
Figure VI.3 : Banc d'essais de photocatalyse solaire	75
Figure VI.4 : Photoréacteur plan de 50 litres.....	76
Figure VI.5 : Photoréacteur tubulaire 30 litres	76
Figure VI.6 : Rayonnement solaire de la journée du 05 Juin 2011.....	79
Figure VI.7 : Détermination de la durée optimale optimale de l'irradiation solaire pour la désinfection par photolyse (SODIS)	79
Figure VI.8 : Rayonnement solaire de la journée du 29 Mai 2011.....	80
Figure VI.9 : Détermination de la température de chauffage optimale pour la désinfection par photolyse solaire (SODIS)	81
Figure VI.10 : Rayonnement solaire de la journée du 26 Avril 2011.....	81
Figure VI.11 : Détermination de la concentration optimale de TiO ₂ pour la désinfection par hotocatalysesolaire.....	82
Figure VI.12 : Rayonnement solaire de la journée du 14 Juin 2011.....	83
Figure VI.13 : Etude comparative de l'efficacité (en %) de la désinfection solaire : photolyse/photocatalyse	83

Figure VI.14 : Etude comparative de l'efficacité (en log) de la désinfection solaire : photolyse/photocatalyse	84
Figure VI.15 : Rayonnement solaire de la journée du 08 Mai 2011	85
Figure VI.16 : Evaluation de l'efficacité de la désinfection solaire utilisant un photoréacteur parallélépipède de 50 litres	85
Figure VI.17 : Rayonnement solaire de la journée du 11 Avril 2012	86
Figure VI.18 : Evaluation de l'efficacité de la désinfection solaire utilisant un photoréacteur tubulaire de 30 litres en mode stationnaire	87
Figure VI.19 : Rayonnement solaire de la journée du 24 Avril 2012	87
Figure VI.20 : Evaluation de l'efficacité de la désinfection solaire utilisant un photoréacteur tubulaire de 30 litres en mode dynamique	88
Figure VII.1 : Distillateur solaire transformé en lit de séchage à l'air libre des boues résiduaires	91
Figure VII.2 : Distillateur solaire transformé en serre de séchage des boues résiduaires ...	91
Figure VII.3 : Caractéristiques des plaques de verre de la serre solaire	91
Figure VII.4 : Rayonnement solaire de la journée du 09 Juin 2011	92
Figure VII.5 : Rayonnement solaire de la journée du 09 Juin 2011	93
Figure VII.6 : Evolution de la siccité des boues biologiques au cours du séchage solaire ..	94
Figure VII.7 : Evolution de la siccité des boues épaissies au cours du séchage solaire	95
Figure VII.8 : Epanchage des boues déshydratées dans la STEP de Tipasa (2012)	96

ABRÉVIATIONS

ADE : Algérienne Des Eaux

CRD : Centre de Recherche et de Développement

CDER : Centre de Développement des Energies Renouvelables

DA : Dinar Algérien

EAWAG : Institut de recherche Suisse sur l'eau

ENSSMAL : Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral

GES : Gaz à Effet de Serre

IPA : Institut Pasteur d'Algérie

ISO : International Standard Organisation

NASA : National Aeronautics and Space Administration

NTU : Nephelometric Turbidity Unit

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ONA : Office National de l'Assainissement

ONM : Office National de la Météorologie

SEAAL : Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger

SEACO : Société des Eaux et de l'Assainissement de Constantine

SEOR : Société des Eaux et de l'Assainissement d'Oran

SODIS : SOLar water DISinfection

STEP : Station d'épuration

UDES : Unité de Développement des Equipements Solaires

NOTATIONS ET UNITES DE MESURE

DBO₅ : Demande biologique en oxygène durant 5 jours
DCO : Demande chimique en oxygène
Ed : Eau distillée ; épurée par distillation solaire
Ed1 : Eau distillée du 1^{er} distillateur
Ed2 : Eau distillée du 2^{ème} distillateur
Eep : Eau épurée par la station d'épuration
Ed/T0C : Abattement de la pollution par rapport au témoin
Ed/Eep : Efficacité du traitement par rapport au témoin
Eq- CO₂ : équivalent carbone
g : gramme
GWh : gigawatt heure; 10⁹ Wh
h : heure
kWh : kilowatt heure; 10³ Wh
l : litre
m : mètre
mm : millimètre
ml : millilitre
MES : Matières En Suspension
MVS : Matières Volatiles Sèches
PCI : Pouvoir Calorifique Inférieur (kWh/m³)
PCS : Pouvoir Calorifique Supérieur (kWh/m³)
T0 : Concentrat ; eau résiduelle au niveau du caisson du distillateur
T0C : Eau usée témoin
TDS : Taux De Salinité
TiO₂ : Dioxyde de Titane
UV : Ultra-violet ; rayonnement électromagnétique composé des UVA, UVB et UVC
UFC : Unité Formant une Colonie
Wh : Watt heure
µS: Micro siemens

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Assurer l'approvisionnement des besoins de la population mondiale, à travers les ressources de base qui sont l'eau et l'énergie, en adéquation avec un environnement sain, est une problématique difficilement gérable. Mais, elle le sera d'avantage en prévision de l'augmentation du nombre de cette population qui passera, selon le rapport de 2012 des Nations Unies [1] de 7 milliards, en 2013, à 9,1 Milliards, en 2050. Cela nécessitera une mobilisation supplémentaire, accrue, des ressources naturelles notamment l'eau dont la consommation augmentera, selon la même source, de 11% uniquement dans le secteur agricole pour satisfaire l'augmentation de la production alimentaire estimée à 70%. Ce sera aussi le cas pour l'énergie dont le besoin mondial augmentera de 60%. Dans les pays en voie de développement, 40% de l'énergie sera consommée uniquement pour le pompage et le traitement de l'eau [1].

Au niveau national, pour faire face aux besoins en eau, l'Algérie a mis en place plusieurs programmes qui se sont succédé. Ces derniers avaient visé la mobilisation des eaux à travers l'augmentation des forages d'eau souterraine, l'augmentation du nombre de barrages, l'utilisation de techniques d'irrigation économes, la réduction des déperditions des réseaux de distribution... Cependant, ces actions se sont avérées insuffisantes face à l'augmentation continue des besoins en eau.

Dès 2003, une seconde étape a été franchie pour renforcer massivement l'approvisionnement en ressources hydriques. D'abord par le dessalement de l'eau de mer afin de combler le besoin en eau potable. Ensuite, à travers la réutilisation des eaux usées épurées au profit de l'irrigation [2, 3].

De nos jours, le recours à la réutilisation des eaux usées épurées n'est pas propre à l'Algérie puisque ce mode de gestion a été déjà utilisé dans d'autres pays et continents, particulièrement au profit de l'agriculture et de l'industrie et de [4 à 7].

Pour l'Algérie, l'avantage de cette nouvelle orientation résulte de l'existence du secteur de l'assainissement qui permettra de réduire, considérablement, les efforts pour sa mise en place. Pour bénéficier de toute cette ressource, estimée à 1,2 milliard de m³ en 2010, la construction de 37 nouvelles stations d'épuration a été prévue dans le programme 2010/2014 visant, à l'avenir, l'épuration de 100% des eaux usées collectées [8, 9].

Cependant, le maintien de cette politique de gestion, sans considération des interactions de la problématique de l'eau : « eau-énergie-environnement », entrainera des retombées négatives. Ces dernières renforceront d'autres problématiques déjà existantes à savoir : l'augmentation de la demande énergétique et, par conséquent, l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre à l'origine du réchauffement climatique.

En effet, au niveau mondial, le secteur de l'assainissement contribuera, entre 2006 et 2030, à une augmentation de 44% de la demande énergétique [1].

Ce sera également le cas en Algérie. En 2013, l'épuration de 161 millions m³ d'eau usée par 96 stations d'épuration, gérées par l'ONA, a consommé 60 GWh d'électricité avec une augmentation de 48,33% comparativement à 2010 [10, 11]. En 2014, ce secteur devrait compter environ 200 stations d'épuration [10] ; ce qui augmentera considérablement la consommation de l'électricité.

Bien que l'épuration pour la réutilisation des eaux usées épurées visant l'augmentation et la sécurisation des apports hydriques soit une orientation impérative, la problématique

de l'eau ne peut être solutionnée sans considération de ses interactions énergétique et environnementale.

Y aurait-il d'autres alternatives pour solutionner cette problématique ?

A priori oui ; l'orientation vers des procédés d'épuration et des modèles de gestion de l'eau qui s'intègrent dans le concept du développement durable et dans lesquels les énergies renouvelables seraient prioritairement utilisées est une alternative prometteuse qui doit être fortement considérée.

C'est dans ce contexte que s'inscrit notre travail dont le but essentiel est de contribuer à renforcer l'orientation vers l'intégration des énergies renouvelables et l'utilisation des procédés d'épuration « durables » dans le secteur de l'assainissement.

Deux principales parties sont développées :

La première partie étudie l'approvisionnement en électricité conventionnelle de la station d'épuration de Tipasa pour évaluer les avantages pouvant être induits par l'intégration de l'électricité renouvelable produite à partir des gisements énergétiques disponibles au niveau de la STEP, à savoir : les boues résiduaires et le rayonnement solaire.

Une estimation est également entreprise afin d'évaluer la rentabilité économique des investissements à effectuer.

La seconde partie reconsidère l'utilisation, quasi-unique, de deux procédés d'épuration utilisés en Algérie qui sont les boues activées et le lagunage ; cela, pour un plus large choix de procédés et de traitement qui s'inscrivent dans le concept du développement durable.

A cet effet, l'efficacité de l'épuration par distillation solaire, de la désinfection solaire et du séchage solaire des boues résiduaires a été évaluée.

Chapitre I

GENERALITES

CHAPITRE I : GENERALITES

1. Les eaux usées [12 à 14]

Une eau propre, notamment « potable », est usée après son utilisation ou son évolution dans le milieu naturel à travers :

- la consommation pour le bien être humain qui la transforme en eau usée domestique (grise ou noire),
- l'irrigation dont le surplus d'eau constitue l'eau de drainage,
- l'utilisation dans l'industrie qui rejette une eau usée industrielle,
- l'environnement qui transforme l'eau de pluie en eau stagnante et de ruissèlement.

La collecte de l'ensemble de ces eaux, dans un réseau d'assainissement, notamment unique comme c'est le cas en Algérie, transforme ces dernières en eau usée urbaine.

Ces différents types d'eaux usées se différencient par une seule et unique caractéristique : la pollution.

Par contre, cette dernière diffère d'une eau usée à une eau par la concentration et la nature des polluants.

1.1. Composition physico-chimique

En général, il est établi qu'une eau usée urbaine se compose de trois types de pollutions :

- une pollution solide, ou physique, constituée des débris des déchets, des particules (sable, argile, limon...), ...
- une pollution organique carbonée, azotée et phosphorée présente sous forme de carbohydrates, lipides, protéines, acides aminés, acides gras volatiles ...
- une pollution inorganique, ou chimique, composée de sels minéraux : sodium, calcium, potassium, magnésium, chlore, soufre, phosphate, bicarbonates, sels d'ammonium et de métaux lourds ...

Cette pollution est détectable par différents paramètres analytiques, notamment :

- physiques (pH, MES...),
- chimiques (DBO₅, DCO, concentrations en éléments chimiques dissouts, aromatiques, en métaux lourds ...) et
- et biologiques (agents pathogènes...).

Afin de quantifier cette pollution, la communauté européenne a mis en place une unité de mesure unique, utilisée pour le dimensionnement des stations d'épuration urbaine. Il s'agit de l'Equivalent Habitant (EH) qui représente la charge moyenne de pollution rejetée par habitant et par jour contenue dans un volume de 150 litres.

Cette unité de pollution est fixée à [13] :

- 60 g de DBO₅.

Il à noter qu'à part la valeur fixe de la DBO₅, d'autres paramètres physico-chimiques sont utilisés pour caractériser l'équivalent-habitant unitaire. Cependant, les valeurs des ces paramètres varient d'un pays un autre.

A titre d'exemple, en France, les valeurs utilisées ont pour fourchettes [14]:

- Volume d'eau : 150 à 200 litres / habitant / jour (souvent arrêté à 150 l),
- 75 à 100 g de DCO (souvent arrêté à 120 g),
- 90 g de MES,
- 15 g d'azote total,
- 4 g de phosphore.

1.2. Composition microbiologique [15 à 19]

Les populations biologique et microbiologique des eaux usées sont quantitativement très importantes ; ce qui induit un risque infectieux très élevé au contact de l'Homme. Cette situation est à l'origine de la nécessité de leur épuration avant leur évacuation dans le milieu naturel et impose leur désinfection avant leur réutilisation. L'évaluation de l'efficacité de la désinfection des eaux usées épurées s'effectue par le suivi des germes témoins de la contamination fécale (GTCTF) particulièrement :

1.2.1. Les coliformes totaux

Les coliformes totaux sont des bactéries en forme de bâtonnet, aérobies ou anaérobies facultatives. Dès la fin du 19^{ème} siècle, les coliformes totaux ont été utilisés comme indicateurs de la qualité microbiologique de l'eau car ils sont indirectement associés aux pollutions d'origine fécale. Les principaux genres du groupe sont : *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella* et *Serratia*.

Actuellement, ils ne sont pas considérés comme de bons indicateurs de la contamination pathogène de l'eau de consommation. Par contre, ils sont de bons indicateurs de l'efficacité des traitements de désinfection et de la réactivation bactérienne. Selon les données recueillies aux cours des dernières années, les coliformes fécaux, *E. coli* et les entérocoques sont les indicateurs de risque les plus valides.

1.2.2. Les coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont un sous-groupe des coliformes totaux dans lequel *Escherichia coli* est l'espèce d'origine fécale la plus représentative.

La détection des coliformes fécaux peut être une indication de la présence des micro-organismes entéropathogènes comme les salmonelles. C'est le cas lors des traitements minimes, telle la chloration, par rapport à des traitements plus élaborés (floculation, sédimentation et filtration).

Depuis 1994, l'OMS recommande, pour ce sous-groupe, l'utilisation de l'appellation « coliformes thermo-tolérants » car plusieurs espèces détectées ne sont pas obligatoirement d'origine fécale ; ce qui peut fausser l'interprétation lors des analyses.

Dans le cas de la recherche de la contamination fécale, le suivi d'*Escherichia coli* est l'approche la plus précise.

➤ *Escherichia coli*

Escherichia Coli est une bactérie pathogène unicellulaire ayant une longueur comprise entre 0,4 et 14 μm (figure I.1). Elle évolue d'une manière individuelle, en forme de bâtonnet ou de sphère, également sous forme de spirale ou de tiges. Dans ce deuxième cas, elle se regroupe en chaîne ou en amas.

Escherichia Coli est une bactérie qui appartient au sous-groupe des coliformes fécaux. Sa présence est signalée en nombre important dans les déjections animales et humaines. Sa présence est exceptionnelle dans d'autres substrats, notamment les sols et les eaux qui ne font pas l'objet d'une pollution fécale.

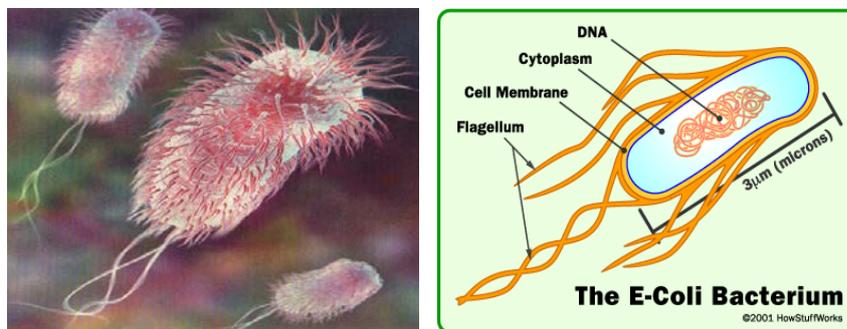


Figure I.1 : *Escherichia Coli* (Les coliformes fécaux) [15].

1.2.3. Les streptocoques fécaux et/ou entérocoques fécaux

La classification générale des streptocoques fécaux a été modifiée dans les années 80 par la création d'un nouveau genre : *Enterococcus*.

Ainsi, plusieurs espèces ayant appartenues au genre *Streptococcus* ont été transférées vers le genre *Enterococcus* ; particulièrement les streptocoques du groupe D. Ces derniers, sont reconnus responsables de la contamination des eaux d'approvisionnement qui a comme origine les déjections animales comme *Enterococcus faecalis* et *E. faecium* et parfois humaines, en particulier *Streptococcus bovis*.

Les entérocoques sont des bactéries pathogènes à gram positif qui se présentent sous forme de coques en courtes chaînes (figure I.2). Elles ont la capacité de croître à une température comprise entre 10 et 45°C, à pH alcalin.

En général, les espèces du groupe des entérocoques sont présentes dans divers types d'eaux en nombre supérieur par rapport aux autres micro-organismes indicateurs de contamination.

Comparativement aux coliformes (incluant *Escherichia coli*), les entérocoques sont plus résistants aux conditions environnementales difficiles. Pour cela, ils sont retenus comme indicateurs de contamination des eaux souterraines où la température est généralement plus froide et qui sont pauvres en éléments nutritifs notamment dans les aquifères (nappes d'eau souterraine).

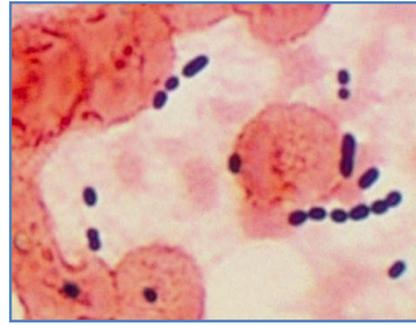
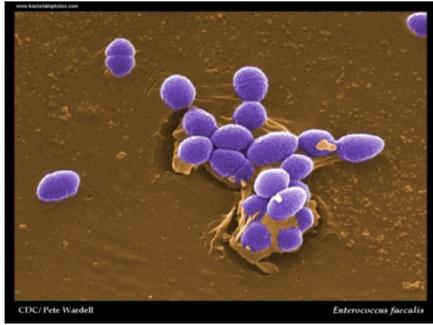


Figure 2.a : *Enterococcus faecalis* (coques) **Figure 2.b :** *Enterococcus* (chainette bleu)

Figure I.2 : Les entérocoques fécaux [16].

1.2.4. Les bactéries sporulées sulfito-réductrices

Les bactéries sulfito-réductrices sont anaérobies ; elles évoluent en absence d'oxygène. Au cours de la respiration, elles utilisent les sulfates au lieu de l'oxygène. Les espèces les plus représentatives sont les clostridies.

Ce sont des bactéries sporulées, en chaînes ou en bâtonnets, mobiles. La présence de ces bactéries est signalée dans les matières fécales, les sols et les rivières mais l'est en faible concentration par comparaison à *E. Coli*.

Leur forme sporulée leur permet de résister aux conditions défavorables du milieu de leur survie ainsi qu'à la chloration.

1.2.5. Les bactériophages

Les bactériophages sont des virus qui infectent uniquement les bactéries et ne causent des infections que quand ils se développent dans des bactéries vivantes dites « hôtes ».

Le suivi de ces bactéries « hôtes » qui représentent une indication de contamination, nécessite le suivi des virus. Ce genre de recherche poussée s'intéresse particulièrement aux :

- **Coliphages somatiques** qui sont représentés par 4 familles : *Myoviridae, Siphoviridae, Podoviridae et Microviridae*.
- **Phages F-spécifiques** représentés par 2 familles : *Leviviridae et Inoviridae*.
- **Phages de B. fragilis** représentés par la famille : *Siphoviridae*.

Il est à noter que ces bactériophages sont des indicateurs viraux de pollution fécale mais ne sont pas pathogènes et ils ont peu de chances de se répliquer dans l'environnement.

2. Le spectre du rayonnement solaire [20 à 24]

Le rayonnement solaire est un spectre électromagnétique qui se caractérise par un transfert d'énergie à travers des photons et des ondulations. Il se compose de plusieurs ondes électromagnétiques (figure I.3). Cependant, au niveau de la terre, les ondes qui sont partiellement reçues sont la lumière visible, les rayons UV et l'infrarouge.

Pour l'épuration des eaux usées, le rayonnement solaire peut être utilisé notamment à travers le rayonnement de l'infrarouge (IR), particulièrement pour la distillation et le séchage des boues, et le rayonnement ultraviolet (UV), utilisé pour la désinfection et l'élimination des polluants organiques.

2.1. Le rayonnement ultraviolet

La radiation ultraviolette a été découverte, en 1801, par Johann Ritter. Cette dernière est composée de trois longueurs d'ondes (figure I.3) :

- UVC : de 100 à 280 nm,
- UVB : de 280 à 315 nm,
- UVA : de 315 à 400 nm.

Cependant, seul 1% du rayonnement de longueur d'onde inférieur à 315 nm est absorbé par l'ozone atmosphérique et 99% des longueurs d'onde supérieures à 315 nm ; ces derniers sont des UVA. Quant au rayonnement solaire global reçu sur Terre, il se compose en moyenne de 5 % d'UV [10].

Par considération des effets de la lumière UV sur les organismes vivants, les photobiologistes utilisent des subdivisions différentes, à savoir :

- UVC : de 100 à 290 nm,
- UVB : de 290 à 320 nm,
- UVA : de 320 à 400 nm.

2.2. Le rayonnement infrarouge

Le rayonnement infrarouge a été découvert, en 1800, par William Herschel. Il est compris entre 700 nm et 1mm et se compose de trois subdivisions (figure I.3) :

- Infrarouge proche ou IRA : de 700 nm à 100,4 nm,
- Infrarouge moyen ou IRB : de 100,4 nm à 3000 nm,
- Infrarouge lointain ou IRC : de 3000 nm à 1 mm.

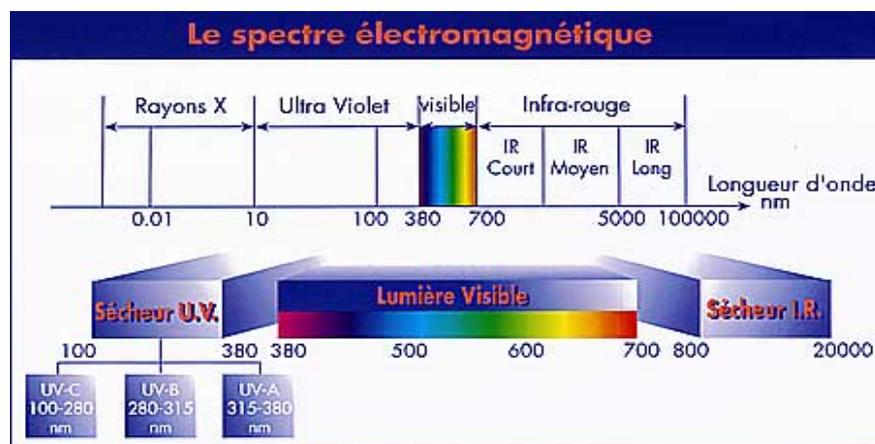


Figure I.3 : Localisation des ondes UV et IR dans le spectre électromagnétique du rayonnement solaire [24].

Chapitre II

L'EPURATION DES EAUX USEES EN ALGERIE

CHAPITRE II : L'EPURATION DES EAUX USEES EN ALGERIE :

1. Gestion administrative [25 à 27]

Depuis l'indépendance de l'Algérie jusqu'à l'année 2000, l'épuration des eaux usées avait un objectif hygiénique d'où l'utilisation de l'appellation « assainissement » des eaux usées.

L'organisation administrative du secteur de l'assainissement était assurée par les Ministères des Travaux Publics et de celui de l'Agriculture. Par la suite, cette gestion était entreprise par le Service des Etudes Scientifiques, actuellement l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH), et le Service des Etudes Générales et des Grands Travaux Hydrauliques. Ce dernier a été à l'origine de l'Agence Nationale des Barrages et des Transferts (ANBT) et, en partie, de l'Agence Nationale de l'eau potable et Industrielle et de l'Assainissement (AGEP) qui a été substituée par l'Algérienne Des Eaux (ADE) en 2001.

Durant la première décennie, entre 1962 et 1970, la gestion de l'eau et de son assainissement était une continuité de la politique coloniale.

C'est au cours de la seconde décennie qu'une politique nationale a été mise en place à travers la création des Directions de l'Hydraulique au niveau de chaque wilaya.

Administrativement, cette décennie a été gérée par le Secrétariat d'Etat à l'Hydraulique jusqu'à 1977 puis par le Ministère de l'Hydraulique de la Mise en Valeur des Terres et de l'Environnement, entre 1978 et 1980.

Au cours de la troisième décennie, la gestion de l'eau était assurée par le Ministère de l'Hydraulique, entre 1980 et 1984, puis par le Ministère de l'Environnement et des Forêts entre 1984 et 1989. Durant cette période, plusieurs Agences ont été créées notamment l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH), l'Agence Nationale des Barrages (ANB) ...

Depuis l'an 2000 à ce jour, l'assainissement des eaux usées ne se limite plus à l'aspect hygiénique puisqu'il englobe la collecte et l'épuration des eaux usées également le rejet et la réutilisation des eaux usées épurées. Cette mission est gérée par la Direction de l'Assainissement et de la Protection de l'Environnement (DAPE) à travers un nouveau Ministère : celui des Ressources en Eaux (MRE). Durant cette période, des Etablissements Publics à caractère Industriel et Commercial (EPIC) ont été créés notamment l'Office National de l'Assainissement (ONA) et l'Algérienne Des Eaux (ADE) en 2001.

A partir de 2006, l'ADE et l'ONA se sont ralliées à SUEZ-Environnement pour la création de nouvelles sociétés par actions notamment : la Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger (SEAAL), la Société des Eaux et de l'Assainissement d'Oran (SEOR), la Société des Eaux et de l'Assainissement de Constantine (SEACO)...

2. Evolution des capacités d'exploitation [8, 28 à 30]

Durant la dernière décennie, entre 1999 et 2010, une rapide augmentation du volume des eaux usées a été enregistrée. Cette dernière est estimée à 100% passant de 600 millions à 1,2 milliard de m³. Cette évolution résulte de l'augmentation de la population algérienne, particulièrement en zone urbaine et à l'amélioration de son niveau de vie. En effet, durant cette période, le ratio de la production des eaux usées est passé de 19,88 m³/habitant à 32,34 m³/habitant. En 2020, il est prévu que cette ressource atteindra 1,5 milliard de m³.

Aussi, il est à noter que l'augmentation du volume des eaux usées a évolué en parallèle avec celle de la consommation de l'eau potable. Cette dernière, évaluée à 1,4 milliard de m³, en 1999, a enregistré une augmentation de 100% en 2009.

L'augmentation de la longueur du réseau d'assainissement et du taux de collecte des eaux usées a également participé à l'augmentation du volume des eaux usées. En effet, le taux de collecte est passé de 79%, en 1995, à 86% en 2010 représentant une longueur de 41 000 km du réseau d'assainissement. Cette longueur devrait atteindre 54 000 km en 2020.

A titre comparatif, il est à relever que le taux de collecte en Algérie est supérieur au cinquième des pays membres de l'Union Européenne, estimé à 70%, et à celui des pays arabes, évalué à 60%.

En fin, notons que le nombre des stations d'épuration a également évolué, il est passé de 18, en 2000, à 123, en 2011, et devrait atteindre 200 en 2014.

3. Procédés d'épuration utilisés [10]

En 2013, les stations d'épuration (STEP) ont été exploitées à travers des procédés d'épuration extensifs et intensifs.

Faisant partie des procédés d'épuration extensifs, le lagunage naturel a été utilisé dans 30,2% des STEP (figure II.1).

A titre pilote, la technique des filtres plantés est utilisée dans la STEP de N'goussa, à Ouargla (figure II.2). Egalement, la technique des marais artificiels est utilisée dans la STEP du K'sar de Temacine, à Ouargla (figure II.3).

Quant aux procédés d'épuration intensifs, ils utilisent les boues activées et le lagunage aéré dans 67,7% des STEP exploitées.

3.1. Epuration par procédés extensifs

L'appellation « extensive » provient du fait que ces procédés d'épuration se caractérisent par de faibles charges surfaciques ; ce qui nécessite l'utilisation de grandes surfaces pour leur utilisation. En effet, la surface minimale requise est de 3 à 5 m² par équivalent-habitant. Cela limite leur utilisation pour les petites et moyennes collectivités d'une taille comprise entre 500 et 5 000 équivalent-habitant [31 à 33].

Ces procédés se caractérisent, également, par une consommation énergétique quasiment nulle ; ce qui permet de les intégrer dans le concept du développement durable dont l'utilisation a été recommandée lors du sommet mondial du développement durable de Johannesburg, en 2002 [34].



Figure II.1 : Lagunage naturel
STEP de Ghardaïa [35]



Figure II.2 : Filtre planté
STEP de N'goussa [36]



Figure II.3 : Marais filtrant
STEP de Temacine [36]

3.1.1. Le lagunage naturel [31 à 33, 37, 38]

Connu depuis l'antiquité, le lagunage naturel a été utilisé dans l'empire romain, la Chine ancienne et la Grèce antique. C'est un procédé d'épuration qui repose sur le procédé d'autoépuration (déseutrophisation) rencontré spontanément dans les étendues d'eau peu profondes notamment, les cours d'eau, les mares, les étangs et les marécages.

L'étude de la pérennité de cet écosystème a permis de mettre en valeur quatre principales ressources renouvelables :

- la biomasse organique contenue dans les eaux usées brutes,
- la biomasse épuratrice constituée d'organismes et microorganismes vivants dont l'évolution permet l'élimination de la biomasse organique contenue dans les eaux usées brutes,
- l'énergie solaire qui favorise le développement des organismes et microorganismes chlorophylliens dont l'évolution permet, à la fois, l'élimination de la pollution minérale des eaux usées, leur aération et leur désinfection,
- la force de la gravité qui intervient dans l'écoulement des eaux usées le long de leur parcours d'épuration.

Techniquement, le procédé se matérialise par l'installation, en série, de 3 à 5 bassins étanches d'une profondeur variant de 0,3 à 3 mètres. A travers ces bassins, l'eau usée circule, par gravité, durant un temps de séjours compris entre 50 et 80 jours. Dans le cas des petites collectivités, le système d'épuration utilise trois bassins dites lagunes à savoir : celle de décantation, de maturation et de finition (figure II.4).

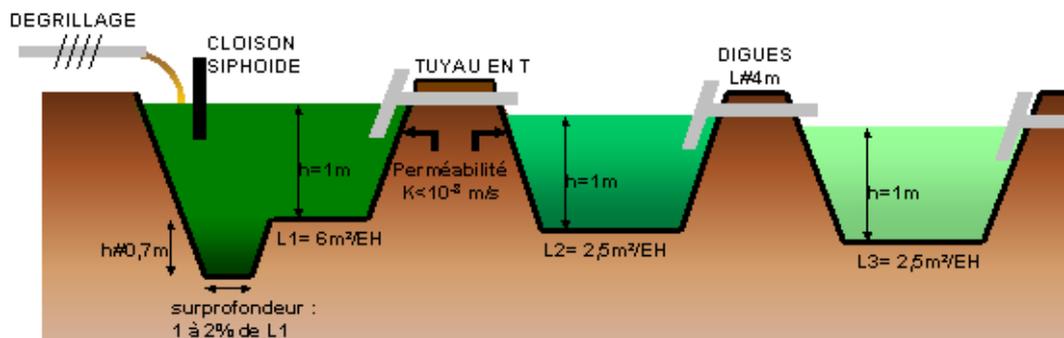


Figure II.4 : Principe d'une station d'épuration par lagunage naturel [32].

3.1.2. Les marais artificiels et les filtres plantés [39 à 41]

Le procédé, inspiré de l'écosystème des zones humides, a été expérimenté, en Allemagne, en 1950. La diversité des plantes utilisées (roseaux, joncs, bambous, ...) était à l'origine de l'appellation « marais artificiel » (cf. figure II.3).

Actuellement, la plantation uniquement des roseaux (*Phragmites communis* ou *Phragmites australis*) a permis de développer les « filtres plantés » (cf. figure II.2).

Les roseaux sont utilisés pour le développement d'un réseau racinaire homogène qui évite le colmatage du filtre, favorise la diffusion de l'oxygène en profondeur, supporte la microflore aérobie et absorbe la pollution dissoute.

Quant aux substrats, ils sont de nature inerte : minérale, ou en matière plastique. Il s'agit du sable et du gravier d'une granulométrie variant de 0,25 à 80 mm formant une superposition d'au moins trois couches de granulat d'une profondeur de 80 cm.

Généralement, dans une STEP, deux étages sont utilisés pour l'épuration des eaux usées brutes :

- Un premier étage est constitué de filtres, en parallèle, à écoulement vertical occupant une surface dont le dimensionnement varie de 1,2 à 1,5 m²/EH [39].
- Un second étage constitué de filtres, en parallèle, dimensionnés pour 0,8 m²/EH.

L'installation d'un troisième étage est optionnelle, elle prévoit l'élimination du phosphore. Quant à la circulation de l'eau, elle est préférentiellement gravitaire assurée par la dénivellation entre les étages des filtres.

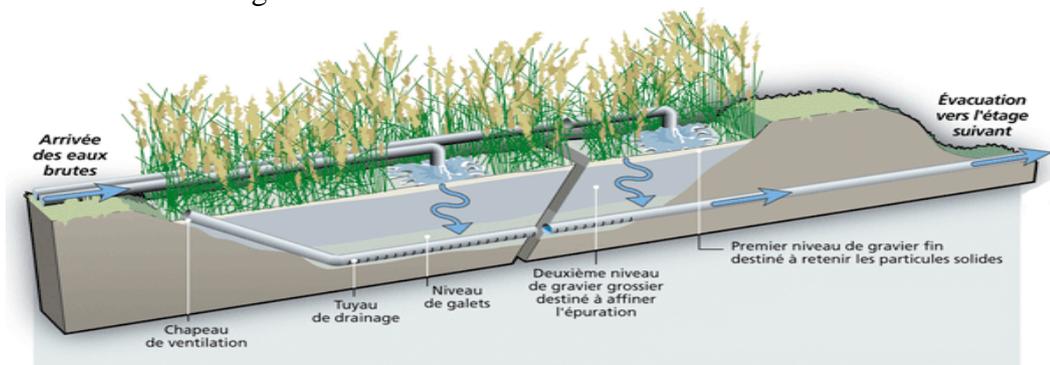


Figure II.5 : Principe d'une station d'épuration par filtre planté à écoulement vertical [41].

3.2. Epuration par procédés intensifs [42 à 44]

L'utilisation des procédés d'épuration extensifs est limitée par des contraintes spatiale, économique et de gestion qui apparaissent dès que le dimensionnement des stations d'épuration approche et dépasse les 5 000 équivalents habitants [33].

Pour lever ces contraintes, l'épuration est entreprise à travers des procédés dits « intensifs » du fait de leur compacité qui permet d'épurer un même volume d'eau usée avec une très faible emprise au sol. Ces procédés sont reconnus pour leur performance mais également pour leur forte consommation énergétique et financière.

Ces procédés sont organisés en un prétraitement et en trois traitements : primaire, secondaire et tertiaire au cours desquels différentes techniques peuvent être utilisées.

3.2.1. Le prétraitement

Le prétraitement est physique et consiste en l'élimination des déchets encombrants, débris et corps gras (déchets solides, sable, matières en suspension, huiles...) pouvant entraîner une gêne pour le fonctionnement des équipements utilisés dans les traitements ultérieures.

3.2.2. Le traitement primaire

Ce traitement permet l'élimination de la pollution colloïdale qui est entreprise en deux étapes : chimique puis physique.

L'étape chimique consiste en l'ajout de réactifs pour :

- La coagulation de la pollution colloïdale à travers la neutralisation des charges électriques superficielles des colloïdes par les sels de fer ou d'aluminium. La floculation des colloïdes neutralisés, dits « floccs », se regroupe en amas. Ce traitement est entrepris par l'ajout, dans l'eau, de polymères organiques.

L'étape physique permet l'élimination des floccs formés :

- L'augmentation du volume et du poids des floccs facilite leur élimination par raclage et par pompage suite à leur décantation gravitaire. A titre d'exemple, l'application de ce traitement, dans l'épuration des eaux domestiques, permet l'élimination de 90% des matières en suspension et un abattement de 40 à 65% de la DBO₅ sous forme de boues fraîches.

3.2.3. Le traitement secondaire

Ce traitement est réservé à l'élimination de la matière organique favorisant la dépollution carbonée, azotée et phosphorée.

Différents traitements peuvent être utilisés tels que les lits bactériens, les disques biologiques, les biofiltres, les lits fluidisés et les réacteurs biologiques à lits fluidisés qui utilisent les cultures fixées.

Sont également utilisés libres : les boues activées et le lagunage aéré, comme c'est le cas en Algérie.

➤ Le lagunage aéré

Utilisant le même principe d'épuration que celui du lagunage naturel (cf. 3.1.1. Le lagunage naturel), les performances de ce procédé sont améliorées par l'utilisation d'une aération artificielle, installée en surface des lagunes, pour activer la digestion aérobie (figure II.6).

Ce procédé est particulièrement utilisé dans les pays chauds et tempérés spécifiquement, en prévision des augmentations des charges polluantes (apports des pluies, eaux de rejet des abattoirs...).

➤ **Les boues activées**

C'est un procédé d'épuration conventionnel, datant des années 1970, qui utilise une biomasse épuratrice libre. Cette dernière est intimement mélangée aux eaux usées prétraitées dans un bioréacteur, dit « bassin biologique » ou « bassin d'aération », dans lequel, l'aération est apportée par l'utilisation d'aérateurs de surface (moteurs à hélices comme c'est le cas en Algérie) (figure II.7) ou par insufflation.

Cette aération optimise le développement de la biomasse épuratrice et la maintient « active » et en suspension.

La séparation « boues activées / eau épurée » est, par la suite, effectuée dans des clarificateurs. A ce niveau, la décantation permet la récupération des eaux épurées, en surface, et des boues (biomasse épuratrice) à partir du fond de l'ouvrage.



Figure II.6 : Aérateur de lagune, STEP de Ouargla.



Figure II.7 : Bassin d'aération, STEP de Boumerdès.

3.2.4. Le traitement tertiaire ou de finition

L'eau épurée, récupérée à partir du clarificateur, demeure chargée en germes microbiologiques. L'élimination de ces germes, facultative auparavant, est devenue, actuellement, un traitement impératif particulièrement dans le cas de la réutilisation des eaux épurées. La désinfection est également fortement recommandée pour la protection des zones sensibles notamment celles de baignade.

La désinfection des eaux épurées utilise, comme procédés, la chloration, l'ozonation, l'irradiation par rayonnement ultra-violet et la filtration membranaire.

En Algérie, ce traitement n'est pas systématiquement utilisé puisque les eaux épurées ne sont pas destinées à la réutilisation. Dans les seuls cas où la désinfection est prévue, il est fait recours à la chloration.

3.2.5. Le traitement des boues résiduaires

Les boues résiduaires sont récupérées à partir des décanteurs primaires et secondaires de la chaîne d'épuration des eaux usées. Leur évacuation ou valorisation nécessitent, au préalable, leur traitement par une succession d'opérations.

En Algérie, le traitement des boues est généralement entrepris à travers l'épaississement puis la déshydratation.

➤ **L'épaississement**

Les boues sont concentrées, de 3 à 10 fois, par décantation statique dans des épaisseurs gravitaires, ou dynamique, par égouttage, flottation et centrifugation. En Algérie, la décantation gravitaire est le procédé le plus utilisé.

➤ **La stabilisation des boues**

Ce traitement permet la réduction partielle ou le blocage total de la biodégradation des matières organiques putrides.

En Algérie, ce traitement n'est pas généralisé. Au niveau des STEP de Baraki et d'Oran, il est entrepris à travers la digestion anaérobie (figure II.8).

➤ **La déshydratation**

La déshydratation des boues favorise leur stabilisation et la facilité de maniement lors de leur évacuation. Ce traitement est entrepris par le séchage ; trois niveaux peuvent être appliqués selon la destination finale des boues stabilisées :

Le séchage partiel qui permet d'atteindre entre 30 et 45% de siccité. Il est appliqué pour les boues à incinérer,

Le séchage poussé utilisé pour le conditionnement des boues à 60% de siccité. Il est appliqué pour les boues valorisées en agriculture et co-incinérées avec les ordures ménagères,

Le séchage total atteignant un maximum compris entre 85% et 90% de siccité. Il est appliqué pour les boues à valoriser sans distinction des domaines bénéficiaires.

Après l'épaississement, les boues sont déshydratées par filtres à bandes et à presses, par séchage thermique à insufflation d'air chaud et par centrifugation.

En Algérie, les filtres à presse sont les plus couramment utilisés. Exceptionnellement, la centrifugation est utilisée au niveau de la STEP de Boumerdès.

3.2.6. Le rejet en décharges et centres d'enfouissement technique

La mise en décharge et en centre d'enfouissement technique est la solution ultime pour l'élimination des boues résiduelles ; ce qui est le cas en Algérie. Cette évacuation nécessite leur conditionnement pour atteindre une siccité supérieure à 35%.



Figure 8.a : STEP de Baraki



Figure 8.b : STEP d'Oran

Figure II.8 : Stabilisation des boues par digestion anaérobie.

4. Bilan d'exploitation de l'ONA entre 2010 et 2013 [10, 11, 45]

En 2010, l'exploitation des 68 STEP par l'ONA, a permis d'épurer 104,32 millions m³ d'eaux usées.

Cette activité a entraîné la consommation de 44,34 GWh d'électricité répartie entre 30,9 GWh pour l'épuration et 13,44 GWh pour le relevage des eaux. Cela a aussi engendré un coût énergétique évalué à 166,61 millions de DA.

En 2013, la planification de l'augmentation du taux d'épuration des eaux usées a nécessité l'exploitation de 28 nouvelles STEP. Le volume des eaux usées épurées a été estimé à 161 millions m³ représentant une augmentation de 57 millions m³, soit 35,2% comparativement à 2010. Cette opération a induit la consommation de 21,68 GWh d'électricité pour le relevage des eaux usées et de 60,28 GWh pour leur épuration (tableau II.1), cumulant une hausse totale de 48,33%. Financièrement, le coût énergétique de cette activité a été estimé à 273 millions de Dinars avec un plus de 58,3%.

Tableau II.1 : Bilan 2013 de l'épuration des eaux usées par l'ONA [10, 45].

Zone	Nombre de STEP				Eau usée épurée ou relevée (10 ⁶ m ³)	Taux d'abattement (%)		Electricité consommée (GWh)	Electricité consommée (%)	Ratio (kWh/m ³)
	Lagunage	Lagunage aéré	Boues activées	Total		DBO ₅	DCO			
Alger	-	1	4	5	9,65	95	88	4,25	7,06	0,44
Tizi-ouzou	-	-	12	12	11,46	93	91	5,55	9,21	0,48
Sétif	3	1	5	9	11,90	79	83	8,08	13,41	0,68
Constantine	-	-	3	3	8,24	96	93	3,05	5,05	0,37
Annaba	-	-	5	5	22,13	82	92	6,70	11,10	0,30
Batna	4	-	3	7	12,41	73	86	3,01	5,00	0,24
Chlef	-	1	2	3	4,77	86	88	2,85	4,74	0,60
Tiaret	2	2	4	8	16,08	88	87	10,11	16,78	0,63
Oued Righ	1	-	1	2	1,14	92	89	-		
Oran	18	8	4	30	31,40	75	80	5,94	9,85	0,20
Béchar	1	-	-	1	1,88	82	84	78,11	0,01	0,04
Laghouat	1	2	1	4	7,90	-	95	2,78	4,61	0,35
El Oued	-	4	-	4	8,05	73	78	3,94	6,54	0,90
Ouargla	1	2	-	3	14,00	75	68	3,90	6,47	0,28
TOTAL Epuration	31	21	44	96	161,01	92	88	60,28	100,00	0,37
TOTAL Relevage				337	201,73			21,67		0,10
TOTAL GENERAL								81,95		0,50

Chapitre III

LES ENERGIES RENOUVELABLES POUR L'EPURATION DES EAUX USEES

A. LES ENERGIES RENOUVELABLES POUR L'EPURATION DES EAUX USEES

1. Conversion énergétique des boues [46 à 50]

La production massive des boues résiduelles résulte de l'utilisation du procédé d'épuration par boues activées (cf. Chap. II : L'épuration des eaux usées en Algérie, Les boues activées).

Dans les procédés extensifs, notamment le lagunage, les boues sont extraites uniquement lors des opérations de maintenance et se caractérisent par un faible pouvoir méthanogène.

1.1. Méthanisation des boues

La conversion énergétique des boues consiste, en première étape, en leur méthanisation pour la production du biogaz mais aussi pour la stabilisation et l'hygiénisation des boues.

La méthanisation est un processus naturel de fermentation anaérobie conduit dans des digesteurs hermétiques et chauffés. Au cours du processus, une succession de plusieurs populations de microorganismes entraînent la conversion des composés organiques complexes et biodégradables en biogaz. Ce dernier est composé majoritairement de 5 éléments de base C, H, O, N et S (tableau III.1). Ces éléments se retrouvent principalement sous forme d'un mélange gazeux composé de méthane (CH₄), entre 35 et 90%, et de dioxyde de carbone (CO₂) dont le rapport varie selon la nature du substrat utilisé. Par considération des déchets ménagers, le biogaz, produit par méthanisation des boues, est plus riche en méthane ; ce qui lui confère un pouvoir calorifique plus élevé.

A part la conversion énergétique, la méthanisation permet également de dégrader des charges organiques élevées variant de 2 à 80 kg de DCO/m³/jour avec des taux d'épuration de 80 à 98%.

Actuellement, les recherches s'intéressent également à la bioconversion des boues en biodiesel à travers l'extraction des lipides ensuite leur transestérification. Ces dernières contiennent des concentrations en lipides variant entre 15 et 25% [49].

Tableau III. 1 : Composition chimique et pouvoir calorifique du biogaz [46].

Biogaz (%)	Boues de station d'épuration		Déchets ménagers	
	Min	Max	Min	Max
CH ₄ (%)	59, 5	73, 8	36	55
CO ₂ (%)	25, 9	39, 5	28	43
N ₂ (%)	1	-	1, 4	31
O ₂ (%)	-	0, 3	0, 6	5
H ₂ S (mg/m ³)	3	500	140	900
PCS (kWh/m ³)	6, 6	8, 2	4	6, 1
PCI (kWh/m ³)	6, 1	7, 4	3, 6	5, 5

1.2. Valorisation énergétique du biogaz

Le biogaz, issu de la méthanisation des boues, constitue une énergie primaire. A grande échelle, son épuration permet son injection dans le réseau de distribution du gaz de ville ou son utilisation comme carburant de véhicules (figure III.1).

A petite échelle, notamment au niveau des STEP, le biogaz est converti, par cogénération, pour la génération combinée de l'électricité renouvelable et de la chaleur récupérable pour le chauffage des digesteurs. Cette technologie utilise des microturbines modulables (figure III.2) de différentes capacités dont le rendement se situe autour de 80%. Ce dernier se répartit entre 30% pour la production de l'électricité et 50% pour celle de la chaleur.



Figure III.1 : Premier véhicule au biogaz, **Figure III.2 :** Installation de microturbines pour la cogénération du biogaz [48].

1.3. La méthanisation des boues en Algérie [48 et 51]

En Algérie, l'historique de la production du biogaz remonte à 1938. Au niveau de l'actuelle Ecole Nationale Supérieure Agronomique, Ducellier et Isman avaient ajouté l'étape de la pré-fermentation dans le processus de méthanisation marquant ainsi le début de la maîtrise de cette bioconversion au niveau international (cf. figure III.1).

Par contre, la première application, à grande échelle, de la méthanisation des boues résiduaires remonte à 1987, à la station d'épuration de Baraki (Alger). L'installation (figure III.3) se compose de quatre digesteurs d'une capacité journalière de 3 600 m³. Le biogaz produit est utilisé uniquement pour le chauffage des digesteurs, l'excédent est brûlé en torchère.

En 2008, une seconde application a été mise en service dans la station d'épuration du groupement urbain d'Oran équipée par quatre digesteurs (cf. figure II.8). Cependant, aucune valorisation énergétique n'a été prévue.



Figure III.3 : Digesteurs, gazomètre et torchère de la STEP de Baraki (Alger).

2. Electricité solaire photovoltaïque [36, 52 à 57]

L'effet photovoltaïque a été découvert en 1839 par Antoine Becquerel. Il consiste en l'exposition d'un matériau semi-conducteur, actuellement le silicium, au rayonnement solaire, pour son excitation par des photons provoquant la libération d'électrons générateurs de l'électricité renouvelable.

La génération de l'électricité solaire photovoltaïque, au niveau des STEP, s'étend de plus en plus. Deux configurations peuvent être appliquées : la première est dite « autonome » grâce à l'utilisation du stockage de l'électricité produite. La seconde est dite « connectée au réseau » ; sans stockage. Dans ce cas, l'installation alimente, en instantané, les besoins en électricité de la STEP et injecte l'excédent dans le réseau de distribution de l'électricité conventionnelle. Cette configuration est, économiquement, la plus rentable.

En Algérie, la STEP de N'goussa, dans la wilaya de Ouargla, est la première STEP qui utilise cette ressource renouvelable, depuis 2010 (figure III.4). Le système photovoltaïque installé est autonome, il permet l'alimentation électrique du bâtiment d'exploitation avec une capacité installée de 2,8 kW et l'éclairage extérieur de 6 points lumineux d'une capacité installée de 0,72 kW [37].



Figure III.4 : Installation solaire photovoltaïque autonome, STEP de N'goussa (Ouargla) [36].

A l'étranger, en 2010, une première STEP, au nord-ouest de la France, s'est équipée d'une centrale solaire photovoltaïque connectée au réseau d'une capacité installée de 20,7 kW. Par la suite, une seconde STEP « Aquaviva » a été mise en service en 2012, à Cannes. Elle utilise des panneaux solaires de dernière génération « Solar active system » économisant 22% de l'énergie totale consommée (figure III.5 a). En plus de la génération de l'électricité, la ventilation de la partie arrière des panneaux photovoltaïques permet, à la fois, de maintenir un rendement optimal de leur production et de récupérer, avec un rendement de 56%, la chaleur incidente qui est réutilisable pour le séchage des boues résiduelles. Quant à l'efficacité énergétique des bâtiments d'exploitation de la STEP, elle est entreprise à travers l'utilisation des murs végétalisés (figure III.5 b).

En 2013, en Belgique, la station d'épuration « Aquiris », à Bruxelles, a mis en service une centrale photovoltaïque d'une capacité installée de 5 MW. L'installation couvre une surface de 25 000 m² et produit annuellement 3 GWh d'électricité représentant 25% de la consommation de la STEP (figure III.6 a).

En Tunisie, l'installation d'une centrale photovoltaïque, pour l'alimentation des besoins en électricité d'une STEP, à Gabès, est en projet.



Figure III.5 a : Installation photovoltaïque « Solar active system » (France) [54].



Figure III.5 b : Utilisation des murs végétalisés (France) [54].



Figure III.6 a : Installations photovoltaïques en toiture de STEP (Belgique) [55]



Figure III.6 b : Installations photovoltaïques en abris pour parking de STEP (Etats Unis) [57].

3. Electricité éolienne [57 et 58]

Les éoliennes convertissent l'énergie cinétique du vent d'abord, en énergie mécanique puis, en électricité renouvelable, à travers des micro-turbines [60]. L'exploitation de cette ressource renouvelable, quoique capricieuse, n'est pas pour autant impossible. En 2005, un champ composé de cinq éoliennes (figure III.7), d'une puissance de 7,5 MW, a été installé au niveau de la STEP d'Atlantic City, aux Etats-Unis. Ce dernier est relié à une installation solaire photovoltaïque (cf. figure III.6 b) d'une puissance de 0,73 MW formant un système hybride qui alimente le besoin en électricité de la STEP et de 2 500 foyers.



Figure III.7 : Installation de système hybride éolien/photovoltaïque/électricité conventionnelle, STEP d'Atlantic City (Etats Unis) [57].

4. Micro-hydroélectricité

Cette technique utilise le même principe que les éoliennes à part que l'énergie cinétique convertie provient de la différence des niveaux de l'écoulement de l'eau.

Au niveau des STEP, l'installation de la micro-hydroélectricité est tributaire de la topographie qui doit générer des différences de niveaux exploitables dans les canalisations d'alimentation et de rejet des eaux de la station.

La STEP « Samra », en Jordanie, utilise l'hydroélectricité pour récupérer une dénivellée des eaux usées de 42 m, entre l'entrée et la sortie de la STEP. La conversion énergétique des boues est également utilisée. Au total, la consommation interne de l'électricité renouvelable produite permet à la STEP de couvrir 95% de son besoin en électricité [59].

En France, au niveau de la STEP « Clos de Hilde », un projet pour l'exploitation de la micro-hydroélectricité est en étude. L'utilisation d'une différence de niveau de 9 m du rejet des eaux épurées dans une canalisation permettrait la production annuelle de 173 MWh/an [60].

5. Récupération de l'énergie thermique du réseau d'assainissement [61 à 63]

Le procédé utilisé (figure III.8 a) a été développé, depuis les années 2000, en Suisse. Il est actuellement très utilisé en Allemagne et en Autriche.

La récupération de l'énergie thermique (chaleur ou froid) des eaux usées utilise des échangeurs thermiques (figure III.8 b) installés sous la canalisation du réseau d'assainissement.

L'énergie récupérée est transférée vers une pompe à chaleur réversible eau/eau pour le chauffage des habitations, en hiver, et leur rafraîchissement, en été. La température des eaux usées, maintenue annuellement entre 10 et 20°C, permet le refroidissement, à basse température, du condenseur. A température élevée, les eaux usées assurent le chauffage de l'évaporateur.

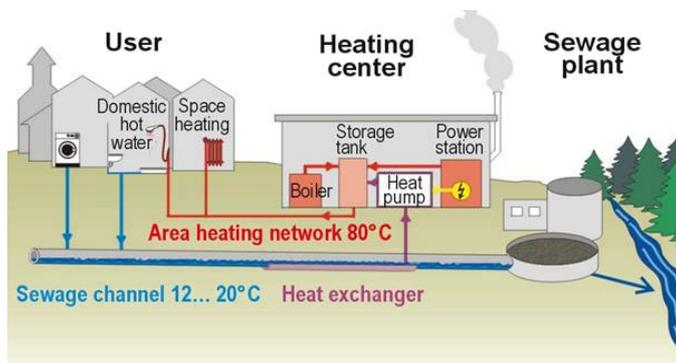


Figure III.8 a : Récupération de l'énergie thermique par pompes à chaleur.

Figure III.8 b : Installation des échangeurs thermiques à la base des conduites des eaux usées.

Figure III.8 : Récupération de l'énergie du réseau de collecte des eaux usées [62].

6. Pile à combustible microbienne [64 à 68]

C'est un procédé, futuriste, qui demeure au stade de la recherche malgré que sa découverte est centenaire, attribuée à M.C. Potter, en 1910. Vers les années 60, ce fût la découverte des piles enzymatiques.

Depuis une dizaine d'années, un regain d'intérêt s'est manifesté pour cette technologie dont les applications visent la production de l'électricité, de l'hydrogène et l'épuration des eaux usées utilisées comme ressource renouvelable.

Le fonctionnement de la pile à pour source primaire la matière organique biodégradable, notamment les eaux usées. Ces dernières sont dégradées par des micro-organismes aérobies ou anaérobies qui se développent en formant un biofilm au niveau de l'anode.

A ce niveau, durant leur métabolisme et à travers des réactions d'oxydo-réduction, les micro-organismes produisent des protons H^+ et des électrons e^- par conversion de l'hydrogène biologique ($NADH/H^+$; $NADPH/H^+$...).

Les électrons produits sont transférés vers la cathode produisant ainsi de l'électricité renouvelable.

Egalement, les protons H^+ passent, à travers la membrane échangeuse de protons, vers la cathode. A ce niveau, en présence d'oxygène, les protons se transforment en eau pure. Par contre, l'absence d'oxygène induit la production de l'hydrogène gazeux (figure III.9). Quant au renouvellement des populations microbiennes, il est assurée par l'apport nutritif des eaux usées ; ce qui assure leur épuration comme c'est les cas pour la digestion aérobie.

Le procédé, encore au niveau expérimental, est prometteur pour la production de la « bio-électricité » particulièrement dans le secteur de l'assainissement qui pourrait être énergétiquement autonome. Egalement au niveau spatial d'où l'intérêt de la NASA qui s'est traduit par l'initiation d'un projet intitulé « Geobacter project ».

Les premières applications du procédé sont réalisées en Angleterre à travers un robot « Eco Bot III » qui se déplace sur des rails utilisant des piles à combustibles alimentées par des eaux usées (figure III.10). Ce déplacement induit bien entendu l'épuration de l'eau usée utilisée.

Un second projet, en Queensland, en Australie, prévoit l'équipement d'une brasserie avec un pile de 2 kW.

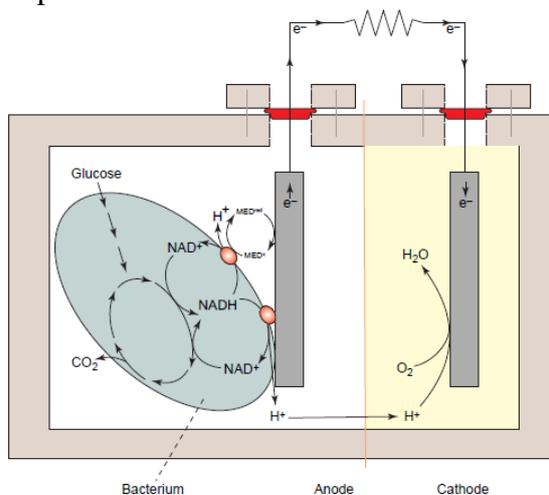


Figure III.9 : Principe de la pile à combustible microbienne [66].



Figure III.10 : EcoBot III, un robot fonctionnant par piles à combustible microbiennes [67].

B. LES PROCÉDES DURABLES POUR L'ÉPURATION DES EAUX USEES

1. La distillation

La distillation [69 à 72] est un procédé de séparation de divers composés, en mélange, contenus dans une solution liquide ou liquéfiable. Cette séparation est obtenue, au cours de l'évaporation, sous l'effet de la température d'ébullition.

Ce procédé fût décrit par Aristote, au 4^{ème} siècle avant l'ère chrétienne, comme technique de traitement de l'eau impure pour sa potabilisation.

Actuellement, la fiabilité de la distillation et la qualité du distillat produit ont incité son utilisation, à grande échelle, dans le traitement des eaux de procès, en industrie, à travers des distillateurs (figure III.11).

Ce traitement, dit « évapo-concentration », permet de produire un concentrât à partir duquel sont récupérés les réactifs utilisées.

Egalement, un distillat de haute qualité qui est réutilisable dans le procès permettant de s'inscrire dans une démarche de protection environnementale intitulée « zéro rejet liquide ».

1.1. La distillation solaire pour la potabilisation de l'eau [73 à 75]

La distillation solaire se caractérise par l'utilisation de l'énergie solaire pour l'évaporation de la phase liquide.

L'utilisation de la distillation solaire à effet de serre remonte au 15^{ème} siècle et elle est attribuée à un alchimiste arabe qui a utilisé les miroirs polis de Damas. Quant à son utilisation à grande échelle, elle date de 1872. Cela à travers une installation (figure III.12) conçue et réalisée à Las Salinas, au nord du Chili, produisant quotidiennement 22,7 m³ d'eau potable à partir d'effluent de mine salé (140 g/kg soit 140.000 ppm).

Depuis cette première réalisation, la distillation solaire a été un domaine de recherche qui a suscité beaucoup d'intérêts pour le dessalement des eaux saumâtres et de mer; ce qui a permis d'améliorer les performances de différents types de distillateurs.



Figure III.11 : Usine de traitement par distillation à multiple effets [72].

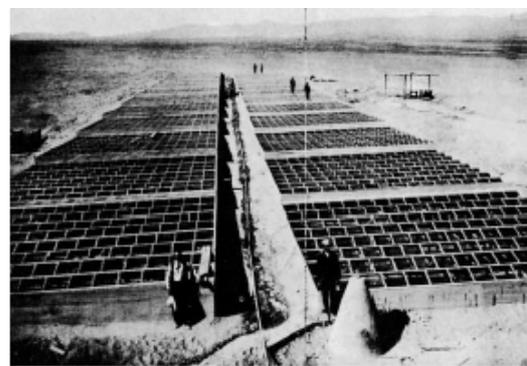


Figure III.12 : Première usine de dessalement par distillation solaire à effet de serre Las Salinas (Chili) 1872 [73].

1.2. La distillation solaire pour l'épuration des eaux usées [78 à 83]

Dans le domaine de l'épuration des eaux usées, l'intérêt porté à l'utilisation de la distillation solaire est très restreint. Ce n'est qu'à partir des années 2000 que ce procédé a été expérimenté ; ce qui explique le peu d'articles disponibles.

Les études menées dans ce domaine sont reportées ci-dessous :

- **2002** : déshydratation des boues résiduaires [78],
- **2004** : épuration des eaux usées rejetées par les unités de production de l'huile d'olives [79] et des composés organiques [80],
- **2011** : traitement des eaux usées rejetées par l'industrie textile [81],
- **2011** : épuration des eaux usées urbaines [82],
- **2013** : épuration des eaux usées domestiques (eaux grises) rejetées par le campus Universitaire de Kebangsaan, en Malaisie [83].

2. La désinfection solaire

La chloration est la plus connue et la plus utilisée parmi les techniques de désinfection de l'eau. D'autres techniques existent aussi, notamment : l'irradiation artificielle par les rayons UV, l'ozonation, la filtration membranaire. Cependant, ces dernières se sont révélées soit néfastes pour la santé humaine et pour l'environnement (cas de la chloration) soit chères financièrement; ce qui a motivé l'intérêt de développer l'utilisation du rayonnement UV solaire et artificiel.

Actuellement, l'irradiation solaire est expérimentée à travers deux techniques : la photolyse, à travers SODIS, et les techniques d'oxydation avancée (AOPs) à travers l'effet photo-Fenton et la photocatalyse hétérogène.

2.1. La désinfection par photolyse [84 à 87]

Ce traitement, dit aussi photolyse solaire, est naturellement utilisé dans le lagunage naturel où, dans la dernière lagune dite de finition, l'eau usée épurée est exposée aux rayons solaires pour sa désinfection (cf. Chap. II, 3.1.1. le lagunage naturel). Cependant, il est à noter que la maîtrise de la photolyse solaire, mais aussi des UV d'origine artificielle, est relativement récente ; ce qui explique la continuité des travaux de recherche pour son optimisation.

Le mécanisme de désinfection par UV provoque l'inactivation des microorganismes par la dégradation photochimique de leur paroi cellulaire puis celle du matériel génétique : l'Acide désoxyribonucléique (ADN) et l'Acide ribonucléique (ARN).

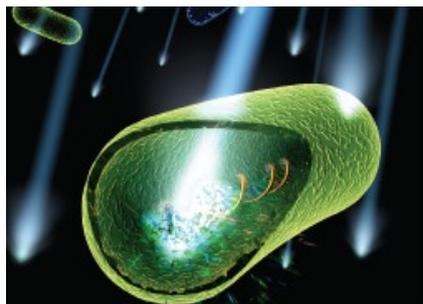


Figure III.13 : Processus de l'inactivation des bactéries par les UV [86].

Cette action provoque la déprogrammation des fonctions vitales des micro-organismes entraînant : soit le blocage de leur multiplication et de leur pouvoir d'infection : effet bactériostatique, soit leur totale destruction : effet bactéricide.

La technique SODIS (SOlar water DISinfection) (figures III.14 et III.15) a été la première application de la désinfection solaire de l'eau potable.

L'efficacité de cette technique a été démontrée par le professeur Aftim Acra, à l'université américaine de Beirut, dans les années 1980.

Par la suite, la recherche dans ce domaine a été reprise par Wegelin et un groupe de chercheurs de l'Institut fédéral Suisse pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG) également par McGuigan du Royal College of Surgeons, en Irlande.

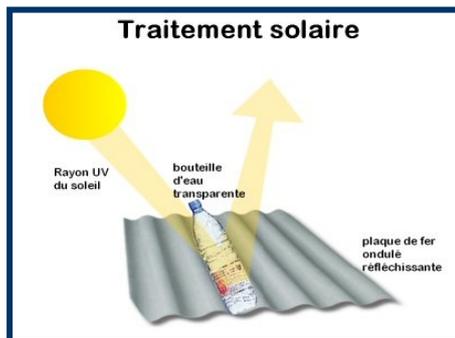


Figure III. 14 : Principe de la désinfection par la technique SODIS [86].

Figure III. 15 : Utilisation de SODIS en Indonésie [86].

Les études ont montré que l'exposition de l'eau contaminée au rayonnement solaire et son chauffage à 50°C permet l'inactivation des bactéries, des protozoaires, des champignons, des kystes et des virus.

En 2001, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a recommandé l'utilisation de cette technique de désinfection particulièrement dans les pays en développement bénéficiant d'une forte intensité de rayonnement solaire (pays localisés à 35°N et 35°S).

En 2009, la technique SODIS a été utilisée dans 55 pays en Amérique Latine, Asie et Afrique au profit de 4,5 millions de personnes n'ayant pas accès à une eau potable saine (figures III.15 et 16).

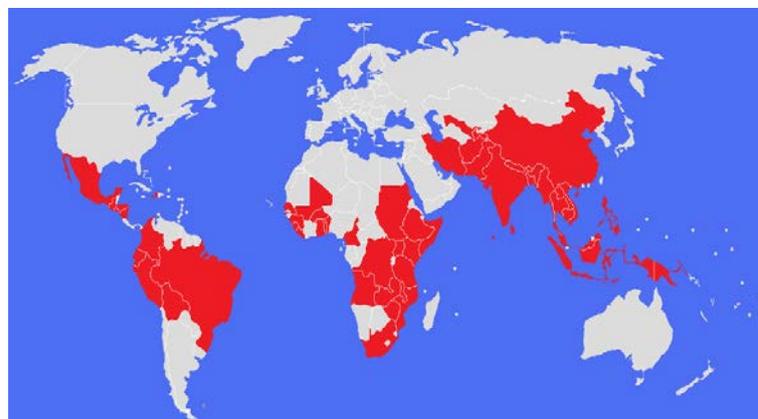


Figure III.16 : Utilisation de SODIS en 2009 [86].

2.2. La désinfection par photocatalyse solaire [24, 86 à 94]

La photocatalyse solaire utilise le principe de la photolyse cependant, avec l'ajout d'un catalyseur (semi-conducteur) afin d'optimiser la réaction de dégradation.

Le mécanisme réactionnel de la photocatalyse est de nature photochimique (figure III.17) ; il est provoqué par l'irradiation du catalyseur dans un milieu aqueux et en présence d'oxygène.

Cette irradiation, ou photo-excitation, induit le transfert d'électrons de la bande de valence du catalyseur vers celle de conduction. Cette réaction provoque la production, à partir des molécules de l'eau et de l'oxygène, des ions superoxydes O_2^- et des radicaux libres OH^\cdot . Ces derniers se caractérisent par un pouvoir oxydant élevé qui leur permet la dégradation progressive des agents pathogènes et des polluants organiques jusqu'à leur élimination complète aboutissant ainsi à la production de CO_2 et de l'eau.

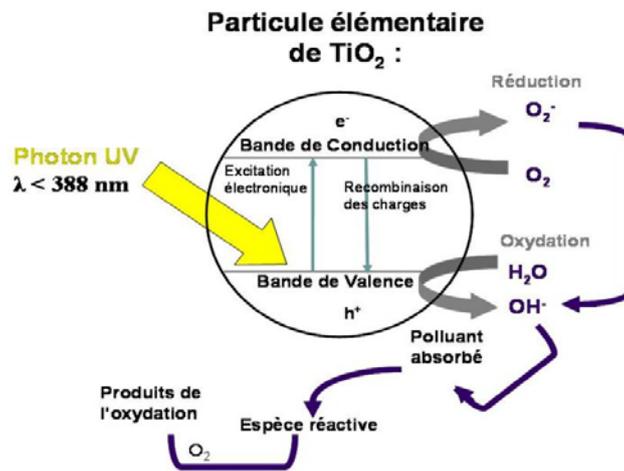


Figure III.17 : Principe réactionnel de la photocatalyse [24]

Cette technique a suscité beaucoup d'intérêts suite à la publication des premiers travaux par Matsunaga et al. en 1985 [86]. Au cours de ces derniers, l'utilisation du TiO_2 s'est révélée efficace pour la désinfection des premiers pathogènes : *Lactobacillus acidophilus*, *Saccharomyces cerevisiae* et *Escherichia coli*. En effet, le TiO_2 a été très utilisé pour sa disponibilité et son faible coût mais surtout pour son inertie chimique et biologique ainsi que pour sa photostabilité dans l'air et dans l'eau.

Par la suite, d'autres semi-conducteurs ont été également utilisés sous forme de particules solides libres ou fixées sur substrat et sous irradiation solaire et artificielle. Les résultats obtenus ont abouti à des taux de désinfection supérieurs à 90% particulièrement pour des bactéries, des phages, des protozoaires des cystes et des virus.

Il est à noter qu'en plus de la désinfection, la réaction photocatalytique s'est également révélée fortement intéressante pour sa capacité d'éliminer les polluants biodégradables récalcitrants. Il s'agit des composés aromatiques caractérisés par une stabilité chimique élevée et une faible biodégradabilité. C'est le cas des herbicides, des insecticides, des produits pharmaceutiques, des colorants, des hydrocarbures

2.3. Les photoréacteurs et les projets pilotes [89, 95, 96]

La désinfection solaire par photolyse utilise des photoréacteurs statiques partant de l'origine du principe de son application à savoir : la bouteille en PET de 1,5 litre (figure III.18 A).

Cependant, l'extension de son utilisation, particulièrement pour le traitement des eaux usées épurées, a rencontré des contraintes que la recherche scientifique est entrain de lever particulièrement : l'augmentation des volumes des photoréacteurs (figures III. 18 B, C et D) et de la concentration des micro-organismes à désinfecter.

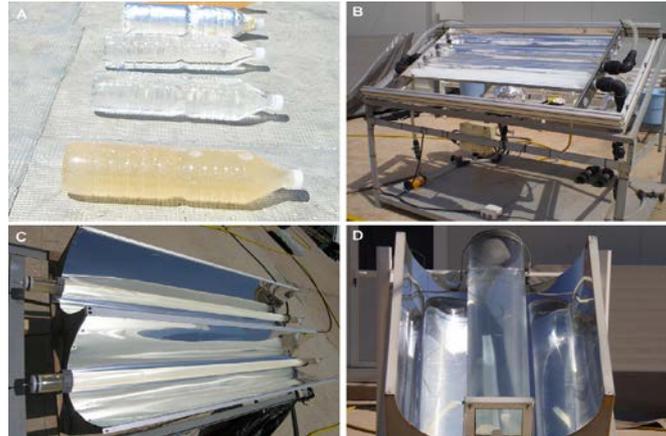


Figure III.18 : Photoreacteurs statiques de désinfection solaire de l'eau potable et épurée [95].

Les premières installations pilotes utilisées, des concentrateurs cylindro-paraboliques, ont été installées, en 1989, dans le Nouveau Mexique, aux Etats Unis, puis en 1990, dans la plate forme solaire d'Almeria, en Espagne (figure III.19). Cependant, ce type d'installation s'est révélé inadéquat principalement à cause de la surchauffe et de l'évaporation de l'eau également des coûts d'installation et de gestion élevés.



Figure III.19 b : Plate forme solaire d'Almeria (Espagne)



Figure III.19 a : Nouveau Mexique (Etats Unis)

Figures III.19 : Photoreacteurs à concentrateurs cylindro-paraboliques [89].

Ces installations ont été remplacées par des photoreacteurs plats (figure III.20) peu performants puis, actuellement, par des photoreacteurs tubulaires munis de concentrateurs paraboliques composés (CPC) (figure III.21).

En 2002, ces prototypes ont été utilisés dans deux projets de recherche financés par la communauté Européenne: « AQUACAT » et « SOLWATER » visant l'approvisionnement des populations isolées en eau potable, en Amérique Latine et au nord de l'Afrique.



Figure III.20 : Photoreacteur plats en escaliers [89]. **Figure III.21 :** Photoreacteur tubulaire à CPC [89].

En 2004, d'autres projets pilotes ont été initiés. Le premier, installé à Almería, en Espagne, utilise l'effet Fenton pour le traitement des pesticides des eaux d'irrigation (figure III.22).

En 2010, le second projet, en Allemagne, utilise la photocatalyse pour l'élimination de l'hydrazine (H_4N_2), utilisé comme additif dans le kérosène, économisant 90% de l'énergie nécessaire pour sa dégradation par les procédés conventionnels (figure III.23).



Figure III.22 : Photoreacteur tubulaire de 150 m².
Site : Almería (Espagne) [89].

Figure III.23 : Photoreacteur « RayWox » de 240 m².
Site : DLR Lampoldshausen (Allemagne) [96].

3. Le séchage solaire des boues [97 à 103]

3.1. Les lits de séchage et les lits plantés

Le séchage des boues par l'utilisation de l'énergie solaire a, en premier lieu, été appliqué à travers l'épandage des boues dans des lits de séchage exposés au rayonnement solaire, à l'air libre (figure III.24).

Par la suite, cette technique a été améliorée à travers la mise en place des lits de séchage des boues plantés de roseaux (figure III.25) ; afin d'éviter le colmatage et les inconvénients qui en découlent. La technique date des années 1990, elle permet d'atteindre des taux de siccité variant entre 15 % et 25% en France [97] jusqu'à 35 % au Danemark [98].



Figure III. 24 : Lit de séchage solaire à l'air libre [101].



Figure III. 25 : Lits de séchage solaire plantés de roseaux [102].



3.2. Les serres solaires

Le séchage solaire des boues, utilisant des serres, a été mis au point, en 1990, en Allemagne. Son utilisation s'est développée, par la suite, en France avec les procédés Héliantis (figure III.26) et Soliamix.

Le matériau transparent des serres utilisées favorise le passage du rayonnement solaire, particulièrement la gamme des infrarouges (cf. Chap. I, 2). Le spectre du rayonnement solaire) qui chauffent les boues par radiation. Cette chaleur est, par la suite, réémise à l'intérieur de la serre par radiation et conduction ; ce qui crée un effet de serre et augmente la température ambiante pour l'évaporation des boues.

Ce traitement est optimisé par l'augmentation de la vitesse de déshydratation des boues à travers le l'extraction de l'air interne de la serre, saturée en humidité relative, et le retournement des boues.

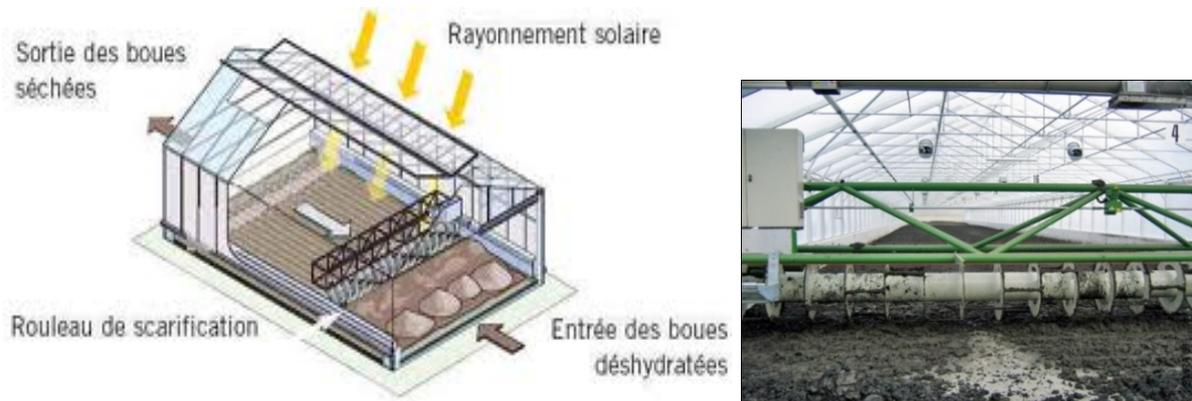


Figure III.26 : Séchage solaire des boues par le procédé Héliantis [98].

Energétiquement, l'élimination d'une tonne d'eau, par séchage solaire, consomme entre 20 et 80 kWh d'électricité contre 70 à 120 kWh lors de l'utilisation des procédés conventionnels de séchage thermique. Cela, en plus de l'énergie de chauffage qui est évaluée entre 700 et 1000 kWh thermique [103].

A part les économies de la consommation de l'électricité qui se traduisent par celle financières et environnementales (réduction de l'émission des GES), ce traitement réduit les frais de stockage et de transport, augmente la stabilisation, l'hygiénisation et la désodorisation des boues et facilite leur valorisation énergétique (combustion) et agricole (épandage).

4. Les micro-algues [104 à 106]

La contribution des micro-algues, dans l'épuration des eaux usées, remonte à la mise en place et à l'exploitation du lagunage où elles sont utilisées dans le traitement de finition (cf. Chap. II, L'épuration des eaux usées en Algérie).

La contribution des micro-algues intervient principalement à travers la production d'oxygène durant la photosynthèse ; ce qui optimise la survie des bactéries aérobies épuratrices. Elles contribuent, également, à travers l'assimilation des nutriments contenus dans les eaux usées particulièrement l'azote et le phosphore ; ce qui élimine le risque d'eutrophisation.

Leur contribution favorise, aussi, la désinfection. En effet, il a été démontré que l'augmentation du pH, lié à l'activité algale, entraîne la désinfection des eaux qui s'accélère à pH 9,6 particulièrement à température élevée. L'oxygénation de ces milieux inactive particulièrement les bactéries coliformes (cf. Chap. I, Généralités).

La maîtrise de l'utilisation des micro-algues pour l'épuration des eaux usées remonte à environ 75 ans auparavant quant les espèces *Chlorella* et *Dunaliella* ont été commercialisées à cet effet. Egalement, quand la production de cette biomasse a été exploitée au profit des industries alimentaires, pharmaceutiques, cosmétiques...

En 2010, la société Française « Ennesys », a conçu des systèmes pour l'intégration des micro-algues aux bâtiments (figure III.27 a). Au niveau de ces derniers, les eaux usées seront collectées et épurées par micro-algues.

A part l'épuration, les installations utilisées produiront un excédent de biomasse destiné à l'alimentation des chaudières. Ce système contribuera également à l'efficacité énergétique du bâtiment (réduction des déperditions calorifiques et frigorifiques) et à l'amélioration de son esthétique.

Un second projet d'envergure concerne la reproduction de ce concept à la tour « Marina City », à Chicago, dans le cadre « Chicago decarbonization Plan » (figure III.27 b). A part l'épuration par micro-algues, ce projet prévoit également l'intégration de l'énergie photovoltaïque, des jardins verticaux et la récupération des eaux pluviales.



Figure III.27 a : Projet Urban Lab (France) [106].

Figure III.27 b : Projet Marina City (Etats Unis) [106].

Figure III.27 : Epuration par micro-algues.

4.1. Combinaison de l'épuration et de la production de bioénergie [104, 106, 107]

Dès 1980, il a été démontré la faisabilité de l'utilisation des micro-algues pour la production de l'électricité dans des piles à combustibles microbiennes. Les espèces utilisées, des cyanobactères : *Mastigocladus* et *Phormidium* ont été immobilisées sur des électrodes transparentes composées de SnO₂.

Récemment, la faculté épuratrice des micro-algues est associée à la production de biodiesel. Cette opération utilise les eaux usées comme milieu de culture pour la production des micro-algues ; ce qui entraîne leur épuration.

Par la suite, les micro-algues sont exploitées pour l'extraction des acides gras cumulés au cours de leur croissance. Ce cumul peut atteindre jusqu'à 41% du poids sec des micro-algues voir 50% dans des cultures ouvertes (lagunes). Ces derniers sont convertis en biodiesel par transestérification.

En 2014, ce même système d'épuration a été amélioré par l'utilisation combinée d'une bactérie : *Ethanoleginens harbinens* pour la production de biohydrogène. Les acides gras volatiles, considérés comme facteur limitatif de cette bioconversion, ont été utilisés comme source d'alimentation d'une espèce de micro-algue hétérotrophe : *Scenedesmus sp.* qui a été à l'origine de la production de biodiesel.

Cette combinaison a permis d'enregistrer l'amélioration des performances, comparativement à l'utilisation microbienne unique, à travers une augmentation de 101% de la bioconversion énergétique et de 131% de la réduction de la DCO des eaux usées.

Chapitre IV

EVALUATION DE LA CONSOMMATION DE L'ELECTRICITE CONVETIONNELLE ET DE L'INTEGRATION DE L'ELECTRICITE RENOUVELABLE DANS LA STEP DE TIPASA

CHAPITRE IV : EVALUATION DE LA CONSOMMATION DE L'ELECTRICITE CONVENTIONNELLE ET DE L'INTEGRATION DE L'ELECTRICITE RENOUVELABLE DANS LA STEP DE TIPASA

A. EVALUATION DE LA CONSOMMATION DE L'ELECTRICITE CONVENTIONNELLE, DE SON COUT ET DES EMISSION DES GAZ A FFET DE SERRE

1. APPROCHE METHODOLOGIQUE

En premier lieu, notre étude a établi un bilan annuel de la consommation de l'électricité conventionnelle au niveau de la STEP de Tipasa, entre Mars 2009 et Février 2010. Par la suite, le coût de cette consommation et les émissions des GES induites ont été estimés.

En second lieu, nous avons proposé l'intégration des énergies renouvelables dans le bilan de la consommation de l'électricité conventionnelle de la STEP. Cela à travers la génération de l'électricité renouvelable à partir de la conversion énergétique des boues résiduaires et l'utilisation de l'éclairage solaire photovoltaïque. Cela, en raison de leur disponibilité au niveau de la STEP et de la maîtrise de ces technologies au niveau national. L'évaluation des avantages et des inconvénients de cette proposition a été effectuée par la considération des taux d'économie, ou de substitution, de la consommation de l'électricité conventionnelle, de son coût et de la réduction des émissions des GES. Cela, bien entendu, par comparaison au bilan annuel de la consommation de l'électricité conventionnelle de la STEP.

En fin, une étude économique a été entreprise pour calculer la rentabilité des investissements financiers qu'il faudrait effectuer pour l'intégration des énergies renouvelables dans le bilan de la consommation de l'électricité de la STEP.

2. STATION ET CHAINE D'EPURATION

2.1. Localisation administrative et géographique

La station d'épuration de la ville de Tipasa est située, à proximité de l'Oued Nador, dans la zone de Chenoua, à 70 km à l'ouest d'Alger.

A partir de Janvier 2012, l'exploitation de la STEP a été transférée de l'ONA vers SEAAL.

2.2. Chaîne d'épuration

Mise en service en 2008, la STEP est dimensionnée pour épurer une pollution de 70 000 équivalents-habitants utilisant le procédé d'épuration par boues activées à faible charge avec aération prolongée. Ce type d'assainissement est répertorié dans les procédés d'épuration intensifs (cf. Chap. II : L'épuration des eaux usées en Algérie).

En 2010, la STEP a épurée plus de 2 millions m³ d'eau usée, soit un débit journalier moyen de 5 714,77 m³, avec un taux d'abattement de 98% de DBO₅ et de 86% de DCO [10].

Schématisée dans la figure IV.1, la chaîne d'épuration débute par le relevage des eaux usées brutes à partir du collecteur (étape A). Il est à rappeler que ce dernier collecte les

eaux usées à partir de quatre stations de relevage et permet de régulariser le débit d'épuration de la STEP.

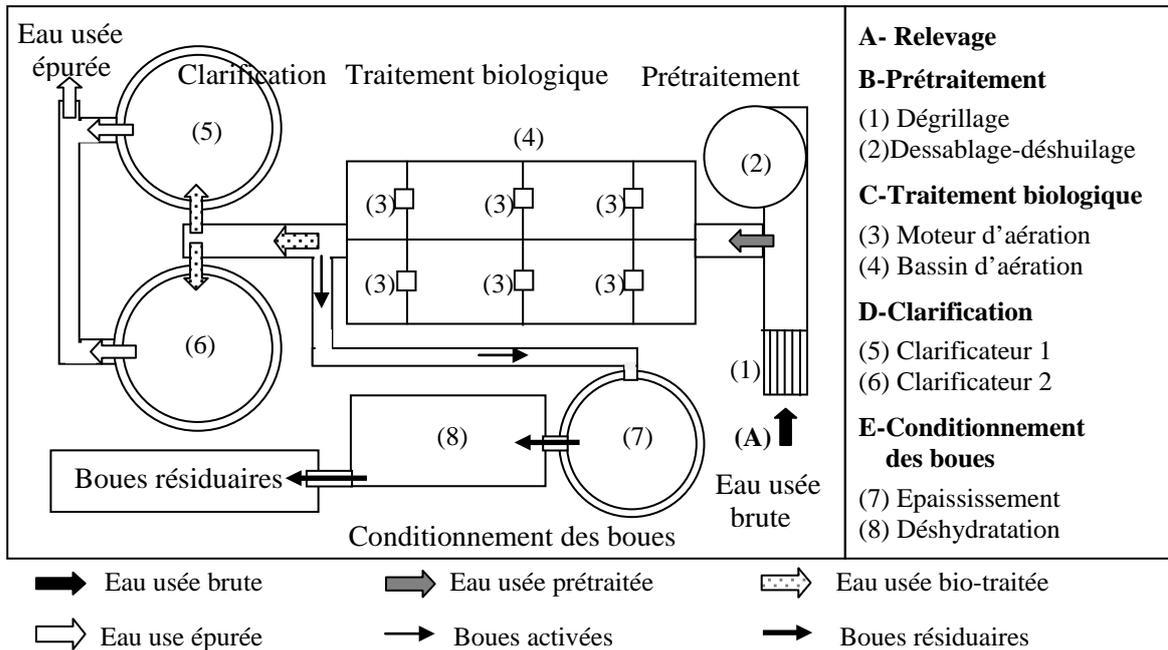


Figure IV.1 : Synoptique de la chaîne d'épuration de la STEP de Tipasa.

A partir de cette première étape, les eaux usées brutes sont filtrées par dégrillage grossier (50 mm) pour l'élimination des déchets solides (figure IV.2).

Transférées vers l'étape B, les eaux sont prétraitées à travers un second dégrillage fin (20 mm) et un déshuilage-dessablage pour l'élimination des déchets solides inertes, du sable et des huiles.



Figure IV.2 : Relevage et prétraitement des eaux usées (étape A et B).

Après l'étape B, l'eau usée "prétraitée" est injectée dans un bassin d'aération pour son traitement biologique (étape C). Ce traitement utilise six moteurs d'aération de 75 kW (figure IV.3) pour activer le développement des micro-organismes à travers l'injection de l'air pour une concentration d'oxygène comprise entre 0,5 mg/l et 2 mg/l. Le traitement permet d'abattre la pollution organique jusqu'à l'obtention d'une DBO₅ de 30 mg/l et d'une DCO de 90 mg/l.



Bassin biologique



Moteur d'aération



Boues en excès

Figure IV.3 : Traitement biologique (étape C)

Au cours de l'étape D, la séparation « boues activées/eau épurée » est effectuée par clarification. Ce traitement permet la récupération des eaux épurées à la surface des décanteurs (figure IV.4) pour leur rejet dans l'oued Nador (figure IV.5) et des boues (biomasse épuratrice) à partir du fond des clarificateurs 1 et 2.

Ces boues sont récupérés puis réinjectées dans le bassin biologique pour maintenir une concentration de 2 g/l. Quant aux boues en excès, elles sont dirigées vers le conditionnement (étape E) pour leur élimination.

Au cours du conditionnement des boues, leur épaissement gravitaire et leur pressage mécanique, par filtre à bandes (figure IV.6), permettent de ramener leur siccité de 3,5% à 24%.



Figure IV.4 : Clarification (étape D)



Figure IV.5 : Rejet des eaux épurées



Figure IV.6 : Pressage des boues (étape E).

3. MATERIELS ET METHODES

3.1. Estimation de la consommation de l'électricité et de son coût

L'étude du bilan annuel de la consommation de l'électricité conventionnelle de la STEP de Tipasa a considéré trois niveaux : la chaîne d'épuration des eaux usées, le bloc regroupant l'administration et le laboratoire d'analyse et, en fin, le système de l'éclairage extérieur.

La première étape de notre étude a permis l'identification de tous les équipements et le relevé de leur puissance électrique.

La seconde étape a été réservée à la comptabilisation de la durée moyenne du fonctionnement journalier des équipements électriques recensés, relevé par des compteurs horaires (figure IV.7), puis mensuel et annuel. La durée du fonctionnement mensuel a été est puisé à partir des bases de données enregistrées au niveau de la STEP.

La troisième étape a permis d'estimer la consommation de l'électricité (E) qui représente le produit de la puissance (P) et du temps de marche (T) de chaque équipement recensé.

$$E = P.T \quad (\text{Eq. 1})$$

L'estimation du coût journalier (C_j) de l'électricité, consommée par les équipements de la STEP, a été effectuée à travers la somme des coûts de l'électricité consommée (EC_i) durant les trois tranches horaires de la journée : creuse, pleine et de pointe.

Durant la période creuse, comprise entre 22h 30 et 6h, le prix de la consommation de l'électricité (P_{cse}) est fixé à 85,33 centimes de DA/kWh.

Ce prix augmente à 161,47 centimes de DA/kWh durant la période pleine (P_{ple}) qui s'étale de 6h à 17 h et de 21h à 22h 30.

Au cours de la période de pointe, comprise entre 17h et 21h, le prix de la consommation de l'électricité (P_{pte}) est le plus élevé ; il est fixé à 726,68 centimes de DA/kWh [107, 108].

$$C_j = \sum(EC1.P_{cse}) + (EC2.P_{ple}) + (EC3.P_{pte}) \quad (\text{Eq.2})$$

1.1.Estimation des émissions des gaz à effet de serre

Au niveau de la STEP, l'électricité consommée provient du réseau national interconnecté de distribution. A l'origine, elle est produite à 96% par des centrales thermiques fonctionnant au gaz naturel, à 2% par l'énergie hydraulique et à 2% par des groupes électrogènes fonctionnant au diesel [109].



Figure IV.7 : Table de contrôle des équipements électriques de la chaîne d'épuration.

Au cours de notre étude, les émissions des GES, rejetées par les groupes électrogènes, n'ont pas été comptabilisées puisque ces derniers produisent les 2% de l'électricité au profit des zones isolées, sans être injectée dans le réseau de distribution. Quant aux émissions induites par l'hydroélectricité, elles ont été estimées à 9 g eq-CO₂/kWh [110]. Concernant les 96% de l'électricité générés par les centrales thermiques, les émissions des GES, induites durant leur production par combustion du gaz naturel, ont été estimées selon les lignes directives de 2006 établies par le Groupe International des Experts sur le Climat (GIEC) [111].

A cet effet, nous avons adopté le niveau 1 des lignes directives où les facteurs d'émissions par défaut sont fournis pour chaque type de combustible.

Ce choix est imposé par l'indisponibilité des facteurs d'émission spécifiques à l'Algérie, nécessaires pour le choix du niveau 2, également par le manque d'informations relatives aux conditions spécifiques liées à la technologie de production de l'électricité et aux équipements utilisés en Algérie, nécessaires pour le choix du niveau 3.

Dans le niveau 1, l'équation de la production des GES est la suivante :

$$GES = \text{Consommation combustible} \cdot \text{Facteur d'émission} \quad (\text{Eq. 3}) \quad [111]$$

Où :

GES : Emission d'un gaz à effet de serre émis par type de combustible (kg de GES),

Consommation combustible : Quantité de combustible brûlé (Tj),

Facteur d'émission : Facteur d'émission par défaut d'un GES (Kg gaz /Tj).

Pour l'évaluation du gaz naturel combustible, nous avons considéré les trois types des technologies de conversion utilisées pour la production de l'électricité et leurs rendements de conversion respectifs à savoir : 35% pour les turbines à gaz, 40% pour les turbines à vapeur et 55% pour les cycles combinés [112].

Quant au calcul du volume du gaz naturel combustible, caractérisé par un PCS de 42,3 MJ/m³ [108], il a été déterminé à partir de l'équation des rendements :

$$VGN = EE / PCS \cdot \eta \quad (\text{Eq. 4})$$

Avec :

VGN : Volume du gaz naturel combustible (m³),

EE : Energie électrique consommée au niveau de la STEP (kWh),

PCS : Pouvoir calorifique supérieur du gaz naturel (kWh/ m³),

η : Rendement de conversion du gaz naturel en électricité.

Dans l'équation 3, les facteurs d'émission par défaut des gaz émis lors de la combustion du gaz naturel sont fixés à 56 100 kg/Tj pour le CO₂, à 1 kg/Tj pour le CH₄ et à 0,1 kg/Tj pour le N₂O [111].

L'estimation finale de l'émission des GES prend en considération le potentiel de réchauffement global (PRG) du CH₄ et du N₂O qui est calculé par équivalence à la quantité unitaire du CO₂ ; considéré comme référence unitaire de mesure : eq-CO₂ [111, 113].

2. RESULTATS ET DISCUSSION

2.1. Consommation et coût de l'électricité conventionnelle

Consignés dans le tableau IV.1, les résultats obtenus ont montré que l'épuration annuelle de 2 085 890 m³ d'eau usée a consommé 1,12 GWh d'électricité ; ce qui a coûté 2,26 millions de dinars.

Concernant la consommation de l'électricité, l'aération représente le poste le plus énergivore avec un taux de consommation de 78% dans la chaîne d'épuration et de 70% de la consommation totale de la STEP (tableau IV.2).

Ce taux se situe dans la limite supérieure de la consommation de l'électricité qui varie entre 40 et 80% dans des STEP de 10 000 EH et au-delà et qui utilisent le procédé d'épuration par boues activées [114].

Tableau IV.1 : Consommation annuelle et coût de l'électricité de la chaîne d'épuration de la STEP de Tipasa (2009-2010).

Etapes de traitement	Consomma- tion annuelle (kWh)	Rapport consomma- tion / Total (%)	Coût annuel (DA)	Rapport Coût/Total (%)
A-Relevage	53 454	4, 77	175 437	7,76
(1) Dégrillage	748	0, 06	1 207	0,05
(2) Déssablage-déshuilage	85 629	7, 64	230 968	10,22
B-Prétraitement (1) + (2)	86 377	7, 71	232 176	10,26
(3) Aération	145 905	13, 02	270 695	12,00
C-Traitement biologique 6 x (3)	875 430	78, 17	1 624 171	71,83
(5) Clarificateur	40 609	3, 62	930 31	4,11
D- Clarification 2 x (5)	81 219	7, 25	186 062	8,23
(7) Epaissement	1 620	0, 14	3 759	0, 7
(8) Pressage	22 009	1, 96	39 529	1,74
E-Conditionnement (7) +(8)	23 630	2, 10	43 288	1,91
Total	1 120 112	100	2 261 135	100

La numérotation des étapes de traitement est relative au synoptique de la chaîne d'épuration (cf. figure IV. 1).

Au niveau de la STEP qui compte la chaîne d'épuration, le bloc administratif et l'éclairage extérieur, 1,25 GWh d'électricité a été consommé dont 90 % par la chaîne d'épuration. Le coût de cette consommation a été estimé à 2,6 millions de DA soit 87% du budget réservé pour l'épuration (tableau IV.2).

D'une manière générale, l'établissement du bilan de la consommation de l'électricité indique que le fonctionnement de la STEP a consommé 0,6 kWh/m³ d'eau usée épurée. Cette consommation a coûté 1,24 DA/m³.

Les ratios obtenus sont plus faibles comparativement à la zone d'Alger qui compte les STEP de Tipasa, Koléa, Hadjout et Médéa et utilisent le procédé d'épuration par boues activées. Dans cette zone, le ratio de la consommation de l'électricité est de 0,95 kWh/m³ et celui du coût est de 3,1 DA/m³.

Par contre, les ratios de la STEP de Tipasa sont plus élevés comparativement aux ratios des 68 STEP's gérées par l'ONA qui combinent l'utilisation de l'épuration par boues activées et par lagunage.

Au total, l'épuration, entreprise par l'ensemble des STEP de l'ONA, a enregistré une consommation d'électricité de 0,29 kWh/m³ et un coût de 1,05 DA/m³ d'eau épurée [10].

Tableau IV.2 : Consommation annuelle et coût de l'électricité de la STEP de Tipasa (2009/2010).

	Consommation annuelle (kWh)	Rapport consommation / Total (%)	Coût annuel (DA)	Rapport Coût /Total (%)
Chaîne d'épuration	1 120 112	89,63	2 261 135	86,95
Bloc administratif et laboratoire	57 469	4,60	185 154	7,12
Eclairage extérieur	72 145	5,77	154 157	5,93
Station d'épuration	1 249 727	100	2 600 447	100

2.2. Emissions des gaz à effet de serre

Les résultats obtenus (tableau IV.3) indiquent que l'électricité consommée par la STEP a induit l'émission d'une moyenne de 174 g eq-CO₂/kWh.

Par ailleurs, la considération des 4,5% des pertes de l'électricité par le réseau national de distribution [109] a augmenté cette moyenne à 185,61 g eq-CO₂/kWh.

Ce résultat est inférieur à la moyenne des émissions des GES de l'Algérie de l'année 2011, évaluée à 574 g eq-CO₂/kWh par l'Agence Internationale de l'Energie [115].

Il est à noter que cette évaluation est plus importante car elle a pris en considération la génération de l'électricité mais aussi la génération de l'énergie thermique produite à partir du gaz naturel et autres carburants.

Tableau IV.3 : GES induits par la consommation de l'électricité de la STEP de Tipasa (2009/2010).

Technologie de production de l'électricité	Taux de participation (%)	Electricité consommée (kWh)	Rendement (%)	Gaz naturel combustible (10 ³ m ³)	Emission des GES			Total des émissions des GES (tonne eq-CO ₂)
					CO ₂ (kg)	CH ₄ (kg)	N ₂ O (kg)	
Turbine à gaz	56	699 847	35	47	112 175	42	42	112
Turbine à vapeur	22	274 940	40	16	38	14	14	38
Cycle combiné	18	224 950	55	9	23	8	8	24
Hydro-electricité	2	24 994	-	-	-	-	-	0,22
Groupe électrogène	2	-	-	-	-	-	-	
Total	100	1 224 733		73	173	6	65	174
Total général	104,5	1 305 964						185,61

Au niveau de la STEP, l'évaluation des émissions des GES (figure IV.8) reflète la consommation de l'électricité (cf. tableaux IV.1 et IV.2) puisqu'elles sont proportionnelles. En effet, dans la chaîne d'épuration, les quantités des émissions les plus importantes sont localisées dans le traitement biologique avec 124,31t eq-CO₂. Globalement, la chaîne d'épuration a émis la plus importante quantité de GES, estimée à 160 t eq-CO₂, suivie par l'éclairage extérieur, avec 8,16 t eq-CO₂ et le bloc administratif avec 10,25 t eq-CO₂.

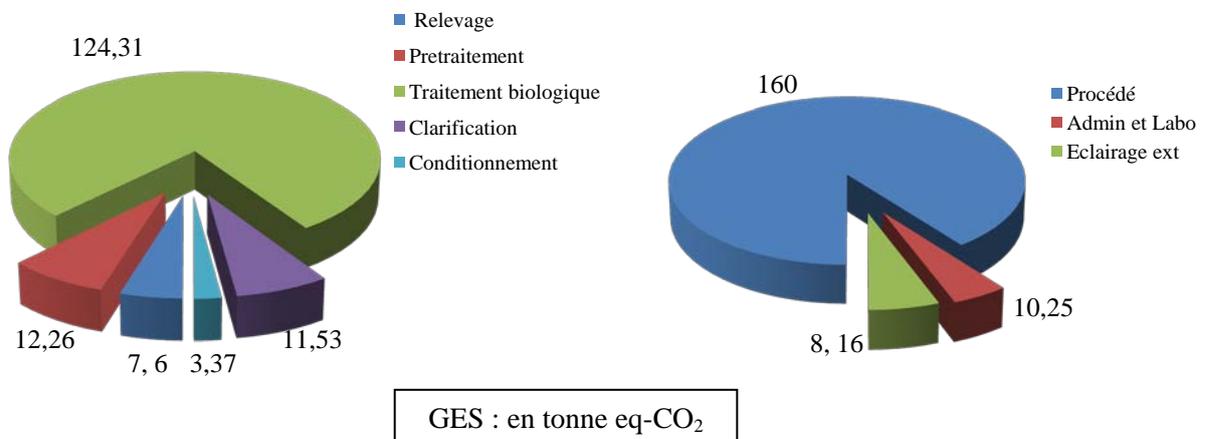


Figure IV.8 : Répartition de l'émission des GES induites par la consommation de l'électricité de la STEP de Tipasa.

B. EVALUATION DE L'INTEGRATION DE L'ELECTRICITE RENOUVABLE, DES ECONOMIES FINANCIERES ET DE LA REDUCTION DES EMISSION DES GAZ A EFFET DE SERRE

La proposition de la génération de l'électricité renouvelable s'est limitée à l'utilisation des gisements énergétiques disponibles au niveau de la STEP de Tipasa. Cela, à travers la conversion énergétique des boues résiduelles et l'installation d'un système d'éclairage solaire photovoltaïque.

Cette partie de notre étude évalue la quantité de l'électricité renouvelable pouvant être produite pour la substitution de l'électricité conventionnelle, l'économie financière qui en résulteraient ainsi que l'émission des GES pouvant être évitée.

Enfin, une évaluation de la rentabilité économique des investissements pour l'intégration des énergies renouvelables dans la STEP (cf. 2. Approche méthodologique) est effectuée.

1. MATERIELS ET METHODES

1.1. Méthanisation des boues et cogénération du biogaz.

Nous avons entrepris l'estimation de la génération de l'électricité renouvelable à travers deux étapes.

La première étape consiste en l'estimation, théorique et expérimentale, de la production du biogaz à partir de la méthanisation des boues produites au niveau de la STEP.

La seconde étape, théorique, évalue la cogénération des énergies électrique et thermique à partir du biogaz produit par méthanisation des boues.

1.1.1. Estimation théorique

L'approche théorique de notre étude a considéré la quantité annuelle des boues produites (QB) au niveau de la STEP, évaluée à 3040 tonnes.

Théoriquement, la méthanisation des boues des stations d'épuration produit entre 0,5 et 0,7 m³ de biométhane (BM) par tonne de matière volatile sèche des boues dégradées [46, 47, 116, 117]. Nous avons retenu la moyenne de ce taux, soit : 0,6 m³/t pour l'estimation du biométhane produit selon l'équation :

$$BM = 0,6 MVS.QB \quad (\text{Eq.5}) [46, 47, 116, 117]$$

Le calcul des matières volatiles sèches (MVS) a été effectué à partir du produit des valeurs expérimentales moyennes de la matière volatile des boues ($MV = 412 \cdot 10^{-3} \text{ t}$), de leur matière sèche ($MS = 651 \cdot 10^{-4} \text{ t/m}^3$) et de leur taux de dégradation exprimé par rapport à la DCO (TDDCO = 30%). Ces valeurs ont été récupérées du laboratoire d'analyses de la STEP de Tipasa.

L'évaluation du volume de biométhane produit nous a permis, par la suite, d'estimer sa conversion énergétique par cogénération des énergies électrique et thermique. Les productions de l'électricité renouvelable et de la chaleur ont été calculées par les équations 5 et 6 relatives aux rendements de conversion de la microturbine.

Le choix de la puissance installée de la microturbine, de 65 kW, a été imposé par la disponibilité de la production du biogaz au niveau de la STEP et par la durée de fonctionnement journalier de la microturbine. Quant aux rendements de conversion, ils sont évalués par le constructeur à 29% pour l'électricité et à 50% pour l'énergie thermique [118].

$$E_e = VB.PCI.\eta_e \quad (\text{Eq.5})$$

$$E_{th} = VB.PCI.\eta_{th} \quad (\text{Eq.6})$$

Avec :

E_e : Energie électrique produite (kWh_e),

VB : Volume du biogaz consommé,

PCI : Pouvoir calorifique inférieur du biogaz = 6 kWh/m³ [46],

η_e : Rendement de la conversion électrique de la microturbine,

E_{th} : Energie thermique produite (kWh_t),

η_{th} : Rendement de la conversion thermique de la microturbine.

1.1.2. Estimation expérimentale

L'expérimentation que nous avons entreprise pour l'étude de faisabilité de la méthanisation des boues de la STEP a été conduite dans un banc d'essais comparatif. Ce dernier était composé de quatre ballons à fond plat de 2 litres, chauffés à 37 °C et agités à 800 tr/mn par des chauffe-ballons de marque « Fisher Scientific Lab-Mix 35 » (figure IV.9).

Les boues, caractérisées par une siccité de 35%, ont été diluées pour faciliter leur agitation et leur chauffage.

Deux taux de dilution de 100% et de 50% ont été utilisés. En considérant la densité de l'eau égale à 1, la première quantité des boues (1kg) a été diluée à 100%. Le volume des boues obtenu a permis de remplir les ballons 1 et 2. Quant aux ballons 3 et 4, ils ont été alimentés avec des boues à 50% de dilution.

Chaque ballon a été fermé hermétiquement pour créer l'anaérobiose. La caractérisation volumétrique de la production du biogaz a été effectuée quotidiennement par des compteurs à gaz de marque « Ritter-Apparatebau » avec un pas de 24 h. Quant à la caractérisation qualitative, elle a été effectuée sur des prélèvements réalisés durant la période de méthanisation. Ce gaz, stocké dans des sachets hermétiques « Tedlar », a été analysé au CRD de Sonatrach, à Boumerdès.

Malheureusement, la caractérisation physico-chimique et microbiologique des boues, programmées avant et après leur méthanisation, n'a pas pu être effectuée. Cette caractérisation aurait permis de vérifier l'uniformité de la composition des échantillons de boues utilisées, de s'assurer de leur représentativité qualitative par rapport aux boues produites annuellement par la STEP, de pouvoir comparer les résultats obtenus à d'autres travaux et, en fin, de consolider « scientifiquement » les résultats obtenus.



Figure IV.9 : Banc d'essais de méthanisation des boues résiduaires.

Les résultats expérimentaux obtenus ont été utilisés, par la suite, pour l'estimation, théorique, de la conversion énergétique du biogaz produit par la cogénération des énergies électrique et thermique. Ils ont été, également, exploités pour l'évaluation de la substitution de l'électricité conventionnelle, de l'économie de son coût et de la réduction de l'émission des GES selon la même démarche adoptée dans au cours de l'estimation théorique de la production du biogaz.

1.2. Eclairage solaire photovoltaïque

La proposition de l'utilisation de l'éclairage solaire photovoltaïque a nécessité le dimensionnement du champ photovoltaïque à installer et des panneaux à utiliser. Ces derniers sont caractérisés par un rendement de conversion fixé par le constructeur et une puissance prédéfinie dite « puissance crête » correspond à la production du panneau dans des conditions standards fixant le rayonnement reçu à 1000 W/m^2 et la température ambiante à 25°C [119].

Sur terrain, la puissance crête des panneaux à installer varie considérablement puisque les conditions standards ne sont pas continuellement réunies. Le dimensionnement permet de prendre en considération cette variation pour répondre à la demande en électricité (cf. tableau IV.2 : Consommation annuelle et coût de l'électricité de la STEP de Tipasa) et à l'autonomie de l'installation.

L'étude que nous avons effectuée pour le dimensionnement du champ photovoltaïque et du système de stockage de l'électricité renouvelable a utilisé un logiciel de dimensionnement « PV SST » [120] qui est à l'origine des prestations réalisées par l'UDES.

1.3. Estimation de la rentabilité économique des investissements

La génération de l'électricité renouvelable s'effectue par l'installation d'équipements dont la plupart sont d'importation et donc nécessite d'importants investissements financiers.

Cette situation nous a orientés vers l'évaluation de la rentabilité économique des deux propositions (conversion énergétique des boues et éclairage solaire photovoltaïque).

Cette étude a été effectuée à travers le calcul du coût actualisé de l'électricité renouvelable produite : « Levelized Cost Of Electricity (LCOE) » (Eq. 7) et de la Valeur Nette

Actualisée « VAN » (Eq. 8) relative aux investissements à effectuer pour la détermination du temps de retour des investissements financiers mobilisés et donc de la rentabilité économique des deux propositions [121]. Les équations utilisées sont les suivantes :

$$LCOE = (LCC/P) (FRC) \quad (\text{Eq.7}) [121]$$

Avec :

LCOE: Coût actualisé de l'électricité (DA/kWh),

LCC: Coût du cycle de vie de l'installation (DA),

P: Production annuelle de l'électricité (kWh),

FRC: Facteur de recouvrement du capital, égal à $\frac{d(1+d)^N}{(1+d)^N - 1}$

d: Taux d'actualisation = 5, 5%,

N: Durée de vie de l'installation (années).

$$VAN = \sum_{N=0}^n FNT / (1 + d)^N \quad (\text{Eq.8}) [121]$$

Avec :

VAN: Valeur actuelle nette (DA),

FNT: Flux net de trésorerie (DA),

d: Taux d'actualisation = 5, 5%,

N: Durée de vie de l'installation (années).

Les indices économiques utilisés ont été déterminés par le marché européen des énergies renouvelables à défaut de l'existence du marché algérien.

Le coût de la génération de l'électricité à partir des boues a été estimé à 8600 €/kWe [122], soit $903 \cdot 10^3$ DA/kWe, pour une puissance installée inférieure à 100 kWe.

Quant à l'utilisation de l'énergie solaire photovoltaïque, le coût d'installation a été fixé à 3500 €/kWe [123], soit $367,5 \cdot 10^3$ DA/kWe, pour des installations domestiques et autonomes de petite taille.

2. RESULTATS ET DISCUSSION

2.1. Résultats théoriques de la méthanisation des boues et cogénération du biogaz

Les calculs effectués ont permis d'estimer que la méthanisation des 3 040 tonnes de boues aurait produit $338 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ de biométhane.

Egalement, que la cogénération de ce volume aurait généré 392,78 MWh d'électricité renouvelable et 667,22 MWh_t de chaleur récupérable pour le chauffage du digesteur.

Quant à la consommation de cette quantité d'électricité, renouvelable, elle aurait permis de substituer, ou d'économiser, 31,5% de l'électricité conventionnelle consommée au niveau de la STEP de Tipasa.

Sur le plan financier, en considérant un prix journalier moyen de l'électricité de 324,5 cDA/kWh, l'économie annuelle réalisée a été estimée à 1,27 million de DA.

Cette économie représente 49% du budget annuel alloué à la consommation de l'électricité conventionnelle au niveau de la STEP.

S'agissant des GES et sur la base d'une émission moyenne calculée de 607,18 g eq-CO₂/kWh (cf. Chap. IV, 4.2. Emissions des gaz à effet de serre), l'émission évitée a été estimée à 239 t eq-CO₂ représentant 31,5% des émissions induites par la consommation de l'électricité de la STEP.

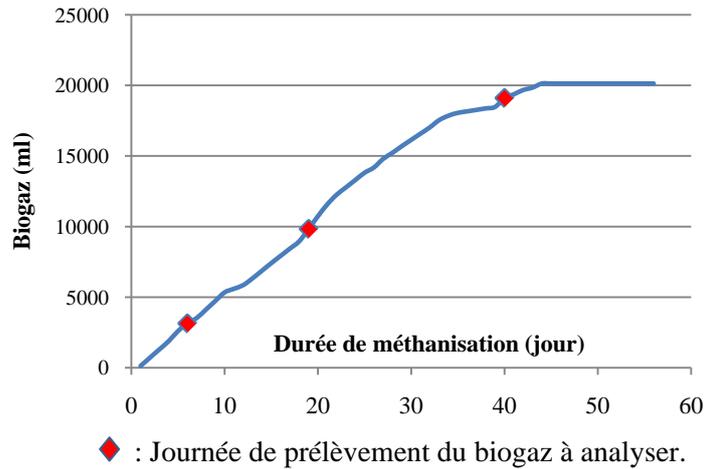
2.2. Production expérimentale du biogaz

Au cours des expérimentations, aucune production de biogaz n'a été quantifiée dans les ballons 2 et 4. Ce constat s'expliquerait par la mauvaise étanchéité des ballons qui n'a pas permis de créer l'anaérobiose malgré toutes les précautions prises à cet effet. En effet, l'anaérobiose est indispensable à la production du biogaz.

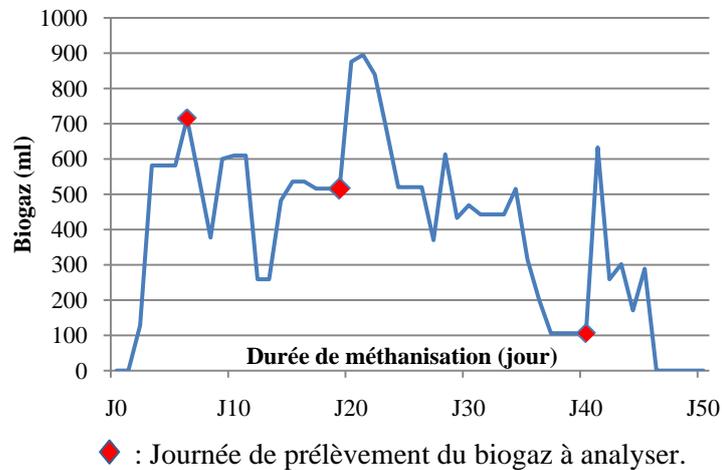
Par contre, dans le ballon1 (100% de dilution), la méthanisation a duré 45 jours et a permis de cumuler une production de 20,12 l de biogaz caractérisé par une teneur moyenne en méthane de 48%.

La cinétique de la production cumulée du biogaz (figure IV.10) montre une augmentation régulière des volumes de biogaz produits. Par contre, la cinétique de la production journalière (figure IV.11) est irrégulière. Des productions de biogaz sous forme de pics ont été enregistrées.

Les productions les plus importantes sont localisées au cours des 5^{ème}, 20^{ème} et 40^{ème} journées de méthanisation. Cela s'expliquerait par le fait que la succession des quatre étapes de méthanisation (hydrolyse, acidogénèse, acétogénèse et méthanogénèse) ne se sont pas déroulées d'une manière homogène pouvant s'illustrer par cinétique en forme de cloche. L'allure de la cinétique obtenue est hétérogène ; elle s'exprime par plusieurs pics irréguliers. Cette allure n'est pas « singulière », elle reproduit celle obtenue au cours de la méthanisation expérimentale des déjections bovines [124].



◆ : Journée de prélèvement du biogaz à analyser.
Figure IV.10 : Production cumulée du biogaz (dilution 100%).



◆ : Journée de prélèvement du biogaz à analyser.
Figure IV.11 : Production journalière du biogaz (dilution 100%).

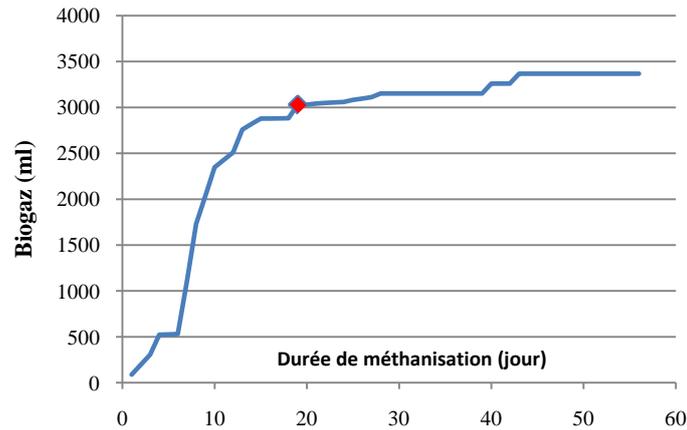
Dans le ballon 3 (50% de dilution), la méthanisation a duré 44 jours ; ce qui a permis de produire 3,36 l de biogaz.

Cette production est faible et ne représente que 16,7% de la production du ballon 1. Ce résultat s'expliquerait par la faible dilution des boues qui a maintenu l'aspect grumeleux ou « en amas » des boues. Les grumeaux ont été partiellement dégradés par les micro-organismes intervenant au cours de la méthanisation ; ce qui aurait réduit le rendement de conversion en biogaz.

L'allure de la cinétique de la production cumulée du biogaz (figure IV.12) se rapproche de celle du ballon 1 mais, avec une régularité moins prononcée.

Par contre, la cinétique de la production journalière du biogaz (figure IV.13) est peu similaire à celle du ballon 1.

Dans le ballon 3, la durée de forte production du biogaz est réduite à la période qui s'étale du 1^{er} au 17^{ème} jour de méthanisation alors que la durée de cette réaction se prolonge jusqu'au 44^{ème} jour. Cette situation expliquerait la faible production du biogaz provoquée, comme évoqué précédemment, par le faible taux de dilution des boues.



◆ : Journée de prélèvement du biogaz à analyser.

Figure IV.12 : Production cumulée du biogaz (dilution 50%).

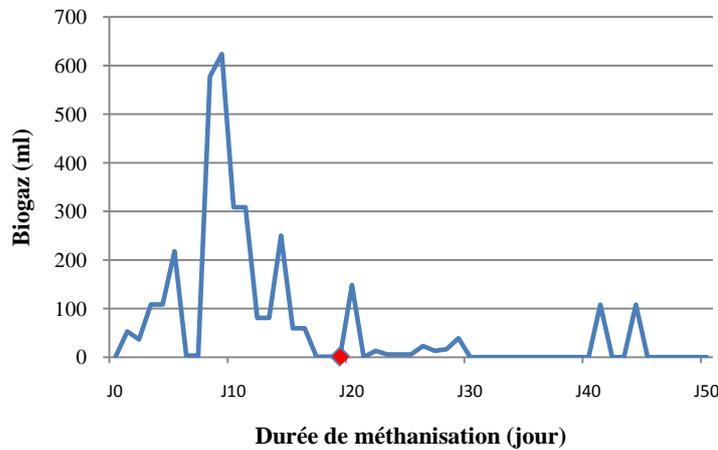


Figure IV.13 : Production journalière du biogaz (dilution 50%).

S'agissant de la composition du biogaz produit (tableau IV.4), il est à relever que la teneur en méthane des prélèvements du ballon 1 est, d'abord, faible en début de méthanisation, avec 26 %, puis atteint des teneurs élevées, avec 63% et 55%, en milieu et en fin de réaction.

A l'exception de la teneur du premier prélèvement, la moyenne des deux autres teneurs (59%) correspond à celle (59,5 %) rapportée dans la bibliographie [46] où elle est décrite comme teneur minimale. Par contre la moyenne de la concentration en méthane est faible, évaluée à 48,08%.

Ce résultat s'expliquerait par la maturité des boues utilisées induisant la stabilisation de leur dégradation. En effet, ces dernières ont été conditionnées (épaissies et déshydratées) puis entreposées, à ciel ouvert, au niveau de la STEP de Tipasa.

En effet, ce traitement minéralise la matière organique des boues et réduit ainsi leur potentiel méthanogène. Au niveau des STEP où est entreprise la méthanisation des boues, ces dernières sont injectées dans les digesteurs dès leur épaissement pour un optimum de conversion en biogaz [46, 47, 116, 117].

Il est également à noter que le stockage et le transport du biogaz produit auraient occasionné des fuites qui pourraient être à l'origine des faibles teneurs en méthane.

Tableau IV.4 : Teneur des principaux composants du biogaz.

Prélèvements au cours de la méthanisation	Boues diluées à 100%			Boues diluées à 50%
	6 ^{ème} jour	7 ^{ème} jour	39 ^{ème} jour	1 ^{er} jour
	Teneur des composants du biogaz (% molaire)			
CH ₄	26,14	62,94	55,18	22,70
CO ₂	0,30	2,77	0,37	0,13
N ₂ O	73,56	34,29	44,45	77,17

Dans le ballon 3, le seul échantillon de biogaz analysé révèle une très faible teneur en méthane, estimée à 22,7%. Cette très faible teneur s’expliquerait par la période de prélèvement du biogaz ; localisé à la fin du cycle de méthanisation (cf. figure IV.13).

Ce constat s’observe également en début du cycle de la méthanisation lors du premier prélèvement à partir du ballon 1 (cf. figure IV.11). En effet, dans les réacteurs en batch, ces deux zones sont décrites « pauvres » en méthane [47, 116].

2.3. Estimation théorique des apports énergétique, financier et environnemental

A partir des résultats de la production expérimentale du biogaz, nous avons estimé que la méthanisation de la production annuelle des boues de la STEP, diluées à 100%, a permis de produire un volume total de 61 164,8 m³ de biogaz et de générer 106 426,75 kWh d’électricité renouvelable. Cette dernière aurait permis de substituer 8,51% de l’électricité conventionnelle consommée au niveau de la STEP.

Financièrement, deux possibilités se présentent :

La première consiste en la génération de l’électricité, d’une manière continue, jusqu’à épuisement du biogaz produit.

En considérant le coût journalier moyen de 324,5 cDA/kWh, ce premier scénario aurait permis d’économiser 345 354,80 DA représentant 13,28% du budget de la consommation de l’électricité conventionnelle de la STEP.

La seconde possibilité privilégie la génération de l’électricité renouvelable uniquement durant les quatre heures de la période de pointe grâce au stockage du biogaz. Durant cette période, le prix de l’électricité est le plus élevé ; fixé à 726,68 cDA/kWh (cf. Chap. IV, Part. A, 3.1. Estimation de la consommation de l’électricité et de son coût).

Ce scénario aurait augmenté l’économie financière à 773 382 DA, soit 29,74% du budget énergétique ; ce qui représente plus du double comparativement au premier scénario.

Cette pratique est souvent utilisée dans les pays où la revente de l’électricité renouvelable, à travers son injection dans le réseau de distribution, est autorisée.

Concernant les émissions des GES, les 106 426,75 kWh d’électricité renouvelable produite aurait évité l’émission de 64,62 t eq-CO₂ soit 8,51% des émissions de la STEP.

2.4. Eclairage solaire photovoltaïque

Les inputs du logiciel de dimensionnement utilisé (PV SST) [120] sont le rayonnement solaire, estimé pour le nord de l'Algérie à 1,700 kWh/m²/an [125], le rendement de conversion des générateurs photovoltaïques, estimé à 11%, la demande en électricité évaluée à 18,73 kWh et une autonomie énergétique de 6 jours. Cette dernière a été calculée pour l'utilisation de 69 lampes compact fluorescentes (LCF) d'une puissance de 22 W fonctionnant durant une période maximale de 13 heures/jour.

Les outputs ont permis de fixer la puissance de chaque générateur photovoltaïque à 120 W_C, soit une capacité installée de 8,3 kW_C, et un système de stockage composé de deux batteries de 105 Ampères.

La configuration étudiée assure l'autonomie énergétique de chaque poteau d'éclairage. En contre partie, il est à noter que cette configuration est considérée comme la plus chère, financièrement, comparativement à des installations connectées au réseau de distribution de l'électricité qui ne nécessitent pas le stockage de l'énergie électrique produite au cours de la journée.

Cependant, ce genre d'installations n'est pas autorisé en Algérie sauf pour les centrales électriques solaires ; ce qui nous a contraint d'éviter sa considération.

2.4.1. Apports énergétique, financier et environnemental

L'économie réalisée a été directement imputée du bilan de la consommation de l'électricité conventionnelle puisque nous avons proposé de substituer cette dernière par l'électricité renouvelable.

Les économies annuelles sont évaluées à 72,14 MWh d'électricité avec une réduction de 43,80 t eq-CO₂ d'émission des GES ; ce qui représente 5,77% du bilan de la STEP. L'économie financière a été estimée à 154 157 DA soit 5,93% du budget réservée à la consommation de l'électricité de la STEP.

2.5. Cumul des apports des deux propositions

La considération, simultanée, de la conversion énergétique des boues résiduaire et de l'éclairage solaire photovoltaïque pour la génération de l'électricité renouvelable est plus intéressante à considérer. En effet, le cumul l'électricité conventionnelle substituée a été évalué à 178,57 MWh, soit 14,3% de la consommation de la STEP et des émissions des GES.

Financièrement, prenant en considération les deux scénarios relatifs au planning de la période de cogénération du biogaz, la réduction des coûts de la consommation de l'électricité de la STEP a oscillé entre 580 10³ DA et 1 197 645,2 DA, représentant entre 22,28% et 55% d'économie.

Le cumul des apports devient d'avantage intéressant si nous considérons l'estimation théorique de la conversion énergétique des boues (cf. Chap. IV, Part. B, 2.1. Résultats théoriques de la méthanisation des boues et cogénération du biogaz) qui aurait permis de substituer 31,5% de l'électricité conventionnelle consommée.

En prenant en considération cette estimation, le cumul des substitution, ou économies, de l'électricité conventionnelle s'est élevé à 464,92 MWh, soit 37,20% de la consommation électrique de la STEP et des émissions des GES.

Financièrement, par considération d'un prix journalier moyen de 324,5 cDA/kWh, l'économie réalisée a été estimée à 58% du budget annuel alloué à la consommation électrique de la STEP.

2.6. Rentabilité économique des investissements

Les résultats obtenus (tableau IV.5) indiquent que la production de l'électricité renouvelable par conversion énergétique des boues (scénario 1), permettant de substituer 31,42 % de l'électricité conventionnelle, n'est pas économiquement rentable.

Cela est causé par des coûts de production élevés, estimés à 9,62 DA/kWh, par comparaison au prix de vente moyen de l'électricité conventionnelle fixé à 3, 24 DA/kWh même en considérant le prix le plus élevé des heures de pointe fixé à 7, 26 DA/kWh.

Les résultats du scénario 2, relatif à la méthanisation expérimentale des boues de la STEP, n'ont permis de substituer que 8,51% de la consommation de l'électricité de la STEP. Economiquement, la réduction de la production de l'électricité renouvelable conduit à l'augmentation des coûts de sa production qui sont effectivement estimés à 18,8 DA/kWh. Comme c'est le cas pour le scénario 1, ces coûts ne peuvent absolument pas être couverts par les prix de l'électricité conventionnelle ; ce qui ne permet pas, là aussi, d'assurer la rentabilité économique de ce second scénario.

Tableau IV.5 : Production de l'électricité renouvelable et rentabilité économique.

Propositions		Energie renouvelable initiale	Puissance installée	Génération des énergies renouvelables		LCOE DA/kWh	VAN (DA)	TR (année)
				Chaleur (kWh _t)	Electricité (kWh _e)			
Boues	Scénario 1 Théorique	338 609 m ³ de biogaz	65 kWe	667 220	392 787	9, 61	522 576,6	25, 80
	Scénario 2 Expérimental	61 164,8 m ³ de biogaz	65 kWe	183 495	106 427	18, 8	201 959,1	32, 80
PV	Scénario 3	1 700 kWh/m ²	8,30 kWc	-	72 145	27, 03	33 768	25, 65

Concernant la proposition de l'éclairage solaire photovoltaïque, le coût de la production de l'électricité renouvelable a été évalué à 27 DA/kWh.

Ce coût est plus élevé, comparativement à ceux relatifs à la conversion énergétique des boues, malgré que les coûts d'investissements de cette dernière soient plus importants, représentant 2,45 fois ceux de l'installation photovoltaïque.

Cette situation est due à la faible production de l'électricité photovoltaïque comparativement à celle générée à partir de la cogénération du biogaz.

En effet, dans l'équation 7 (LCOE), cette variable est inversement proportionnelle au coût de production de l'énergie renouvelable.

Il est cependant à noter, que les coûts de l'installation de l'éclairage solaire photovoltaïque seraient surestimés puisque ces derniers [123] considèrent le cas d'une nouvelle installation. Or, dans le cas de la STEP de Tipasa, le système de l'éclairage, alimenté par l'électricité conventionnelle, existe déjà. Dans ce cas, sa reconversion nécessite, uniquement, l'acquisition et l'installation du système de production de l'électricité renouvelable (générateur photovoltaïque), de son stockage (batteries), de sa consommation (lampe, ballaste, régulateur ...) et autres accessoires (coffret de batteries, câbles électriques, douilles ...).

Egalement, le montant des coûts utilisés prend en considération les frais de la main d'œuvre pour l'installation et en prévision de la maintenance du système installé. Se référant au niveau de vie, plus cher, de la communauté Européenne comparativement à celle Algérienne, nous estimons que ce coût est, également, plus élevé que celui qui devrait être prévu pour une installation dans la STEP.

Par contre, le montant des coûts considérés [123] ne prend pas en considération les frais douaniers puisque ces derniers sont inexistantes au sein de la communauté Européenne.

Considérant les trois scénarios étudiés, les résultats obtenus montrent qu'en Algérie, malgré la disponibilité des ressources énergétiques renouvelables, l'économie de l'énergie conventionnelle et la réduction des émissions des GES qui en découlent, la rentabilité du montage de projets pour la production de l'électricité renouvelable n'est pas économiquement rentable.

Nous considérons que deux principales raisons seraient à l'origine de cette situation :

- la première résulte de la cherté des équipements d'importations et des frais douaniers,
- la seconde raison est due au faible prix d'achat de l'électricité conventionnelle, considérée parmi la moins chère au monde.

Dans ces conditions, la rentabilité économique de la production de l'électricité renouvelable nécessite sa prise en charge étatique pour sa subvention à l'instar des pays étrangers. Cette orientation est déjà entreprise puisque l'Algérie ambitionne l'utilisation de 40% d'énergies renouvelables dans le bilan de la production de l'électricité d'ici 2030 [126].

Aussi, en 2014, cette orientation s'est concrétisée à travers la fabrication, au niveau national, des panneaux solaires photovoltaïques. Cela, permettra de fournir les utilisateurs nationaux par des panneaux à des prix très concurrentiels et assurera sûrement la rentabilité des investissements à effectuer. A titre d'exemple, le prix du panneau photovoltaïque de 100 Wc dont la puissance est proche de celle des panneaux proposés pour l'installation au niveau de la STEP de Tipasa, est fixé à 11 115,00 DA TTC (Annexe 1).

Chapitre V

EPURATION PAR DISTILLATION SOLAIRE

CHAPITRE V : EPURATION PAR DISTILLATION SOLAIRE

1. MATERIEL ET METHODE

L'étude de l'efficacité de l'épuration des eaux usées urbaines par distillation solaire a été conduite, entre Avril et Septembre 2012, utilisant des eaux usées prélevées à partir de la STEP de Tipasa.

Quant aux expérimentations, elles ont été entreprises à travers deux bancs d'essais de la distillation solaire. Ces derniers ont été installés à l'Unité de Développement des Equipements Solaire, à Bou-Ismaïl (UDES).

1.1. Localisation administrative et géographique

Le siège de l'UDES est, administrativement, localisé dans la wilaya de Tipasa, à environ 25 km à l'ouest d'Alger. Quant à la localisation géographique, elle est comme suit :

- Longitude : 2° 42' Nord,
- Latitude : 36° 39' Est,
- Altitude : 1 m.

1.2. Protocole expérimental

Le protocole expérimental que nous avons adopté a permis d'effectuer la caractérisation volumétrique de l'eau épurée produite par distillation solaire durant la conduite des expérimentations.

Sur le plan de la caractérisation qualitative, le protocole a également permis d'évaluer l'efficacité de l'épuration à travers l'estimation des taux d'abattement des paramètres physico-chimiques et microbiologiques.

Ces derniers ont concernés :

- l'eau usée urbaine, brute et prétraitée, récupérées à l'entrée de la STEP de Tipasa. Cette eau a été utilisée pour l'alimentation du distillateur solaire, à l'UDES. Chaque prélèvement, effectué à la STEP, a été considéré comme témoin des expérimentations menées pour l'évaluation de l'efficacité de l'épuration par distillation.
- l'eau épurée produite par distillation solaire qui était récupérée à la sortie du distillateur,
- le concentrât, constituant l'eau résiduaire maintenue à l'intérieur du distillateur, qui était récupéré à partir de la canalisation de vidange du distillateur solaire,
- l'eau épurée au niveau de la STEP de Tipasa. Cette eau a été utilisée pour l'évaluation comparative des taux d'abattement obtenus lors de l'épuration par la distillation solaire et par le procédé des boues activées utilisé au niveau de la STEP de Tipasa.

1.3. Banc d'essais

1.3.1. Banc d'essais de l'épuration par distillation solaire

L'épuration des eaux usées a été conduite à travers un banc d'essais qui se composait d'un distillateur solaire à effet de serre (figure V.1 a) et d'une unité d'acquisition des données reliée à un micro-ordinateur (figure V.1 b).

Le distillateur utilisé est de type « Hot Box », dit aussi à « chapelle » ou à « double pentes ». La réalisation et le développement de ce type de distillateur ainsi que d'autres prototypes ont été initiés, en Algérie, à partir de 1953 par Gomella, Savornin et Lejeune [127, 128].

Le principe de fonctionnement du distillateur repose sur le changement de phase de l'eau induit par le rayonnement solaire qui traverse le vitrage et par l'effet de serre qui en résulte.

L'énergie recueillie chauffe la lame de l'eau contenue dans le caisson, par radiation et par conduction, induisant son évaporation puis sa condensation sur le vitrage. Par la suite, l'inclinaison du vitrage favorise la récupération des gouttelettes condensées puis leur acheminement, à travers deux goulottes, vers l'extérieur du distillateur (figure. V.1 c).



Figure V.1 a : Distillateur solaire



Figure. V.1 b : Acquisition des données



Figure V.1 c : Récupération du distillat (eau épurée)

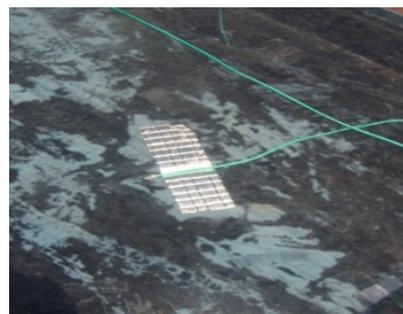


Figure V.1 d : Installation des thermocouples

Figure V.1 : Banc d'essais de l'épuration par distillation solaire.

Durant les années 1990, plusieurs distillateurs de type « Hot-Box » ont été réalisés et expérimentés à l'Unité de Développement des Equipements Solaire (UDES) et au Centre de Développement des Energies Renouvelables (CDER) dont celui utilisé au cours de nos expérimentations. Cependant, il est à noter que ces expérimentations ont été menées uniquement pour l'étude du dessalement des eaux saumâtres et de mer.

Le distillateur que nous avons utilisé pour l'épuration des eaux usées se compose d'un caisson, en fibre de verre, isolé thermiquement par une couche de polystyrène de 5 cm d'épaisseur. Sa forme, en « chapelle », permet de supporter deux plaques de verre inclinées à 23° par rapport à l'horizontal. Un système de « trop plein » permet de remplir le caisson avec une lame d'eau dont la hauteur maximale est de 3 cm.

L'épaisseur du verre, commercial, utilisé est de 4 mm. L'ensemble : caisson et vitrage, est monté sur un support métallique de 70 cm au dessus du niveau du sol.

Les dimensions du distillateur sont consignées dans le tableau V.1 qui suit :

Tableau V.1 : Dimensions des composants du distillateur solaire à effet de serre.

Caractéristiques	Caisson (mm)	Vitre (mm)
Longueur	1 200	1270
Largeur	960	550
Hauteur	200	-
Epaisseur	-	4

1.3.2. Banc d'essais de l'épuration par bi-distillation solaire

Pour l'épuration par bi-distillation solaire, nous avons intégré un second distillateur solaire au niveau du 1^{er} banc d'essais.

Reproduisant le principe de la disposition « à étage » des filtres plantés (cf. figure II.5), le premier distillateur a été installé sur une plateforme d'une hauteur de 64 cm et le second au niveau du sol. La dénivelée entre ces deux niveaux a permis d'assurer la circulation, par gravité, de l'eau épurée à partir du premier distillateur vers le second (figure V.2).



Figure V.2 : Banc d'essais de l'épuration par bi-distillation solaire.

1.4. Prélèvement de l'eau usée brute et prétraitée

Au cours des expérimentations, deux types d'eaux usées ont été étudiées :

- L'eau usée brute : prélevée à partir du 1^{er} point de prélèvement (figure V.1), après le relevage des eaux et le dégrillage grossier (cf. figure IV.2),
- L'eau usée prétraitée : prélevée à partir du 2^{ème} point de prélèvement, après le dessablage et les dégrillage-déshuilage (figure V. 2).



Figure V.3 : 1^{er} Point de prélèvement de l'eau usée brute.



Figure V.4 : 2^{ème} Point de prélèvement de l'eau usée prétraitée.

1.5. Mesure du rayonnement solaire et des températures

Le suivi des conditions opératoires a été entrepris à travers l'évaluation du rayonnement solaire journalier mesuré avec un pas de 1 minute à travers un pyranomètre de marque Kipp-Zonen CMP 11.

Ce dernier est intégré dans une station météorologique de marque Vantage Pro2 qui est installée, à une hauteur de 5 m, au niveau du siège de l'UDES. La dite station est intégrée dans le réseau des points de mesure de l'Office National de Météorologie (ONM).

Concernant le suivi de l'évolution de la température ambiante et celle des éléments composants le distillateur, il a été effectué par des sondes de température filaires, ou thermocouples type K.

Ces dernières ont été fixées sur le caisson du distillateur (cf. figure V.1 d), sur le vitrage également au contact de la lame d'eau usée à distiller. Elles ont été reliées à une unité portable d'acquisition des données « Fluk » de série « Hydra ». Cette dernière a été connectée à un micro-ordinateur pour l'enregistrement et la visualisation instantanée des températures relevées avec un pas de 5 mn.

1.6. Caractérisation volumétrique

La caractérisation volumétrique de l'eau épurée par distillation a été estimée à travers la mesure du volume journalier produit. Cette mesure a été effectuée, avec un pas de 30 minutes, à partir des vases de laboratoire gradués de 50 ml dans lesquels l'eau épurée était recueillie (cf. figure V.1 c).

1.7. Caractérisation physico-chimique

Une partie des analyses physico-chimiques a été réalisée au niveau de l'UNEDS à travers :

- un multi paramètre Consort C3010,
- un turbidimètre Hanna instruments HI 88703,
- un DBO-mètre Velp sensor system 6.

Le reste des éléments chimiques ont été analysés au niveau du laboratoire central de l'ONAS à travers :

- un spectrophotomètre UV Visible Amersham,
- un spectrophotomètre à absorption atomique AAS 400 Perkin Elmer.

1.8. Caractérisation microbiologique

Au cours de l'épuration de l'eau usée brute, la caractérisation microbiologique des eaux usées témoin et épurées a été réalisée au niveau du Laboratoire de microbiologie de l'Ecole Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ESSMAL).

Durant l'épuration de l'eau usée prétraitée, les analyses microbiologiques ont été effectuées à l'Institut Pasteur d'Algérie (IPA).

Au niveau de l'ESSMAL, six paramètres microbiologiques, ou agents pathogènes, (cf. Chap. I, 1.2. Composition microbiologique) ont été recherchés :

- les coliformes totaux,
- les coliformes fécaux,
- les streptocoques fécaux,
- les staphylocoques,
- les sulfite-redutrices,
- les levures et les moisissures.

Avant chaque analyse, les échantillons prélevés ont été d'abord filtrés dans une rampe de filtration de 0,45 µm. Par la suite, les filtres récupérés ont été mis en culture dans des milieux nutritifs sélectifs à savoir :

- Gélose lactosée au TTC (Triphenyl tetrazolium chloride) et tergitol pour l'ensemencement des coliformes qui ont été incubés pendant 24 à 48 heures. Les températures d'incubation ont été fixées à 37°C pour les coliformes totaux qui se développent sous formes de colonies jaune ou oranges et à 44°C pour les coliformes fécaux qui évoluent en colonies rouges ou entourées par un halo jaune. La détermination du nombre le plus probable à travers la table de Mc Grady a été entreprise selon la norme ISO 4831 à travers un second ensemencement qui a mis en évidence la caractéristique des coliformes à fermenter le lactose.
- Gélose de Slanetz et Bartley pour l'ensemencement des streptocoques qui ont été incubés, pendant 24 à 48 heures, à 37 °C. La gélose à la bile, à l'esculine et à l'azide de sodium (BEA) a été utilisée, par la suite, pour la confirmation de l'existence des bactéries recherchées. Ces dernières ont été identifiées, après 20 minutes, par des colonies entourées d'un halo noir.
- Gélose de Chapman utilisée pour l'ensemencement sélectif des staphylocoques qui ont été incubés à 37°C. Après 24 à 48 heures, les colonies de couleur jaune doré ont été dénombrées.
- Gélose viande-foie utilisée pour l'ensemencement des bactéries sulfito-réductrices dans des tubes à essais, pendant 18 à 24 h, à 37°C. Auparavant, un chauffage des échantillons à 80°C, pendant 10 minutes, suivi par un refroidissement brutal ont été utilisés pour la destruction des formes végétatives. Le dénombrement avait comptabilisé les colonies entourées de halo noir.
- Gélose de Sabouraud au chloramphénicol utilisée pour l'ensemencement des levures et des moisissures, à température ambiante, pendant 5 jours. Les colonies noires et blanches ont été dénombrées.

Au niveau de l'IPA, cinq groupes microbiologiques ont été analysés :

- les coliformes totaux, selon la norme ISO-9308-1,
- les coliformes fécaux, selon la norme ISO-9308-1,
- les streptocoques fécaux, selon la norme ISO-9308-2,
- les anaérobies sulfito-réductrices, selon la méthode par filtration sur membrane,
- et les salmonelles, selon la technique de filtration sur membrane.

2. RESULTATS ET DISCUSSION

2.1. Epuration de l'eau usée brute

2.1.1. Caractérisation volumétrique

Entre le début et la fin de la durée des expérimentations qui s'est étalée entre Avril et Mai 2012, la production journalière de l'eau épurée a dépassé le double du volume produit ; passant de 2 400 à 5 250 ml (tableau V.2).

Quant à la production maximale, relevée chaque demi-heure, elle est passée de 300 ml, en Avril, à 600 ml en Mai (figures V.5).

L'évolution enregistrée s'explique par l'augmentation de la durée de l'ensoleillement qui est passée de 6 h à 8 h ; ce qui a entraîné l'accroissement de la durée de la production de l'eau distillée.

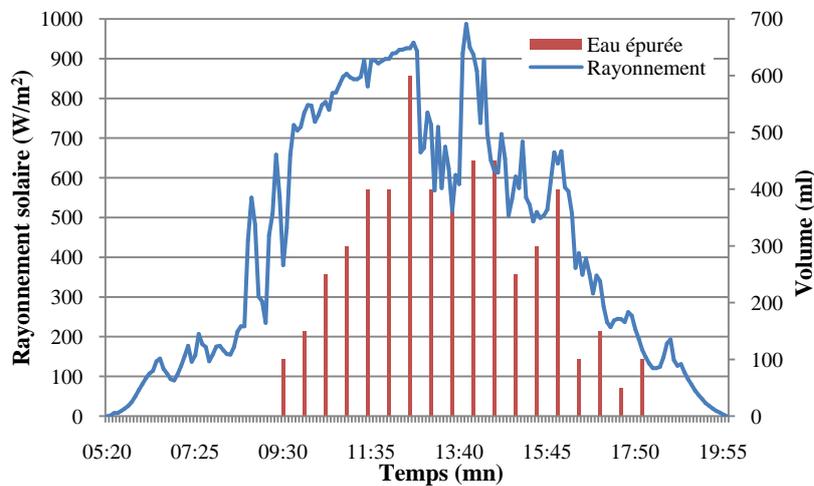


Figure V.5 : Production de l'eau épurée par distillation solaire en fonction du rayonnement solaire de la journée du 31 Mai 2012.

Cette évolution est également due à l'effet du rayonnement solaire reçu. Ce dernier a provoqué l'augmentation de la température de la lame de l'eau usée qui a atteint $80^{\circ}C$ (figure V.6) pour une température ambiante moyenne de $30,9^{\circ}C$.

Il est à préciser que, durant la période nocturne, les minima de ces deux températures étaient très proches, estimées à $16,9^{\circ}C$ pour la lame de l'eau et $14,06^{\circ}C$ pour la température ambiante.

La moyenne de la production de l'eau distillée du mois d'Avril 2012, estimée à 2 400 ml, se rapproche de celle obtenue, au CDER, à Bouzaréah, entre Janvier et Mars 1998. Utilisant le même type de distillateur, les expérimentations avaient produit une moyenne journalière de 2 230 ml d'eau distillée à partir d'une eau saumâtre durant les journées claires [129].

En 1999, la production journalière moyenne obtenue était de 2 952 ml [130].

Il est à noter que, dans des conditions d'ensoleillement optimales, la production moyenne des distillateurs à effet de serre se situe entre 3 et $4 l/m^2$ [131].

Tableau V.2 : Caractérisation volumétrique de l'épuration par distillation solaire des eaux usées brutes.

Mois de l'année 2012	Production de l'eau distillée (ml)	Températures						Période journalière de la production de l'eau		Rayonnement Solaire (W/m ²)	
		T. ambiante	Caisson	Vitrage	Lame d'eau			Tranche horaire	Durée	Max.	Moy.
	Total				Min	Max	Moy				
Avril	2400	-	-	-	-	-	-	10h / 16h	6h	1195	429,56
Mai	5250	30,90	65,17	59,20	16,90	79,57	66,06	9h / 18h	8h	987	438,10

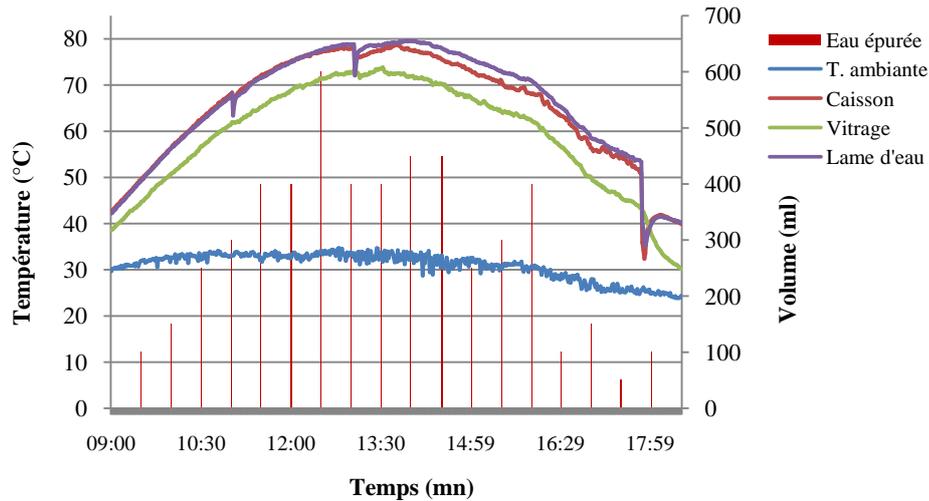


Figure V.6 : Production de l'eau épurée en fonction de la température de la journée du 31 Mai 2012.

2.1.2. Caractérisation des abattements physico-chimiques

Les résultats de l'épuration ont d'abord été appréciés macroscopiquement (figure V.7) à travers:

- l'absence d'odeur particulière au niveau du distillateur durant les expérimentations,
- la limpidité du distillat produit,
- l'odeur neutre du distillat.



Ballon à gauche : eau distillée (Ed), ballon à droite : eau usée brute (TOC).

Figure V.7 : Eau produite durant l'épuration par distillation solaire de l'eau usée brute.

Comparativement à l'eau usée brute, le suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau épurée (distillat) (tableau V.3) ont révélé une légère augmentation du pH passant de 7,51 à 7,59. Cette augmentation est relativement importante concernant l'eau épurée au niveau de la STEP ; le pH étant évalué à 7,92.

Tableau V.3 : Taux de l'abattement des paramètres physico-chimiques après l'épuration par distillation solaire des eaux usées brutes.

	T0C	Ed	Abattement Ed / T0C (%)	Eep	Abattement Eep / T0C (%)	Efficacité Ed / Eep (%)	Normes de réutilisation
T° C	26,7	25,7		20,5			
pH	7,51	7,59	-1,06	7,92	-5,46	+4,4	6,5 – 8,5
CE (uS)	1591,6	215,51	86,46	1591,16	0,02	+ 86,44	3 ds/m
TDS (mg/l)	1573,16	215,66	86,3	-	-	-	-
Salinité (g/l)	0,56	0	100	-	-	-	-
Turbidité (NTU)	181,33	1,63	99,1	-	-	-	-
MES (mg/l)	210	-	-	38,02	82		30
DBO₅ (mg/l)	300	30,13	89,96	5,27	98,24	- 8,28	30
DCO (mg/l)	320	-	-	27,25	14,84	-	90

Concernant les autres paramètres, les pourcentages des taux d'abattement sont passés de 86,3% pour les sels dissouts (TDS) à 100% pour la salinité.

Le taux d'abattement de la TDS est relativement faible comparativement à celui rapporté dans la bibliographie [83], estimé à 98,17%, passant ainsi de 120,6 mg/l à 2,2 mg/l.

Par contre, comparé à l'épuration par les boues activées, ce taux d'abattement a permis d'obtenir une efficacité de 86,44% ; ce qui met en avant l'avantage de la distillation pour l'élimination des sels dissouts.

Ce n'est pas le cas concernant l'abattement de la DBO₅ ; ce dernier a été plus important lors de l'épuration par le procédé des boues activées. Le taux de cet abattement a été évalué à 98,24%, par contre, celui obtenu par distillation solaire a été estimé à environ 90%. Ce qui a enregistré une réduction de 8,28% de l'efficacité de l'épuration par distillation solaire.

Il est à noter que le résultat que nous avons obtenu est proche de celui obtenu dans une étude similaire [83] enregistrant un taux d'abattement de 86,99% de la DBO₅ et 97,70% de la DCO.

Les résultats que nous avons obtenus sont inférieurs aux valeurs limites imposées par la norme Algérienne, relative à la réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation [132]. C'est le cas également de l'eau épurée, par boues activées, de la STEP de Tipasa à l'exception des MES, évalués à 38,02 mg/l, dont la concentration a dépassé la norme fixée à 30 mg/l.

S'agissant de la concentration des métaux lourds, les résultats consignés dans le tableau V.4, indiquent que les taux d'abattelements sont positifs ; variant de 21,05% pour le zinc à 85% pour le cuivre.

Par contre, les concentrations du chrome et du cadmium n'ont pas été réduites, quant à celle de l'argent, elle a été augmentée de 8%. Cela pourrait s'expliquer par un apport externe, notamment celui de la peinture noire utilisée pour la rénovation du caisson du distillateur.

Comparativement aux normes Algériennes de réutilisation des eaux usées épurées, les résultats obtenus ont également permis de satisfaire les concentrations limites imposées.

Tableau V.4 : Taux de l'abattement des métaux lourds après l'épuration par distillation solaire des eaux usées brutes.

	Eau usée brute	Ed	Abattement Ed / TOC (%)	Normes de réutilisation
Nickel (mg/l)	0,12	0,05	58,33	2
Cobalt (mg/l)	0,09	0,02	77,77	5
Zinc (mg/l)	0,19	0,15	21,05	10
Argent (mg/l)	0,002	0,018	-8,00	-
Chrome (mg/l)	0,03	0,03	0	1
Cuivre (mg/l)	0,02	0,003	85,00	5
Cadmium (mg/l)	0,03	0,03	0	0,05

2.1.3. Caractérisation des abattements microbiologiques

L'analyse des échantillons de l'eau usée brute a révélé de très fortes charges « indénombrables » en micro-organismes étudiés (tableau V.5) ; cela, car ces derniers ont été insuffisamment dilués à 10².

Néanmoins, la considération de la valeur inférieure, au delà de laquelle le nombre des colonies est considéré « indénombrable » : 300 CFU/100 ml, permet d'estimer que les taux d'abattements obtenus ont atteint 99 %. Cela, à l'exception des coliformes totaux et des streptocoques qui n'ont pas été analysés.

Les résultats que nous avons obtenus sont meilleurs comparativement aux résultats rapportés dans la bibliographie [83], estimés à 86,75% d'abattement des coliformes.

La performance des résultats obtenus serait due à l'amélioration des paramètres d'ensoleillement influençant la désinfection solaire qui a été expérimentée entre Avril et Mai 2012. Contrairement, la période expérimentale, à l'origine des données bibliographiques, s'était déroulée entre Novembre 2011 et Janvier 2012.

A titre d'exemple, durant la journée du 31 Mai 2012, la durée d'ensoleillement et du rayonnement solaire avaient atteint un maximum de l'ordre de 1000 W/m² contre 789,67 W/m² [83].

Se référant aux normes Algériennes de réutilisation des eaux usées épurées [132], la concentration des coliformes fécaux de l'eau épurée par distillation, estimée à 31,33 UFC/100ml, est au dessous des valeurs imposées, soit 100 UFC/100ml. Cependant, ce n'est pas le cas de l'eau épurée par la STEP de Tipasa qui n'a pas subi de traitement de désinfection ; la moyenne enregistrée a été estimée à 1157,5 UFC/100 ml.

Tableau V.5 : Taux de l'abattement des micro-organismes après l'épuration par distillation solaire des eaux usées brutes.

	Eau brute	Eau épurée par distillation		Abattement		Eau épurée par la STEP		Efficacité Ed / Eep	
		(UFC/100ml)	(UFC/100ml) (Log)	(%)	(Log)	(UFC/100ml)	(Log)	(%)	Réduction (Log)
Coli. Totaux	-	-	-	-	-	2500	3,40	-	-
Coli. Fécaux	> 300	31,33	1,5	99,50	0,97	1157,5	3,48	99,50	1,98
Streptocoques	> 300	0	-	100	-	890	2,95	100	-
Staphylocoques	> 300	20	1,30	99,56	1,17	723,33	2,86	99,56	1,56
Clostridies	> 300	30	1,47	99,51	1,00	350	2,54	99,51	1,07
Levures	> 300	23,33	1,36	99,54	1,11	156,66	2,19	51,76	0,83
Moisissures	> 300	16,66	1,22	99,59	1,25	55	1,74	17,93	0,52

2.2. Epuration de l'eau usée prétraitée

Durant ces expérimentations, entre Juin et Septembre 2012, l'épuration de l'eau usée brute a été substituée par celle de l'eau usée prétraitée.

Cette dernière subit, au niveau de la STEP de Tipasa, les opérations de dégrillage, de dessablage et de déshuilage (cf. figure V.4).

Cette orientation a été imposée suite aux importants dépôts des débris au fond du caisson du distillateur (figure V.8). En effet, l'élimination de ces déchets aurait nécessité le décollage des plaques de verres entraînant l'arrêt prolongé des expérimentations.



Figure V.8 : Dépôts au fond du caisson et surnageant huileux.

Il est également à noter que, durant ces expérimentations, la caractérisation de l'épuration a pris en considération le concentrat prélevé à partir du caisson du distillateur. Macroscopiquement, cette eau a été caractérisée par sa coloration jaunâtre, obtenue durant toutes les expérimentations (figure V.9).



De la gauche vers la droite : eau distillée (Ed), concentrat (T0), eau usée prétraitée : (T0C).

Figure V.9 : Eaux produites durant l'épuration par distillation solaire de l'eau usée prétraitée.

2.2.1. Caractérisation volumétrique

Comparativement au mois de Mai 2012, le volume de la production de l'eau épurée du moi de Juin a enregistré une augmentation de 13,23%. Par contre, durant la seconde période d'expérimentation, entre Juillet et Septembre, ce volume a été réduit presque de moitié passant respectivement de 6 050 ml à 3 100 ml (tableau V.6).

Ce constat s'explique par le changement saisonnier entre le début et la fin de l'été. Il se traduit particulièrement par la diminution du rayonnement solaire moyen reçu qui est passé de $494,85 \text{ W/m}^2$ en Juin, à $428,92 \text{ W/m}^2$, en Septembre. Cette baisse a été également enregistrée pour les maxima qui sont passés, respectivement, de 900 W/m^2 à 784 W/m^2 .

La réduction de la durée d'ensoleillement a été également à l'origine de la réduction de la période de production de l'eau distillée ; elle est passée de 10 h, en Juin (Figure V.10), à 6h 30, en Septembre 2012 (figure V.11).

Tableau V.6 : Caractérisation volumétrique de l'épuration par distillation solaire des eaux usées prétraitées.

Mois de l'année 2012	Production de l'eau distillée (ml)	Températures						Période journalière de la production de l'eau		Rayonnement Solaire (W/m ²)	
		T. ambiante	Caisson	Vitrage	Lame d'eau		Tranche horaire	Durée	Max.	Moy.	
	Total				Min	Max	Moy				
Jun	6050	30,56	63,85	57,73	16,98	79,57	64,70	8h30 / 18h 30	10h	900	494,85
Juillet	5150	32,41	66,63	60,86	20,73	78,4	67,26	8h 30 / 17h 30	9h	838	413,64
Aout	4800	34,63	67,88	61,939	26,04	77,81	67,96	10h / 17h 30	7h 30	766	418,41
Septembre	3100	31,10	60,30	54,16	19,76	71,65	60,54	10h / 16h 30	6h 30	784	428,92

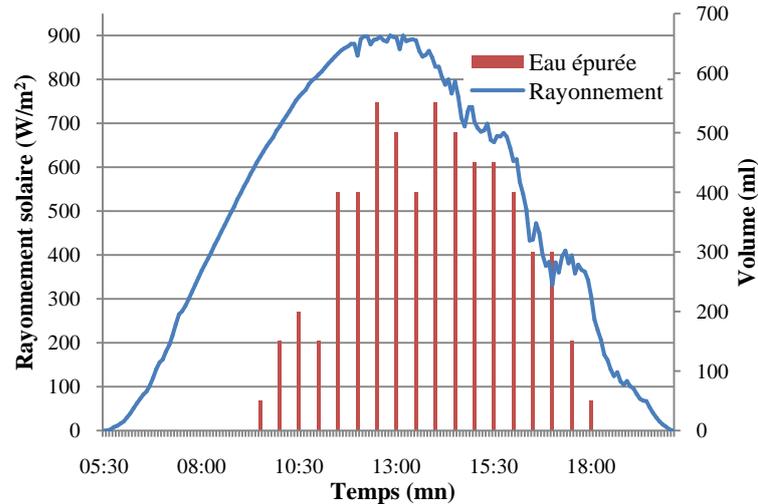


Figure V.10 : Production de l'eau épurée par distillation solaire en fonction du rayonnement solaire de la journée du 4 Juin 2012.

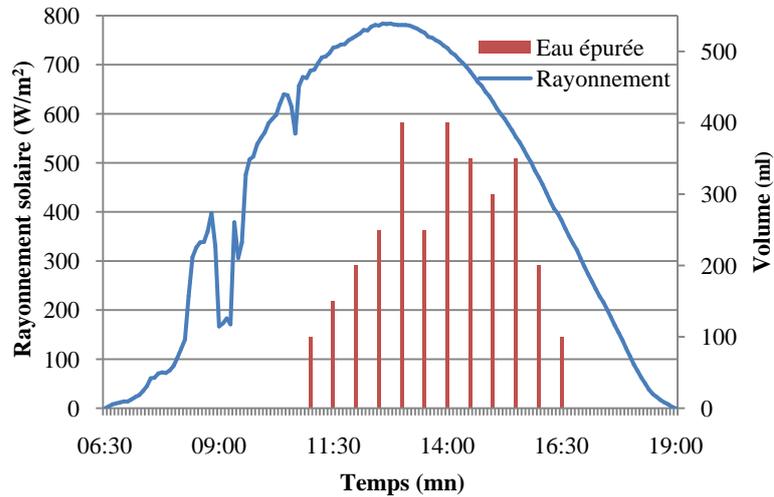


Figure V.11 : Production de l'eau épurée par distillation solaire en fonction du rayonnement solaire de la journée du 12 Septembre 2012.

Entre Juin et Septembre, la réduction de l'ensoleillement a également provoqué la régression des températures enregistrées ; cela a provoqué la baisse la production journalière de l'eau épurée par distillation de 48,47%.

Les températures moyennes de la lame de l'eau usée à distiller ont régressé passant de 64,70 °C à 60,54 °C. Cette baisse a été observée particulièrement pour les maxima qui ont perdu 7,8 °C passant de 79,57 °C, en Juin (figure V.12), à 71,75 °C, en Septembre (figure V.13).

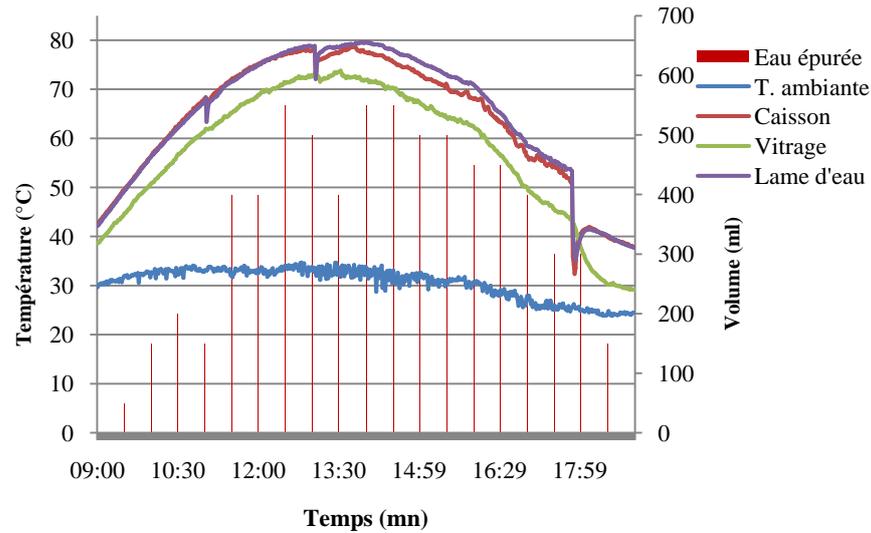


Figure V.12 : Production de l'eau épurée par distillation solaire en fonction de la température de la journée du 04 Juin 2012.

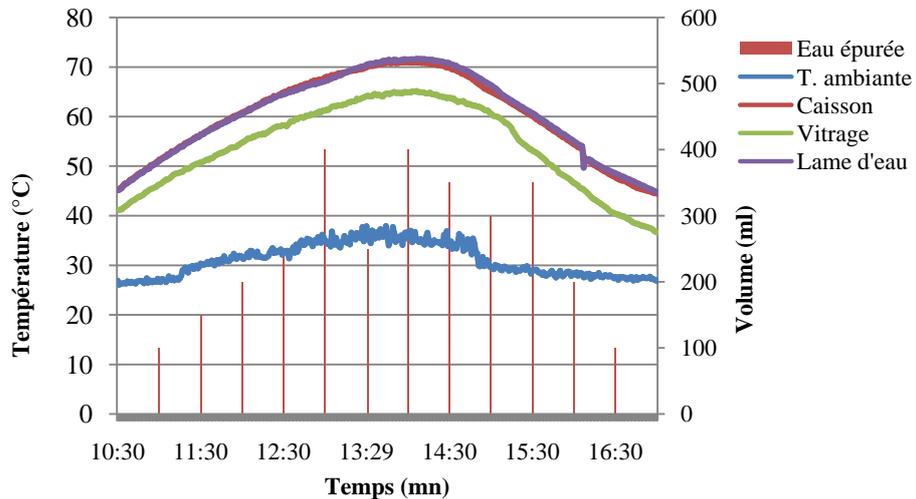


Figure V.13 : Production de l'eau épurée par distillation solaire en fonction de la température de la journée du 12 Septembre 2012.

Comparativement aux expérimentations de la distillation solaire par effet de serre des eaux saumâtres, réalisées à l'UDES durant la même période en 2007 [133], les résultats que nous avons obtenus ont enregistré une production plus importante.

Rapportées à l'unité de surface, en Juin, les moyennes de production que nous avons obtenues ont été estimées à 5 260,86 ml/m²/jour contre 4 093,75 ml/m²/jour en 2007 [133] et, en Juillet, à 4 478,26 ml/m²/jour contre 4 079,5 ml/m²/jour en 2007 [133].

L'augmentation du rendement de la production du distillat, estimée à 22,18%, en Juin, et à 8,9 %, en Juillet, serait due aux débris des eaux usées cumulés au niveau du caisson du distillateur.

En effet, des études menées dans ce sens [134], utilisant plusieurs types de dépôts au niveau du caisson du distillateur notamment des éponges, des cailloux, du caoutchouc noir et du sable, citent des augmentations atteignant jusqu'à 75% de la production de l'eau distillée.

2.2.2. Caractérisation des abattements physico-chimiques

L'eau épurée a enregistré une augmentation de 6,6% du pH par rapport à l'eau usée prétraitée ; passant de 7,72 à 8,23 (tableau V.7). Durant cette période, cette constatation n'a pas été relevée concernant l'eau épurée par la STEP dont le pH était proche de la neutralité et invariable par considération des eaux prétraitées.

A l'inverse, dans la bibliographie, au cours de la distillation des eaux saumâtres, il est a été relevé que le distillat produit est acide. Selon les auteurs, ce constat est provoqué par la dissolution du CO₂ et de HCO₃ dans le distillat [133]. Egalement, cette acidification est constatée lors de la distillation des eaux usées à forte charge en provenance des huileries de Palm [83].

Le reste des paramètres analysés ont permis d'enregistrer des taux d'abattements très significatifs, évalués à 82,94% pour la conductivité et 99,03% pour la turbidité.

Comparativement à l'eau épurée par la STEP de Tipasa, l'efficacité de l'épuration par distillation solaire est estimée à 71,82% pour la conductivité, à 61% pour les sels dissouts (TDS) et à 92,3% pour la salinité.

La plus faible efficacité de l'épuration solaire est enregistrée pour la turbidité avec une amélioration qui n'a pas dépassé 0,88%.

Par contre, pour la réduction de la pollution organique biodégradable, un manque de d'efficacité, évalué à 4,18%, a été enregistré pour l'épuration par distillation solaire.

Tableau V.7 : Taux d'abattement des paramètres physico-chimiques après l'épuration par distillation solaire des eaux usées prétraitées.

	T0C	Ed	Abattement Ed / T0C (%)	Ep	Abattement Eep / T0C (%)	Efficacité Ed / Eep (%)
T° C	25,83	26,66	-	25,4	-	
pH	7,72	8,23	Alcalinisation + 6,60%	7,76	0,51	Alcalinisation + 6,08 %
CE (µS)	1632,1	278,31	82,94	1450,66	11,12	+ 71,82
TDS (mg/l)	976,73	177,63	81,81	773,50	20,80	+ 61
Salinité (mg/l)	0,78	0,01	98,71	0,73	6,41	+ 92,3
Turbidité	153,53	1,48	99,03	2,83	98,15	+ 0,88
DBO ₅ (mg/l)	361,40	47,62	86,82	32,90	91	- 4,18

S'agissant de l'azote, les taux d'épuration enregistrés (tableau V.8) ont révélés une augmentation de 24,37% de nitrites comparativement à l'eau usée prétraitée.

Cette augmentation aurait eu comme source la forte minéralisation de la matière organique azotée contenue dans l'eau usée prétraitée. Cette hypothèse découle du fait que de fortes concentrations en nitrites et en nitrates, considérés comme des formes stables et dissoutes de l'azote dans l'eau, ont été relevées dans le concentrat (T0) durant l'épuration des eaux

usées prétraitées. En effet, entre l'eau usée et le concentrat, les concentrations moyennes sont passées de 0,06 mg/l pour NO₂ à 9,8 mg/l et de 1,08 mg/l pour NO₃ à 59,61 mg/l. Ces résultats sont traduits par des augmentations respectives de 16 233,33% et de 5 419,14%. Ces considérables augmentations des concentrations des nitrites et des nitrates auraient été à l'origine de la coloration jaunâtre des concentras (cf. figure V.6) qui a été spécifique et reproductible durant toutes les expérimentations d'épuration par distillation solaire. Il est, cependant, important de relever que ces fortes concentrations ont été, par la suite, réduites à des taux dépassant les 99% au niveau de l'eau épurée produite.

Concernant les métaux lourds, les taux d'abattement sont compris entre 26,60% pour le Nickel et 94,34% pour le fer.

Par contre, les concentrations du chrome et du cadmium sont largement supérieures à celles de l'eau usée prétraitée. Cela renforce la possibilité, évoquée auparavant, d'un apport externe matérialisé par la peinture noire qui a été utilisée pour la rénovation du caisson du distillateur.

Par ailleurs, de fortes concentrations en métaux lourds ont été relevées dans le concentrat comparativement à l'eau usée prétraitée et celle épurée par distillation.

Ce résultat résulterait de l'insolubilité de ces derniers qui précipitent au niveau du caisson du distillateur.

Tableau V.8 : Taux de l'abattement de l'azote, du phosphore et des métaux lourds contenus dans les eaux usées prétraitées épurées par distillation solaire.

	T0C	T0	Ed	Ed / T0C (%)	Ed / T0 (%)	T0 / T0C (%)	Normes de réutilisation
N-NO₂ (mg/l)	0,06	9,8	0,074	-24,37	99,24	-16 233,33	
N-NO₃ (mg/l)	1,08	59,61	0,35	67,05	99,41	-5 419,14	30
P-PO₄ (mg/l)	3,74	3,71	0,15	95,77	95,74	- 0,80	
Cu (mg/l)	5, 84 10 ⁻³	0,70	3, 50 10 ⁻³	40,10	99,50	-118 86,3	5
Ag (mg/l)	4,34 10 ⁻³	6,96 10 ⁻³	2,51 10 ⁻³	42,17	63,91	-60,36	
Cd (mg/l)	4,9 10 ⁻³	17,27 10 ⁻³	11,78 10 ⁻³	-140,84	66,03	-252,45	0,05
Ni (mg/l)	0,04	0,45	0,028	26,64	93,63	-12,50	2
Zn (mg/l)	0,24	0,23	0,10	58,53	56,06	- 4,16	10
Co (mg/l)	0,04	0,63	0,02	33,51	95,70	-63,00	5
Fe (mg/l)	3,87	2,05	0,22	94,34	89,34	- 47,02	
Cr (mg/l)	0,014	0,115	0,02	-37,32	81,70	-721,42	1

Comparativement aux normes Algériennes de réutilisation des eaux usées épurées [132], comme ce fût le cas de l'épuration des eaux usées brutes, la distillation de l'eau prétraitée a permis de produire un distillat dont les valeurs des paramètres mesurés sont au-delà des restrictions imposées.

2.2.3. Caractérisation des abattements microbiologiques

Durant les mois d'expérimentation, particulièrement en Juin et en Juillet, la caractérisation microbiologique des eaux usées prétraitées a révélé l'existence d'une forte charge en coliformes totaux, en streptocoques fécaux et en sulfito-réductrices. Cette charge n'a pas pu être dénombrée en dépit de la dilution des échantillons analysés à 10^2 .

Afin d'évaluer le taux de désinfection, une concentration minimale a été prise en compte : 300 CFU/100 ml. Cette concentration est comprise dans le domaine des résultats statistiquement significatifs utilisé en microbiologie, entre 30 et 300 CFU/100 ml. Au delà de cette concentration, le dénombrement est considéré indénombrable [135].

Cette approche a permis de calculer le taux d'abattement des coliformes totaux qui est estimé à 99%. Cela à l'exception des résultats du mois de Septembre durant lequel le taux d'abattement a été réduit à 84,64%. Ce résultat pourrait s'expliquer par la réduction du temps d'irradiation solaire (tableau V.9)

Concernant les streptocoques fécaux et les sulfito-réductrices, le taux de désinfection est estimé à 100%.

Il est à noter que, durant les expérimentations, les analyses n'ont pas détecté la présence des salmonelles pour l'ensemble des eaux analysées.

Les résultats obtenus ont atteint le même niveau de désinfection que ceux obtenus durant la première expérimentation, relative à l'épuration de l'eau usée brute. Durant cette dernière, un taux d'abattement de 99% a été, également, enregistré pour l'ensemble des paramètres microbiologiques étudiés à l'exception des coliformes totaux et des streptocoques qui n'ont pas été analysés.

Cette reproductibilité confirme la fiabilité de la technique d'épuration par distillation solaire utilisée en dépit des différentes charges de micro-organismes traitées et des différentes natures des eaux usées épurées.

2.3. Epuration de l'eau usée prétraitée par bi-distillation solaire

2.3.1. Caractérisation des abattements physico-chimiques

Durant les expérimentations de l'épuration par bi-distillation, une amélioration globale des taux d'abattement a été enregistrée avec le maintien de la coloration jaunâtre du condensat (figure V.14). Par rapport à l'eau usée prétraitée, les taux obtenus sont passés de 85,28 %, enregistré pour la TDS, à 100 % pour la salinité (tableau V.10).

Une neutralisation du pH de l'eau bi-distillée a été enregistrée, sa valeur est passée de 7,65 à 7,08. Il est à préciser que l'alcalinisation du pH, au cours de la première distillation (Ed1), a été observée comme ce fût le cas durant les expérimentations de l'épuration par distillation simple (cf. tableau V.6).

Tableau V.9 : Taux d'abattement des micro-organismes après l'épuration par distillation solaire des eaux usées prétraitées.

	Juin				Juillet				Août				Septembre			
	T0C	T0	Ed	Abat. (%)	T0C	T0	Ed	Abat. (%)	T0C	T0	Ed	Abat. (%)	T0C	T0	Ed	Abat. (%)
Coliformes totaux UFC/ 100 ml	> 3 10 ⁴	> 3 10 ⁴	25	99,91	> 3 10 ⁴	> 3 10 ⁴	80	99,73	22,84 10 ⁴	28,80 10 ⁴	90	99,96	> 3 10 ⁴	> 3 10 ⁴	4608	84,64
Coliformes fécaux UFC/ 100 ml	> 3 10 ⁴	0	0	100	4 10 ³	> 3 10 ⁴	0	100	0	0	0	100	-	-	0	100
Streptocoques fécaux UFC / 100 ml	4 10 ³	2 10 ³	0	100	0	0	0	0	15 10 ²	300	0	100	-	-	0	100
Anaérobies sulfito- réducteurs UFC/ 20 ml	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	100	-	-	0	100
Salmonelles UFC/ 500 ml	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	100	-	-	0	100



De la gauche vers la droite :
Eau usée prétraitée (T0C), concentrat (T0), Eau distillée (Ed1), eau bi-distillée (Ed2).

Figure V.14 : Eaux produites durant l'épuration par bi-distillation solaire de l'eau usée prétraitée.

Les améliorations enregistrées sont évaluées à environ 50% pour la conductivité, à 30% pour la TDS et à 100% pour la salinité.

En revanche, la turbidité a diminué passant de 1,74 NTU à 2,31 NTU, soit un manque d'efficacité de 32,75%. Ce manque d'efficacité est minime, il pourrait s'expliquer par l'inutilisation du second distillateur avant le déroulement de ces expérimentations comparativement au premier ; induisant son empoussièrément.

Malgré cela, par référence à l'eau usée épurée par boues activées, l'épuration par bi-distillation a permis d'obtenir un résultat efficace. Les résultats de la turbidité sont identiques, évalués à 98,62%. Quant à l'élimination des sels dissouts (CE), l'efficacité de l'épuration par bi-distillation a permis d'enregistrer une amélioration de 82,35% de la conductivité.

Tableau V.10 : Taux d'abattement des paramètres physico-chimiques après l'épuration par bi-distillation solaire des eaux usées prétraitées.

	T0C	Ed1	Abattement Ed1/ T0C (%)	Ed2	Abattement Ed2/ T0C (%)	Efficacité Ed2/Ed1 (%)	Eep	Abattement Eep/ T0C (%)	Efficacité Ed2/Eep (%)
T° C	25,61	27,67		27,75					
pH	7,65	7,80	- 1,96	7,08	7,45	9,23	7,8	-1,91	5,54
CE (µS)	15 66,33	330,15	78,92	165,21	89,45	49,96	1455	7,10	82,35
TDS (mg/l)	1121,5	235,78	78,97	165	85,28	30,02	-	-	-
Sal (mg/l)	0,65	0,08	87,69	0,00	100	100	0,7	-7,70	100
Turbidité (NTU)	167,83	1,74	98,96	2,31	98,62	-32,75	2,3	98,63	0,01
DBO ₅ mg/l	504,5	51,64	89,76	-	-		25,7	94,90	-

Concernant l'élimination de l'azote sous ses formes ioniques, la simple distillation a été efficace enregistrant des taux d'abattement de 74% pour l'azote ammoniacal et les nitrates atteignant 93,68% pour les nitrites.

Par contre, ces taux n'ont pas été améliorés à travers la bi-distillation. Une légère augmentation des concentrations a même été enregistrée avec 1,81% pour l'azote ammoniacal et 2,11% pour les nitrites (tableau V.11). En revanche, l'élimination des orthophosphates des nitrates a été maintenue enregistrant respectivement 1,22% et 6,98%. Il est cependant à noter que, quantitativement, les concentrations éliminées sont très faibles, évaluées respectivement à $18 \cdot 10^{-2}$ mg/l et $2 \cdot 10^{-2}$ mg/l.

Tableau V.11 : Taux d'abattement de l'azote, du phosphore et des métaux lourds contenus dans les eaux usées prétraitées épurées par bi-distillation solaire.

	T0C	Ed1	Abattement Ed1/ T0C (%)	Ed2	Abattement Ed2 / T0C (%)	Efficacité Ed2/Ed1 (%)	Normes de réutilisation
Azote ammoniacal N-NH4 (mg/l)	9,97	2,59	74,02	2,77	72,21	- 1,81	
Orthophosphate P- PO4 (mg/l)	4,91	0,35	92,87	0,29	94,09	+1,22	
Nitrites N-NO₂ (mg/l)	0,95	0,06	93,68	0,08	91,57	- 2,11	
Nitrates N-NO₃ (mg/l)	0,43	0,11	74,41	0,08	81,39	+ 6,98	30
Nickel (mg/l)	0,104	0,069	33,65	0,081	22,11	-11,54	
Cobalt (mg/l)	0,07	0,032	54,28	0,46	-557,14	-502,86	5
Argent (mg/l)	0,012	0,007	41,66	0,008	33,33	-8,33	
Zinc (mg/l)	0,053	0,037	30,18	0,022	58,49	-28,03	10
Chrome (mg/l)	0,119	0,041	65,54	0,109	8,40	-57,14	1
Cuivre (mg/l)	0,11	0,005	95,45	0,022	0,8	-94,65	5
Fer (mg/l)	0,281	0,202	28,11	0,211	24,91	- 31,31	20
Cadmium (mg/l)	0,024	0,019	20,83	0,02	16,66	-4,17	0,05

S'agissant de l'abattement des métaux lourds, à l'inverse de la distillation simple et à l'exception du zinc, tous les taux d'abattement obtenus par la bi-distillation sont négatifs traduisant une augmentation des concentrations analysées.

Il est cependant à noter que les concentrations des métaux lourds, dans l'eau bi-distillée, n'ont pas dépassé celles analysées au niveau de l'eau usée prétraitée. Cela, à l'exception de la concentration du cobalt contenu dans l'eau bi-distillée qui dépasse celle de l'eau usée.

A ce niveau également, nous considérons l'explication la plus plausible concernant les apports en métaux lourds qui auraient eu comme origine la peinture noire utilisée pour la rénovation du caisson du distillateur. D'autant plus que ce dernier a été très peu utilisé par rapport au premier ; ce qui aurait réduit le lessivage des métaux lourds importés.

Malgré l'augmentation de la concentration des métaux lourds et comparativement aux normes Algériennes de réutilisation [132], les résultats obtenus ont permis de satisfaire les valeurs limites imposées.

La synthèse des résultats obtenus concernant l'épuration des deux types d'eaux usées urbaines : brute et prétraitée, traitées par simple et double distillation solaire et évoluant dans différentes conditions d'irradiation solaire : entre Avril et Septembre 2012, nous permettent de retenir les points qui suivent :

- Le volume de l'eau épurée produite a varié en fonction de la durée journalière du rayonnement solaire et de son intensité indépendamment de la charge polluante de l'eau usée.

Des augmentations, variant entre 8,9 % et 22,18% des volumes produits, sont enregistrées comparativement à la distillation de l'eau saumâtre utilisant le même type de distillateur solaire et la même période d'expérimentation [133].

- La qualité de l'eau épurée par distillation solaire a été maintenue indépendamment de la charge polluante de l'eau usée.
- Une tendance à l'alcalinisation pH au cours de la distillation solaire et à sa neutralisation, durant la bi-distillation, a été observée.
- Une très significative limpidité de l'eau épurée a été obtenue avec des taux d'abattement de la turbidité variant entre 98% et 99% qui ont avoisiné ceux de l'eau épurée par la STEP de Tipasa.
- Une significative réduction des sels dissouts dans l'eau épurée par distillation a été enregistrée avec des abattements avoisinant les 80% et une augmentation de l'efficacité d'épuration comprise entre 60 et 70% comparativement à l'eau épurée au niveau de la STEP de Tipasa.

Néanmoins, ces abattements sont faibles comparativement à celui obtenu dans une étude comparable, évalué à 98,17% [83].

- L'abattement de la DBO₅ a varié entre 86,82% et 89,76% avec une baisse de l'efficacité d'environ 5% par rapport à l'eau épurée de la STEP de Tipasa,

La mesure de la DCO n'a pas pu être effectuée, cependant, à titre indicatif, il est rapporté en bibliographie que la distillation solaire avait permis d'éliminer entre 86,99% et 97,70% de la DCO des eaux usées chargées en pollution organique [83].

- La concentration de la quasi-totalité des métaux lourds analysés a été réduite entre 10 et 100%. Durant la bi-distillation, l'efficacité de l'élimination des métaux lourds a été enregistrée au cours de la première distillation plutôt que la seconde. Par ailleurs, il est à noter que les concentrations du chrome et du cadmium ont augmenté lors de l'utilisation du premier distillateur. Egalement une augmentation de la concentration du cobalt lors de l'utilisation du second distillateur.

Ces résultats, inattendus, ont été attribués à un apport externe en l'occurrence celui de la peinture noire utilisée pour la rénovation des caissons des deux distillateurs.

- Les taux d'abattelements des agents microbiologiques étudiés : coliformes totaux et fécaux, staphylocoques, staphylocoques, clostridies, levures et moisissures, ont été estimés à 99 %.

Comparativement, les résultats obtenus sont meilleurs que ceux rapportés en bibliographie [83], estimés à 86,75% d'abattement des coliformes.

- Un condensat jaunâtre a été produit au cours de toutes les expérimentations, sa coloration serait induite par la minéralisation de la matière organique azotée à l'origine des fortes concentrations en nitrites et en nitrates.

Comparativement à l'eau usée, le condensat a été caractérisé par sa forte concentration en éléments chimiques analysés.

- La reproductibilité du niveau de la qualité des eaux usées qui ont été épurées par distillation solaire confirme la fiabilité de ce procédé en dépit des différentes charges des pollutions traitées et des différentes conditions d'ensoleillement.

Chapitre VI

DESINFECTION PAR IRRADIATION SOLAIRE

CHAPITRE VI : DÉSINFECTION PAR IRRADIATION SOLAIRE

1. MATÉRIEL ET MÉTHODE

L'étude de l'efficacité de la désinfection par irradiation solaire a été conduite à l'Unité de Développement des Equipements Solaire, à Bou-Ismaïl (UDES) (cf. Chap.IV, 2.1. Localisation administrative et géographique).

Les expérimentations de la désinfection solaire se sont déroulées entre Avril et Juin 2011, également durant Avril 2012.

1.1. Protocole expérimental

Le protocole expérimental de l'étude a consisté en l'exposition au rayonnement solaire de l'eau usée épurée prélevée à partir de la STEP de Tipasa.

Pour la désinfection, deux techniques ont été utilisées :

- 1- la photolyse solaire à travers la technique SODIS (Solar water DISinfection) (cf. chap. III, 2.1. la désinfection par photolyse),
- 2- la photocatalyse solaire à travers l'utilisation, en suspension, du catalyseur : le dioxyde de titane (TiO_2) dont le nom commercial est le « Degussa P25 » (cf. chap. III, 2.2. la désinfection par photocatalyse),

La première étape a consisté en la détermination des optimums des paramètres influençant la désinfection solaire, à savoir :

Pour la photolyse :

- la durée de l'irradiation solaire.
A partir de 9 h, l'eau épurée à désinfecter a été exposée au rayonnement solaire pendant 5, 6, 7, et 8 heures.
- la température de chauffage de l'eau épurée irradiée.
A part le témoin, chacun des trois ballons restants ont été chauffés à 40, 50 et 60 °C.

Ces choix ont été proposés pour reproduire les conditions opératoires optimales utilisées pour la désinfection de l'eau potable par la technique SODIS [86].

S'agissant de la reproductibilité des résultats, à l'échelle du prototype semi-pilote, l'efficacité du procédé a été expérimentée à travers un photoréacteur parallélépipède statique de 50 litres et un photoréacteur tubulaire, utilisé en mode statique et dynamique, de 30 litres.

Pour la photocatalyse :

- la dose du TiO_2 utilisée. Trois doses ont été étudiées : 1, 1,5 et 2 g/l.

Ces choix ont été proposés sur la base des données bibliographiques [136].

1.2. Prélèvement de l'eau usée épurée

La désinfection expérimentale a été conduite en utilisant l'eau usée épurée, prélevée à la sortie de la chaîne d'épuration de la STEP (figure VI.1).



Figure VI.1 : Point de prélèvement des l'eau usée épurée.

1.3. Bancs d'essais

Les bancs d'essais utilisés pour la désinfection de l'eau usée épurée par photolyse solaire (figure VI.2) et photocatalyse solaire (figure VI.3) étaient composés de quatre ballons à fond plat, en borosilicate, de deux litres chacun dont un utilisé comme témoin de l'expérimentation.

Le contrôle de la température de chauffage de l'eau épurée, exposée au rayonnement solaire, a été assuré par des agitateurs magnétiques chauffants de marque « Fisher scientific type Lab-Mix 35 ». Ces derniers ont été, également, utilisés pour le maintien en suspension de la quantité du catalyseur introduit (tableau VI.1) dans l'eau à désinfecter à travers des barreaux magnétiques soumis à une vitesse de rotation de 150 tr/mn.



Figure VI.2 : Banc d'essais de photolyse solaire.



Figure VI.3: Banc d'essais de photocatalyse solaire.

Tableau VI.1: Caractéristiques physico-chimiques du dioxyde de titane TiO₂ [137].

Caractéristiques physico-chimiques	
Nom commercial	Degussa P25
Formule chimique	TiO ₂
Apparence	Solide de couleur blanche
Masse molaire (g/mol)	79,87
Surface spécifique (m ² /g)	50
Diamètre des particules (nm)	30

Les essais, à l'échelle du prototype semi-pilote, ont été conduits dans les photoréacteurs, parallélépipède et tubulaire (figures VI.4 et 5), conçus et réalisés à l'UDES, en 2010, et en 2011 [4 et5].



Figure VI.4 : Photoréacteur parallélépipède de 50 l [138].



Figure VI.5 : Photoréacteur tubulaire de 30 l [139].

Le photoréacteur parallélépipède a été réalisé en verre, commercial, d'une épaisseur de 4 mm. Sa forme parallélépipède de 1 m² de surface et de 5 cm de hauteur permet l'irradiation solaire d'une lame d'eau de 50 litres.

Les gammes des ondes UV et infrarouges ont été utilisées pour leur pouvoir bactéricide et la gamme des ondes du visible (cf. Chap.I : Généralités) a été utilisée pour assurer la circulation de l'eau par pompe solaire photovoltaïque.

Le photoréacteur tubulaire est un montage de 5 tubes en verre, placés en en parallèle, d'une épaisseur de 2 mm, caractérisés par une longueur de 1m et d'un diamètre externe de 65 mm.

A l'état stationnaire, le prototype permet d'irradier 16 l d'eau. En mode dynamique, l'utilisation d'un réservoir augmente le volume irradié à 30 l maintenu en circulation dans un circuit fermé.

1.4. Mesure du rayonnement solaire

Au cours des expérimentations, le rayonnement solaire reçu a été mesuré et enregistré au niveau de la station météo de l'UDES (cf. Chapitre V. Epuration par distillation solaire, 1.5. Mesure du rayonnement solaire et des températures).

Afin d'évaluer l'efficacité de la désinfection induite par l'irradiation solaire, durant les différentes journées de la période expérimentale, l'évaluation de la dose cumulée du rayonnement UV [95, 140] a été calculée comme suit :

$$Dose\ UV = \int_{t_1}^{t_2} I_{uv}. dt \quad (Eq.9) [95\ et\ 140]$$

Où:

I_{uv} : L'irradiation UV reçue (W/m^2)

t : temps (s)

Le rayonnement UV est calculé à partir du rayonnement solaire global enregistré à l'UDES. Sa valeur est estimée à 5% de ce dernier [22].

1.5. Analyses microbiologiques

Les analyses ont été effectuées au laboratoire de microbiologie de l'ENSSMAL (cf. Chap. V, 1.8. Caractérisation microbiologique).

Comparativement au témoin, cette approche a permis d'estimer le taux de désinfection des 06 groupes microbiologiques pathogènes étudiés (cf. Chap. I, 1.2. Composition microbiologique), à savoir :

- Les coliformes totaux,
- Les coliformes fécaux,
- Les streptocoques fécaux,
- Les staphylocoques,
- Les sulfito-redutrices,
- Les levures et moisissures,

Il est à noter que nous avons opté pour l'évaluation des taux d'abattelements microbiologiques en % plutôt qu'en Log ; cela pour une meilleure expression des résultats obtenus. Néanmoins, l'expression logarithmique des résultats est utilisée dans [141].

2. RÉSULTATS ET DISCUSSION

2.1. Caractérisation physico-chimique et microbiologique des eaux usées épurées

La caractérisation physico-chimique (tableau VI.1) indique une bonne épuration des eaux usées épurées relativement aux paramètres physico-chimiques dont les valeurs limites sont imposées par la norme Algérienne [132]. Cela, en vue de la réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation, sous réserve de la conformité des concentrations des métaux lourds.

Par contre, la considération des valeurs limites des paramètres microbiologiques révèle que les coliformes fécaux dont la concentration moyenne a été estimée à 970 CFU/100 ml (tableau VI.2), approchent de très près la limite de la concentration imposée (< 1000 CFU/100 ml) par la norme Algérienne également par celle de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) [142].

Selon la norme Algérienne, la qualité microbiologique de l'eau épurée par la STEP de Tipasa est autorisée uniquement pour l'irrigation des arbres fruitiers, des cultures fourragères, céréalières, industrielles, forestières, florales et ornementales [132].

S'agissant de l'irrigation des cultures pouvant entraîner un risque pour la santé publique, des restrictions plus sévères sont imposées.

Le premier niveau permet une « irrigation non restrictive » pour lequel la concentration des coliformes fécaux doit être inférieure à 100 CFU/100 ml.

Pour le second niveau, l'irrigation devient restrictive avec une première limite où la concentration des coliformes fécaux doit être inférieure à 250 CFU/100 ml.

Tableau VI.1 : Caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des eaux usées épurées par la STEP de Tipasa.

Caractéristiques Physico-chimiques		Caractéristiques microbiologiques	
		Bactéries	(CFU/100 ml)
Température (°C)	21,7	Coliformes totaux	3 080
pH	7,65	Coliformes fécaux	970
Conductivité (µS/cm)	1 554	Staphylocoques	169
Matières en suspension (mg/l)	9,75	Streptocoques	358
DBO ₅ (mg/l)	4,14	Sulphito-reductrices (spores)	612
DCO (mg/l)	33,74	Levures et moisissures	23

2.2. Détermination des conditions optimales de la désinfection par photolyse solaire

Les expérimentations ont permis d'établir que la désinfection solaire par photolyse dépend de la durée de l'irradiation solaire en corrélation avec la dose du rayonnement solaire reçu, spécifiquement les UV.

Cette constatation a été relevée, durant les 8 heures d'irradiation qui ont permis d'enregistrer un cumul du rayonnement solaire estimé à 4 kWh/m² (figure VI.6) et du rayonnement UV évalué à 204,60 Wh/m², au cours de la journée du 5 Juin 2011.

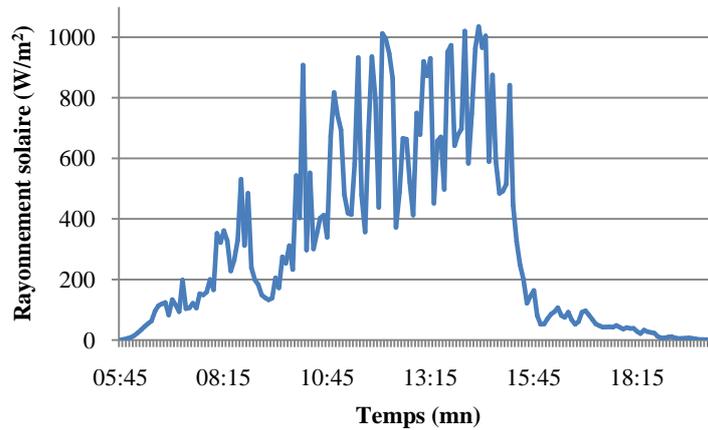


Figure VI.6 : Rayonnement solaire de la journée du 05 Juin 2011.

Les résultats illustrés par la figure VI.7 indiquent des taux de désinfection de 100% pour les coliformes fécaux et les streptocoques qui ont été irradiés pendant 7 heures cumulant une irradiation UV de 201,13 Wh/m².

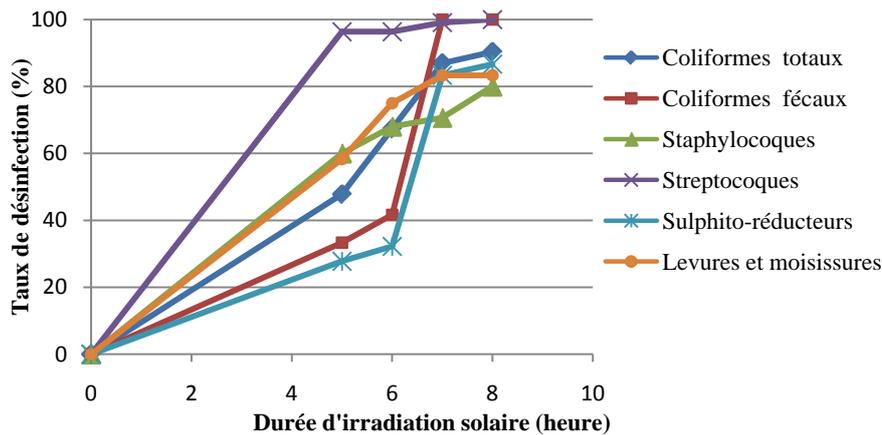


Figure VI.7 : Détermination de la durée optimale de l'irradiation solaire pour la désinfection par photolyse (SODIS).

Cependant, l'efficacité de la désinfection a varié d'un groupe microbiologique à l'autre dépendant du niveau de leur vulnérabilité. En effet, le reste des pathogènes n'ont pas été fortement éliminés même avec une durée d'irradiation de 8 heures qui ont permis

d'enregistrer entre 80% d'abattement pour les staphylocoques et 90,34% d'abattement pour les coliformes totaux.

Il est, par ailleurs, à noter qu'au cours de l'expérimentation, la température de l'eau usée épurée, exposée au rayonnement solaire, n'a pas dépassé les 35°C.

Cette température de désinfection, considérée comme faible [1, 11], indiquerait que les taux d'abattements obtenus auraient été provoqués uniquement par l'effet de l'irradiation UV.

En raison de l'application du chauffage de l'eau à désinfecter, les résultats, présentés ci-dessus (cf. figure VI.7), ont enregistré une nette amélioration au cours de la journée du 29 Mai 2011, cela, malgré le cumul d'une irradiation solaire relativement similaire.

En effet, durant les six premières heures de la première expérimentation de la journée du 5 Juin 2011, la dose de la radiation UV a été estimée à 188,35 Wh/m².

Durant la même durée (six heures) de la journée du 29 Mai 2011, la dose des UV a été estimée à 180,68 Wh/m². Cette dernière a été cumulée suite à un rayonnement solaire évalué à 3,61 kWh/m² (figure VI.8).

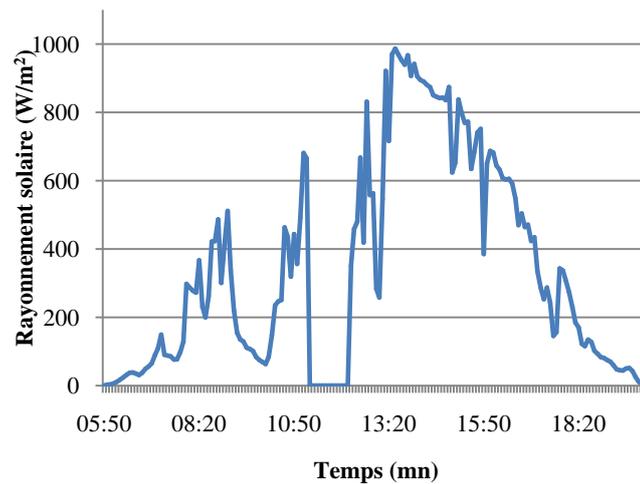


Figure VI.8 : Rayonnement solaire de la journée du 29 Mai 2011.

Comme il est illustré dans la figure VI.9, la température de chauffage de l'eau à désinfecter, de 50°C, est optimale. Cette dernière a permis d'obtenir des taux d'abattements de :

- 100% pour les coliformes fécaux, les streptocoques, les levures et moisissures.
- 99,45 % pour les staphylocoques,
- 95% pour les coliformes totaux,
- 80% pour les sulfito-réductrices.

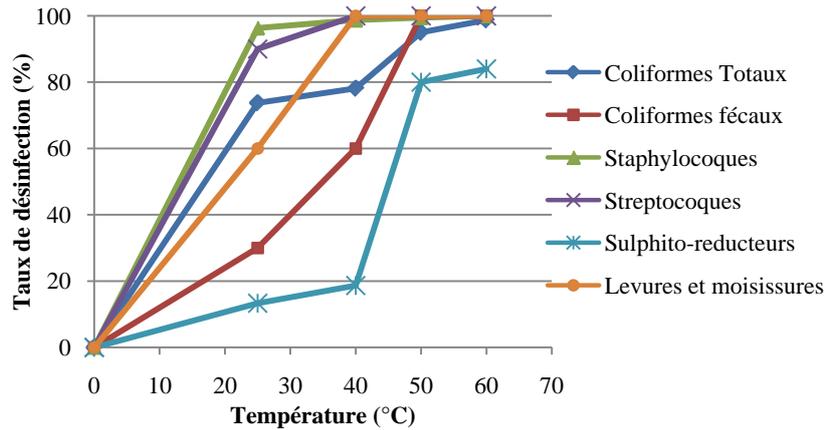


Figure VI.9 : Détermination de la température de chauffage optimale pour la désinfection par photolyse solaire (SODIS).

Il est à préciser que les conditions opératoires (irradiation de 7h et chauffage à 50° C) qui nous ont permis d'enregistrer le taux de désinfection optimal se rapprochent de ceux recommandés pour la désinfection de l'eau potable par la technique SODIS [86, 143].

Par ailleurs, avec une température de chauffage de 60°C, tous les pathogènes étudiés ont frôlés un taux de désinfection de 100% à l'exception des sulfito-réductrices qui ont enregistré un abattement de 80%.

2.3. Détermination des conditions optimales de la désinfection par photocatalyse solaire

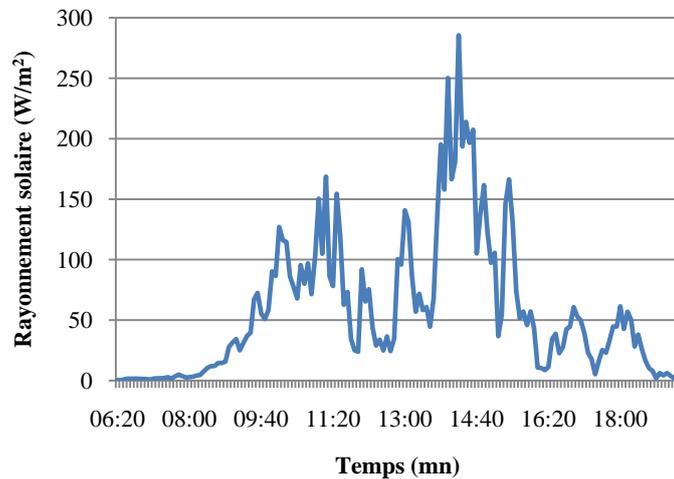


Figure VI.10 : Rayonnement solaire de la journée du 26 Avril 2011.

L'expérimentation de la désinfection des eaux usées épurées par photocatalyse solaire, menée durant la journée du 26 Avril 2011, a été conduite sous l'effet d'un rayonnement solaire cumulé estimé à 629,78 Wh/m² et d'un rayonnement UV cumulé de 31,50 Wh/m² au cours des 6 heures d'irradiation.

Les résultats obtenus ont indiqué que l'optimum de la concentration du catalyseur, utilisé en suspension, est de 1,5 g/l.

Au cours de cette journée, la concentration de 1,5 g/l de TiO_2 a été à l'origine d'une désinfection dont les taux d'abattelements illustrés par la figure VI.11 ont été évalués à :

- 56,15% des coliformes fécaux,
- 81,33% des coliformes totaux,
- 97,9% des staphylocoques,
- 100% des streptocoques, des sulfito-réductrices, des levures et des moisissures.

Les taux d'abattement des coliformes que nous avons enregistrés sont faibles comparativement à ceux rapportés dans la bibliographie ; compris entre 91% et 99% [136].

Il est cependant à noter que la nature des eaux traitées est différente particulièrement la charge en micro-organismes et en matière organique qui sont élevés dans notre cas (cf. tableau VI.1). Ces paramètres sont déterminants puisqu'ils entrent en compétition lors de leur adsorption par le catalyseur. En effet, il est rapporté en bibliographie que la réduction des coliformes à partir d'une eau usée urbaine est plus complexe comparativement à celle d'*Escherichia coli* contenue dans une eau pure [143].

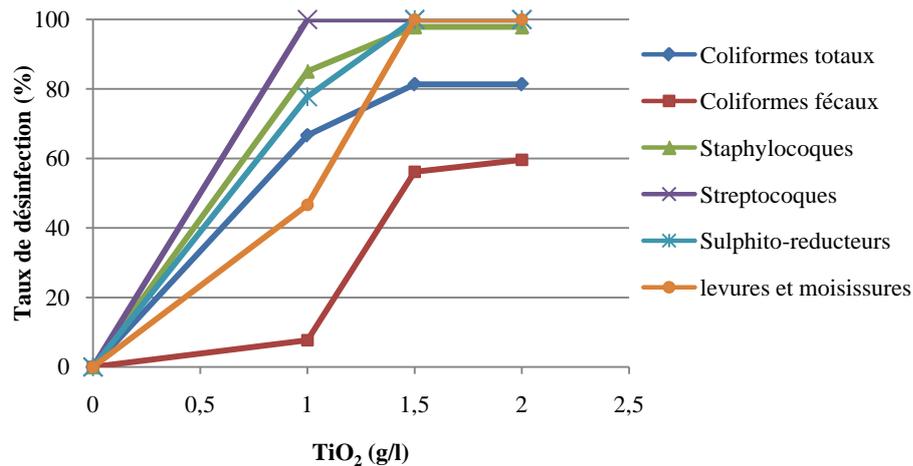


Figure VI.11 : Détermination de la concentration optimale du TiO_2 pour la désinfection par photocatalyse solaire.

2.4. Etude comparative photolyse / photocatalyse

Les résultats obtenus, lors des études menées pour la recherche des paramètres optimaux de la désinfection par la photolyse et par la photocatalyse solaire, ont été utilisés lors de l'étude comparative de ces deux techniques.

Durant l'expérimentation menée le 14 Juin 2011, le rayonnement solaire cumulé, au cours des 6 heures d'irradiation, a été estimé à environ 5 kWh/m^2 (figure VI.12) induisant le cumul d'une dose d'UV de $250,66 \text{ Wh/m}^2$.

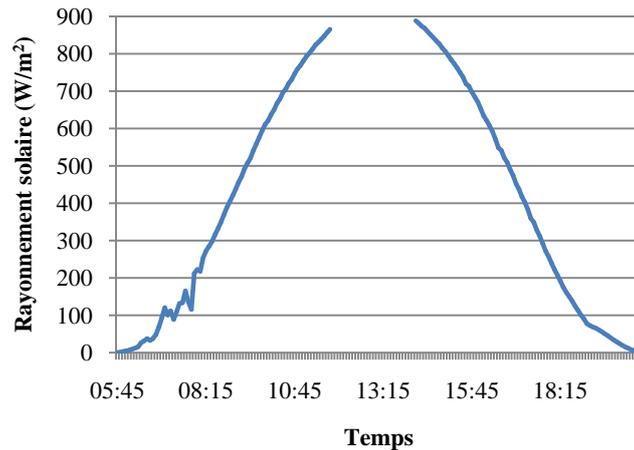


Figure VI.12 : Rayonnement solaire de la journée du 14 Juin 2011.

Ces conditions d'irradiation solaire ont permis d'obtenir 100% d'inactivation pour les coliformes totaux et fécaux. Néanmoins, la photolyse, ou SODIS, a enregistré de moins bons résultats (figure VI.13) concernant :

- les staphylocoques avec 86,11% d'inactivation contre 100% pour la photocatalyse,
- les sulfito-réductrices avec 85,91% contre 98,6% pour la photocatalyse,
- et pour les levures et moisissures avec 88% contre 100% pour la photocatalyse.

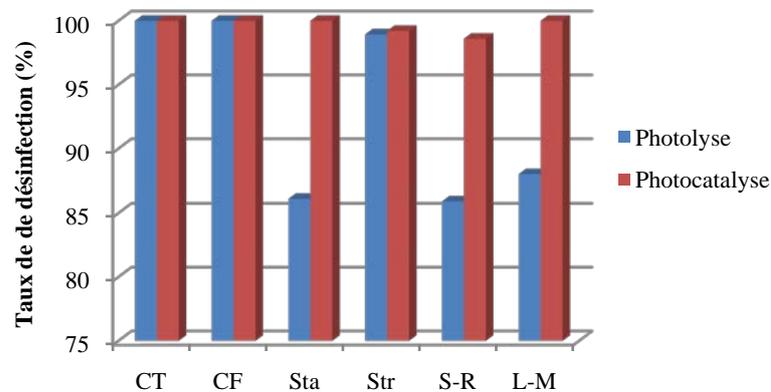


Figure VI.13 : Etude comparative de l'efficacité (en %) de la désinfection solaire : photolyse/photocatalyse.

Les résultats obtenus sont également illustrés par la figure VI.14 décrivant la désinfection comparativement à la charge microbienne de l'eau usée épurée.

Exprimés en Log (CFU/100 ml), les taux de désinfection les plus significatifs sont enregistrés pour les coliformes. Ces derniers ont enregistré 3,65-Log réduction pour les coliformes totaux et 3,08-Log réduction pour les coliformes fécaux. Cela, par l'utilisation simultanée des deux techniques de désinfection, respectivement : la photolyse (SODIS) et le photocatalyse solaire.

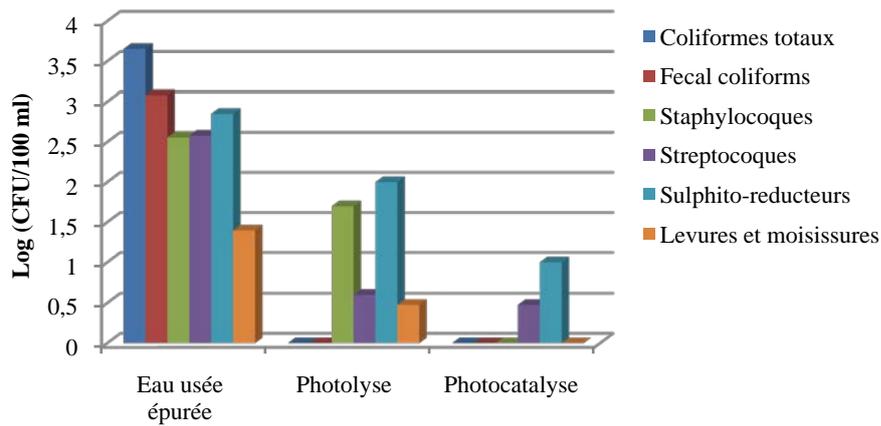


Figure VI.14 : Etude comparative de l'efficacité (en Log) de la désinfection solaire : photolyse/photocatalyse.

Malgré les résultats obtenus, en faveur de la photocatalyse, la technique SODIS serait la plus appropriée à utiliser dans le cas de la désinfection des eaux usées épurées particulièrement celles qui sont destinées à la réutilisation en agriculture.

En effet, les deux techniques utilisées ont enregistré une inactivation totale des coliformes totaux et fécaux. Par ailleurs, les normes Algériennes et celles de l'OMS [132 et 142] n'imposent pas une désinfection totale de tous les agents pathogènes contenus dans ces eaux. Seule la concentration des coliformes fécaux est prise en considération.

Se référant à ces dernières, les résultats que nous avons obtenus permettent la réutilisation des eaux désinfectées par irradiation solaire pour une « irrigation non restrictive ». Ce niveau de qualité est obtenu pour une concentration des coliformes fécaux inférieure à 100 CFU/100 ml.

Egalement, d'un point de vue financier et sur le plan pratique, la technique SODIS est plus avantageuse que la photocatalyse qui nécessite l'utilisation d'un catalyseur. Dans le cas où ce dernier n'est pas fixé, il est également nécessaire d'assurer son maintien en suspension et son élimination en fin de traitement.

2.5. Résultats de la désinfection utilisant le photoréacteur parallépipède

La reproductibilité des résultats de la photolyse solaire selon la technique SODIS, à l'échelle du prototype semi-pilote, a été entreprise par l'utilisation du photoréacteur parallépipède de 50 litres (cf. figure VI.4).

Au cours des 8 heures d'expérimentation de la journée du 8 Mai 2011, le cumul du rayonnement solaire a atteint 7,19 kWh/m² induisant un cumul de 359,48 Wh/m² de rayonnement UV (Figure VI.15).

Les résultats obtenus sont significatifs vis à vis des taux de désinfection enregistrés. En effet, 4 heures d'irradiation solaire et un cumul de 183,47 kWh/m² d'irradiation UV ont suffi pour réduire les coliformes fécaux à 100% et les coliformes totaux à 99,11%.

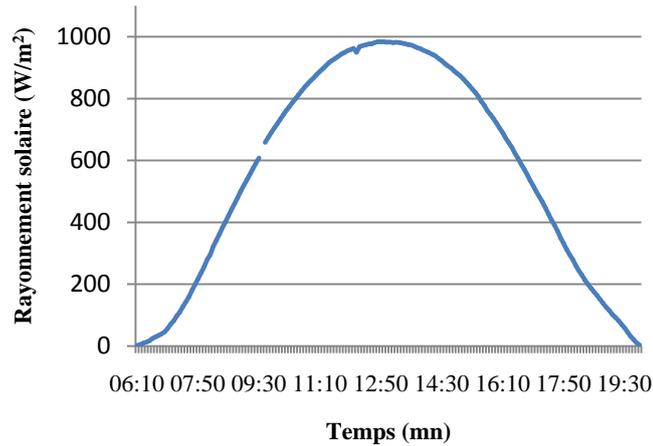


Figure VI.15 : Rayonnement solaire de la journée du 08 Mai 2011.

Après 6 heures d'irradiation solaire, correspondant au temps recommandé pour l'utilisation de la technique SODIS, la dose d'UV cumulée a atteint $286,92 \text{ Wh/m}^2$ et a permis d'enregistrer (Figure VI.16) :

- 100% d'inactivation pour les coliformes totaux et fécaux également pour les streptocoques,
- 88% d'inactivation pour les sulfito-réductrices,
- 75% d'inactivation pour les levures et les moisissures,
- 65% d'inactivation pour les staphylocoques.

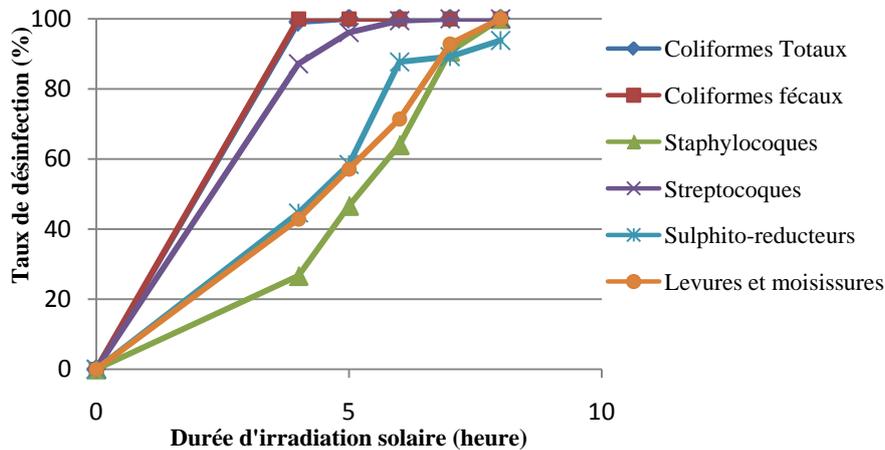


Figure VI.16 : Evaluation de l'efficacité de la désinfection solaire utilisant un photoréacteur plan de 50 litres.

Il est à remarquer que l'augmentation de la durée d'irradiation au-delà du temps recommandé par la technique SODIS (6 heures), induisant une dose d'UV cumulée de 360 Wh/m^2 , a permis d'améliorer les taux de désinfection qui ont atteint les 100% pour tous les agents pathogènes étudiés à l'exception des sulfito-réductrices qui ont été désinfectées à 93,84%.

Les résultats obtenus, particulièrement pour les coliformes fécaux : 2,87-log réduction, sont proches de ceux obtenus par Bichai *et al.* en 2012 [140] qui ont enregistré 3-Log réduction pour *Escherichia coli*. Pour l'obtention de ces résultats, les auteurs avaient utilisés un photoréacteur cylindrique de 20 litres munis de concentrateur solaire.

Dans notre cas, nous considérons que l'efficacité de la désinfection obtenue aurait été favorisée par la forme géométrique du photoréacteur parallélépipède qui a permis d'exposer, au rayonnement solaire, une plus grande surface : 1m^2 et une faible hauteur : 5 cm.

Cette forme offre une importante surface de pénétration des photons solaires pour l'irradiation de la lame d'eau exposée également, elle favorise le chauffage rapide des 50 litres d'eau usée sans l'utilisation de concentrateur solaire.

2.6. Résultats de la désinfection utilisant le photoréacteur tubulaire

Le second prototype utilisé est un photoréacteur tubulaire d'une capacité totale de 30 litres (cf. Figure VI.5) utilisé en mode d'écoulement stationnaire et dynamique.

Les résultats de désinfection présentés ont été obtenus suite à une irradiation cumulée d'UV évaluée à $35,42\text{Wh/m}^2$ (figure VI.17), au cours de la journée du 11 Avril 2012.

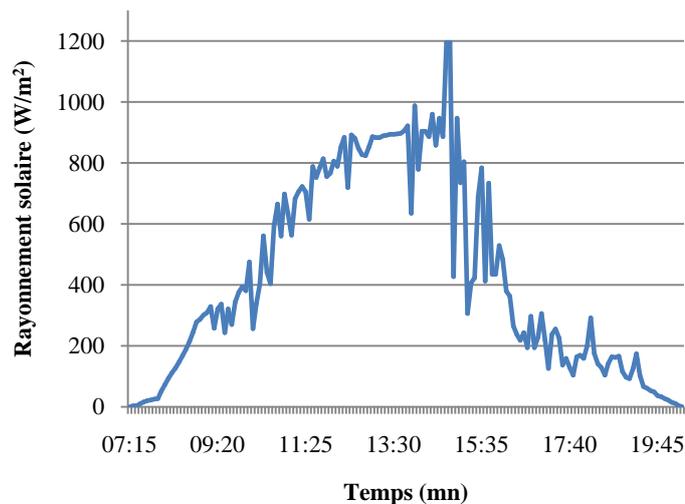


Figure VI.17 : Rayonnement solaire de la journée du 11 Avril 2012.

Au bout des 6 heures d'ensoleillement, les résultats de désinfection obtenus (figure VI.18) sont comme suit :

- 100% d'abattement des streptocoques et les sulfito-réductrices,
- 91,3% d'abattement des coliformes fécaux,
- 50 et 58% d'abattement des moisissures et les staphylocoques,
- 0% d'abattement des coliformes totaux et les levures.

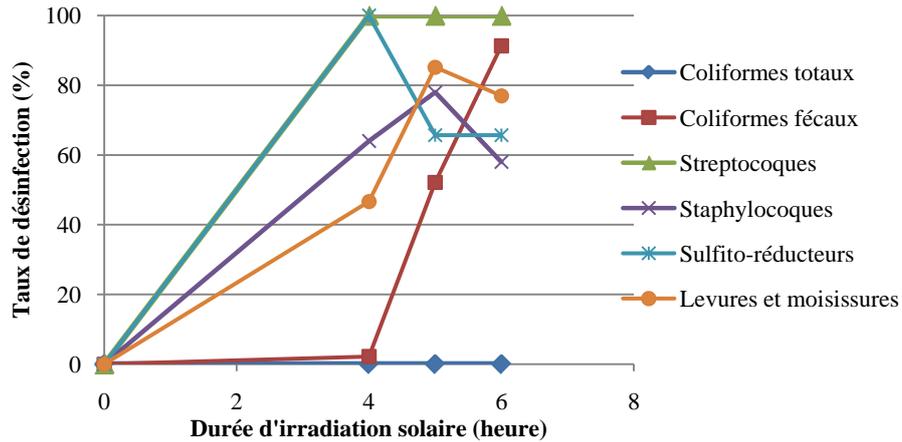


Figure VI.18 : Evaluation de l'efficacité de la désinfection solaire utilisant un photoréacteur tubulaire de 30 litres en mode stationnaire.

Ces résultats ont été fortement améliorés avec l'augmentation du cumul du rayonnement UV reçu, estimé à $41,34 \text{ Wh/m}^2$ (figure VI.19) et l'utilisation du mode d'écoulement dynamique « turbulent » caractérisé par un débit de 16 l / mn et un nombre de Reynolds de $5818,56$.

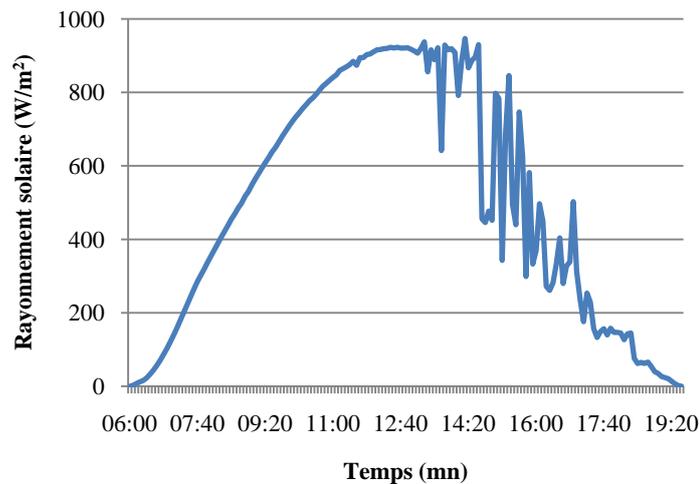


Figure VI.19 : Rayonnement solaire de la journée du 24 Avril 2012

Le mode d'écoulement utilisé aurait favorisé l'oxygénation de l'eau induisant la formation de radicaux d'oxygène libres et de peroxyde responsables de la désinfection [22, 86, 87]. Cette amélioration a permis d'enregistrer les taux d'inactivation donnés ci-dessous et illustrés en figure VI.20 :

- 100% pour les coliformes totaux et fécaux, les streptocoques, les staphylocoques et les sulfito-réductrices,
- 35% pour les levures et les moisissures.

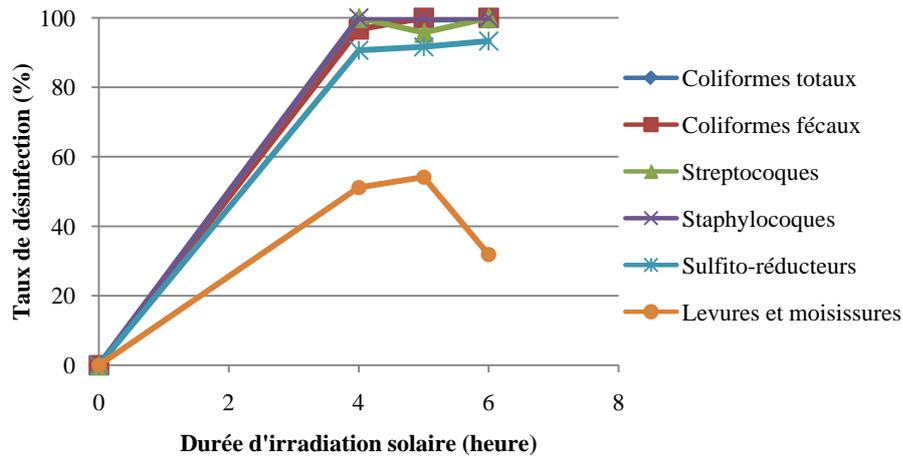


Figure VI.20 : Evaluation de l'efficacité de la désinfection solaire utilisant un photoréacteur tubulaire de 30 litres en mode dynamique.

La synthèse des résultats obtenus, lors des expérimentations de la désinfection solaire des eaux usées épurées qui ont été menées dans différentes conditions d'irradiation solaire : entre Avril et Juin 2011, également en Avril 2012, nous permettent de retenir les points qui suivent :

- Une sensibilité à l'irradiation solaire a été enregistrée pour l'ensemble des micro-organismes étudiés. Cette dernière a été significative pour les coliformes particulièrement ceux fécaux induisant leur totale désactivation relevée dans la quasi-totalité des expérimentations.
Il est à rappeler que la concentration moyenne des coliformes de l'eau usée épurée a oscillée entre 1000 et 3000 CFU/100 ml.
Selon la norme Algérienne également celle de l'OMS et en considérant uniquement le paramètre microbiologique, les résultats obtenus, d'une concentration inférieure à 100 CFU/100 ml, autorisent la réutilisation « non restrictive » des eaux traitées pour l'irrigation.
- Le recours au chauffage de l'eau à désinfecter, entre 40 et 60°C, et à l'utilisation de catalyseurs, dans notre cas entre 1 et 2 g/l de TiO₂, s'est avéré très significatif pour l'amélioration de la désinfection.
L'optimum de la température de chauffage a été fixé à 50°C. C'est également l'optimum de la température recommandé pour l'application de la technique SODIS à la désinfection solaire de l'eau potable [86].
Quant à celui de la dose du catalyseur, il a été fixé à 1,5 g/l ; ce qui rejoint l'optimum mentionné dans la bibliographie [136].
- L'ensoleillement constitue une condition limite. En effet, l'utilisation du catalyseur excité par la plus faible dose cumulée d'UV solaire, estimée à 31,50 Wh/m², n'a pas permis la totale désactivation des coliformes. Ces derniers ont enregistrés des taux de désinfection de 56,15% des coliformes fécaux et de 81,33% des coliformes totaux.

- L'étude comparative photolyse/photocatalyse a révélé la même efficacité de désinfection pour les coliformes totaux et fécaux qui ont été éliminés à 100 %.

Par contre, pour le reste des micro-organismes étudiés : streptocoques, staphylocoques, sulfito-réductrices, levures et moisissures, la photocatalyse solaire s'est avérée plus efficace.

- La reproductibilité du processus de désinfection par photolyse solaire, selon la technique SODIS, a été constatée lors de l'utilisation des photoréacteurs de 2 litres, d'un photoréacteur tubulaire de 16 litres et d'un autre, parallélépipède, de 50 litres.

- La géométrie, en parallélépipède, du photoréacteur de 50 litres, aurait favorisé la désinfection de l'eau usée épurée.

Le taux de désinfection obtenu a approché celui reporté dans la bibliographie [140] au cours de l'utilisation d'un photoréacteur cylindrique de 20 litres muni d'un concentrateur solaire.

- Malgré les résultats significatifs qui ont été obtenus, nous estimons que le recours à la distillation solaire, pour la désinfection des eaux usées, serait plus approprié qu'une simple désinfection solaire.

En effet, les résultats de la désinfection par distillation solaire ont enregistré des performances proches et parfois meilleures que ceux de la désinfection solaire. Cela, en plus de l'utilisation de dispositifs expérimentaux simples, statiques, modulaires et donc facilement extensibles.

Par ailleurs, l'épuration par distillation solaire a également permis l'abattement de la DBO₅, des MES, des éléments chimiques et des métaux lourds.

Bien entendu, pour l'application, à grande échelle, de l'épuration par distillation solaire, le stockage énergétique solaire, le recours à des systèmes énergétiques hybrides, l'intégration du rayonnement UV artificiel et l'automatisation du fonctionnement des distillateurs solaires doivent être développés [82].

Chapitre VII

SECHAGE SOLAIRE DES BOUES RESIDUAIRES

CHAPITRE VII : SECHAGE SOLAIRE DES BOUES RESIDUAIRES

1. MATERIELS ET METHODES

L'étude du séchage solaire des boues résiduaires, produites au niveau de la STEP de Tipasa, a été conduite à l'Unité de Développement des Equipements Solaire, à Bou-Ismaïl (UDES) (cf. Chap. IV, 2.1. Localisation administrative et géographique), en Juin 2011.

1.1. Protocole expérimental

Les expérimentations ont été conduites selon un protocole qui a permis de mener une étude comparative du séchage solaire des boues résiduaires. Deux modes de séchage ont été évalués :

1- Le séchage solaire direct, à l'air libre.

Ce type de traitement, dans des « lits de séchage », est utilisé dans plusieurs STEP en Algérie. Il constitue le témoin de notre étude comparative.

2- Le séchage solaire indirect, sous serre.

Ce mode de traitement n'est pas appliqué, en Algérie.

L'évaluation des performances des deux modes du séchage solaire a été entreprise en utilisant deux types de boues : les boues biologiques et les boues épaissies.

Dans les procédés « conventionnels » de traitement des boues, ces deux types de boues ne sont pas séchés avant leur épaissement et leur pressage qui permettent d'augmenter leur siccité au-delà de 20%.

Durant les expérimentations, les boues utilisées étaient :

1- des boues biologiques, en excès, prélevées à partir du décanteur de la STEP de Tipasa (cf. Chap. IV, 2. Station et chaîne d'épuration.), elles étaient caractérisées par un taux d'humidité de 99,5%.

Le volume de ces dernières a été évalué à 30 litres. Il a constitué une lame de boues d'une épaisseur de 2 cm, répandue au niveau du distillateur (figure VII.1).

2- des boues épaissies caractérisées par un taux d'humidité de 95,5%. Elles ont été prélevées à partir de l'épaississeur de la STEP de Hadjout (wilaya de Tipasa). Cette dernière utilise le même procédé d'épuration, par boues activées, que la STEP de Tipasa (cf. Chap. IV, 2. Station et chaîne d'épuration).

Durant les expérimentations, le maintien d'une épaisseur de 2 cm de la lame des boues à sécher a été caractérisé par l'utilisation d'un volume de boues de 15 litres.

L'évolution de la siccité des boues a été estimée à travers plusieurs prélèvements journaliers. Ces derniers ont été pesés puis séchés à 105 °C, pendant 24 heures, pour être pesés de nouveau ; cela afin de déterminer leurs taux d'humidité.

1.2. Prototypes utilisés

A l'origine, les prototypes utilisés étaient des distillateurs solaires à effet de serre dont l'un a été utilisé pour l'épuration des eaux usées (cf. Chap. V : Epuration par distillation solaire, figure V.1).

Le premier distillateur a été dépourvu de son vitrage pour constituer un lit de séchage à l'air libre (figure VII.1).

Quant au vitrage, en toiture, du second (figure VII.2), il a été rehaussé de 30 cm pour constituer une serre solaire. A cet effet, deux paires de plaques de verres ont été utilisées (figure VII.3).

Les plaques rectangulaires ont été perforées, à mi-hauteur, avec un diamètre de 12 cm pour permettre la prise des échantillons de boues également, pour favoriser l'entrée de l'air ambiant.

Les plaques de verre, en « V » inversé, ont été perforées, au niveau de la partie supérieure, avec une dimension de 7 x 10 cm. Cela, afin de favoriser l'évacuation de l'air saturé en humidité créant ainsi un circuit de renouvellement de l'air ambiant.



Figure VII.1 : Distillateur solaire transformé en lit de séchage à l'air libre des boues résiduaires.



Figure VII. 2 : Distillateur solaire transformé en serre de séchage des boues résiduaires.

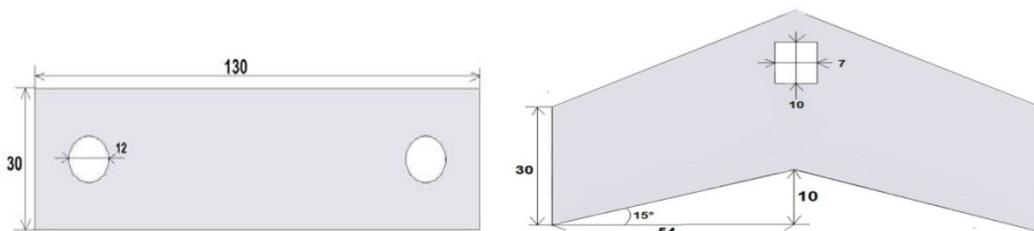


Figure VII.3 : Caractéristiques des plaques de verre de la serre solaire.

Tableau VII.1 : Dimensions des composants du lit de séchage et de la serre solaire.

Prototypes	Caractéristiques (mm)	Caisson	Vitres
Lit de séchage	Longueur	1 200	1 270
	Largeur	960	550
	Hauteur	200	-
	Epaisseur	-	4
Serre solaire	Longueur	1 300	1 370
	Largeur	1 100	600
	Hauteur	220	-
	Epaisseur	-	4

3.2. RESULTATS ET DISCUSSION

Durant les expérimentations, l'intensité du rayonnement solaire a considérablement varié (figures VII. 4 et 5).

A titre d'exemple, ce dernier est passé de 431 Wh, la journée du 09 Juin 2011, à 87,26 kWh, durant la journée du 10 Juin. Cela, en tenant en compte de l'indisponibilité des données pour plusieurs journées d'expérimentation (tableau VII.1).

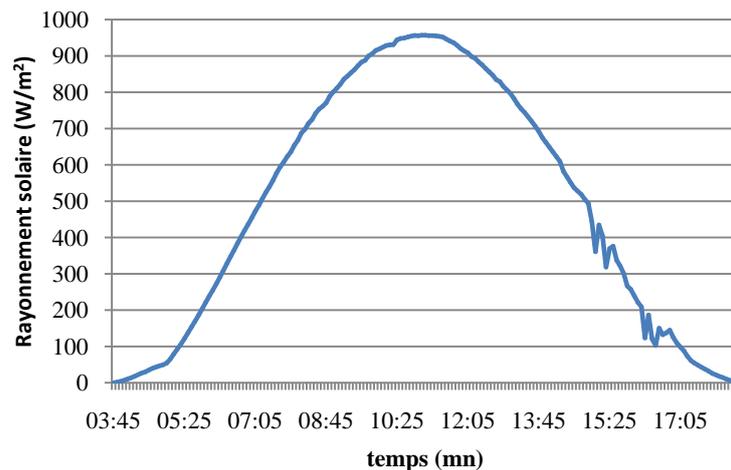


Figure VII.4 : Rayonnement solaire de la journée du 09 Juin 2011.

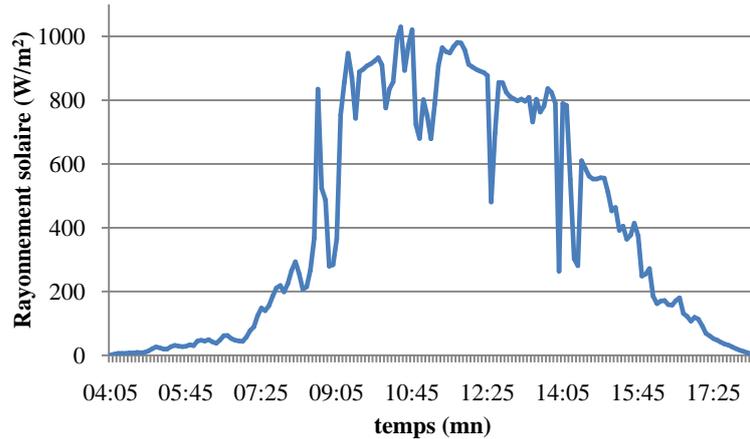


Figure VII.5 : Rayonnement solaire de la journée du 10 Juin 2011.

Tableau VII.2 : Estimation du rayonnement solaire cumulé durant le séchage des boues.

Type de boues séchées	Jun 2011	Rayonnement solaire cumulé (Wh)
Boue biologique	07	Non disponible
	08	Partiellement mesuré : 9 918,80
	09	87 265,08
	10	431,05
Boue épaissie	13	452,48
	14	Partiellement mesuré : 346,41
	15	Non disponible

Le suivi de l'évolution de la siccité des boues biologiques, évaluée à l'origine à 0,5%, a permis d'établir des cinétiques de séchage relativement similaires jusqu'à 73 heures (figure VII.6). Cette période caractérise l'évaporation de l'eau libre en surplus des boues.

A partir de 73 heures, soit du 3^{ème} jour d'expérimentation, la vitesse de la déshydratation a augmenté, particulièrement dans le lit de séchage.

Cela s'expliquerait par la réduction de l'épaisseur de la lame de boues et l'augmentation de leur concentration qui auraient entraîné l'augmentation de la température de chauffage des boues par conduction.

En effet, des études de simulations, effectuées pour différentes épaisseurs de boues, ont permis d'établir des gains de l'énergie consommée, environ 20 %, si l'épaisseur est réduite de 20 cm à 10 cm [100].

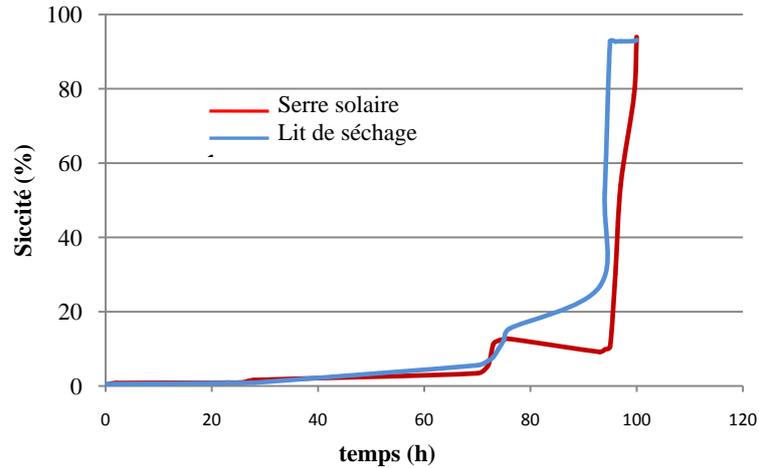


Figure VII.6 : Evolution de la siccité des boues biologiques au cours du séchage solaire.

En fin de cycle du séchage, la siccité des boues a atteint 93,12% au niveau des deux prototypes.

Comparativement au lit de séchage à l'air libre, la vitesse de séchage au niveau de la serre solaire a été plus lente.

Cela serait dû à la faible évacuation de l'air saturé en humidité. En effet, les ouvertures, dans la partie supérieure de la serre (cf. figure VII.3), n'ont pas été suffisantes pour l'évacuation naturelle de l'air saturée en humidité. Ce qui a provoqué la condensation de l'humidité à l'intérieur de la serre solaire.

L'optimisation et la maîtrise de ce paramètre de séchage nécessiterait l'utilisation d'une circulation forcée de l'air. En effet, dans les installations industrielles, cette évacuation est effectuée à travers des extracteurs de l'air vers le milieu ambiant (cf. figure III. 26).

Concernant le suivi du séchage solaire des boues épaissies, caractérisées par une siccité de 4,5%, les résultats obtenus ont permis d'augmenter cette dernière à 93,6%.

Ce résultat est proche de celui obtenu pour les boues biologiques mais qui avait été obtenu durant un temps de séchage plus long (100 heures contre 72 heures).

Par ailleurs, cette limite supérieure de la siccité indiquerait qu'environ 7% de l'humidité restante constitueraient l'eau liée des boues.

Durant ces expérimentations, les deux cinétiques du séchage ont évolués d'une manière relativement similaire (figure VII.7).

Dans la première zone, jusqu'à 47 heures, l'élimination de l'eau est lente mais continue. Par la suite, la vitesse de déshydratation est plus rapide.

La siccité des boues est passée de 16,57% à 53,5% dans le lit de séchage puis à 93,6% au bout de 6 heures. Cette rapidité de déshydratation s'expliquerait également, comme ce fût le cas pour les boues biologiques, par la réduction de l'épaisseur de la lame des boues épaissies.

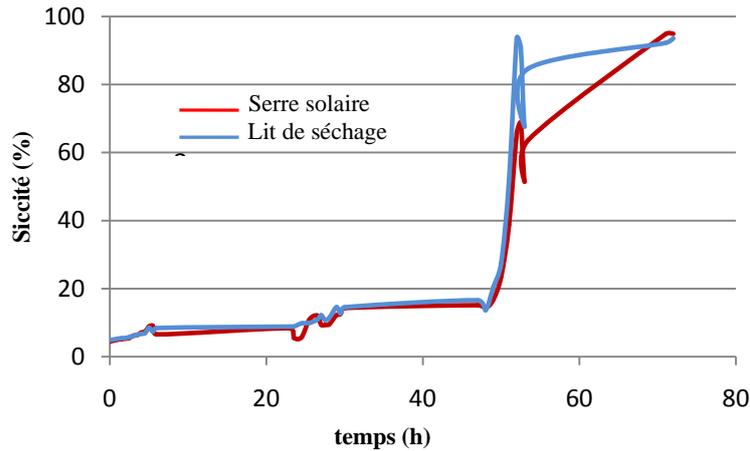


Figure VII.7 : Evolution de la siccité des boues épaissies au cours du séchage solaire.

Les résultats que nous avons obtenus sont plus intéressants que ceux rapportés dans la bibliographie [78] où le séchage de 5 litres de boues liquides dont la siccité n'est pas mentionnée, a été entrepris dans un distillateur solaire fermé où la vapeur de l'eau de déshydratation est condensée avant d'être récupérée comme distillat.

Dans cette étude, la déshydratation totale des boues est obtenue au bout de 5 jours. Cette durée est plus longue par rapport à la durée de déshydratation que nous avons obtenue au cours de notre étude.

Cette dernière est fixée à 4 jours pour le séchage des 30 litres de boues biologiques caractérisées par 99,5% d'humidité. Egalement, à 3 jours qui ont permis de sécher les 15 litres de boues épaissies, caractérisées par 94,5 % d'humidité.

Pendant, comparativement au aux lits de séchage à l'air libre, l'utilisation de la serre solaire n'a laissé apparaitre aucun avantage.

Ce serait là une conclusion hâtive si nous considérons que la période d'expérimentation s'est déroulée durant la période estivale. En effet, il est à rappeler que le séchage sous serre est particulièrement avantageux durant les saisons pluviales et les périodes nocturnes, humides. Au cours de ces périodes, l'apport, supplémentaire, de l'humidité de l'air et de l'eau pluviale augmente l'humidité des boues séchées dans des lits à ciels ouvert. Ce qui crée un cycle d'humidification/déshumidification et de lessivage des éléments chimiques particulièrement si l'épaisseur des lits n'est pas optimisée

L'utilisation de ce procédé de séchage permettrait également la préservation de l'environnement immédiat de la STEP de Tipasa, particulièrement, l'air ambiant et les des nappes phréatiques en évitant l'entreposage des boues dans le but d'augmenter leur siccité (figure VII. 8).

En effet, au niveau de la STEP de Tipasa, le conditionnement des boues atteint, en moyenne, une siccité comprise entre 20 et 24%. Or cette dernière est inférieure à celle imposée par le centre d'enfouissement de Sidi Rached vers lequel l'évacuation des boues est programmée ; à savoir une siccité supérieure ou égale à 35% (données 2012, recueillies au niveau de la STEP de Tipasa).



Figure VII.8 : Epannage des boues déshydratées dans la STEP de Tipasa (2012).

Au niveau de la STEP de Tipasa, le séchage solaire des boues permettrait de réaliser :

- L'amélioration de la siccité de 24 à 93%.
Ces données rejoignent celles rapportées dans la bibliographie établissant des moyennes de siccité entre 15 et 20% pour le séchage des boues par les presses à bandes qui atteignent entre 60 à 90% par le séchage solaire sous serre. Ce niveau de performance n'est égalé que par le séchage thermique [97].

Par ailleurs, selon le planning des opérations de traitement des boues au niveau des STEP, l'amélioration de la siccité, par le séchage solaire, est préconisée après l'épaississement et le pressage des boues [97,100]. Par contre, à travers notre étude, nous avons montré la faisabilité de :

- 1- la suppression de l'épaississement et de la presse des boues pour le séchage des boues prélevées directement du décanteur. Cette proposition permettrait :

- L'économie de l'énergie nécessaire pour atteindre une siccité passant de 0,5 à 93%,

L'estimation uniquement de l'énergie nécessaire pour l'épaississement et le pressage des boues, pouvant être préservée, a été estimée à 23 630 kWh/an. Celle-ci avait compté 2,1% de la consommation totale de la STEP (cf. tableau IV.2 : Consommation annuelle et coût de l'électricité de la chaîne d'épuration de la STEP de Tipasa (2009-2010)).

- L'économie du budget de fonctionnement,

Le budget consommé pour le conditionnement des boues, pouvant être économisé, a été évalué à 43 288 DA, soit 1,9% du budget de fonctionnement de la STEP (cf. tableau IV.2 : Consommation annuelle et coût de l'électricité de la chaîne d'épuration de la STEP de Tipasa (2009-2010)).

- La réduction des émissions des GES,

Eviter la consommation de l'énergie électrique pour le conditionnement des boues permettrait également de réduire l'émission de 4,38 t eq-CO₂/an (cf. tableau IV.3 : GES induits par la consommation de l'électricité de la STEP de Tipasa (2009-2010)).

2- la suppression uniquement de la presse des boues. Dans ce cas, le séchage solaire est effectué pour des boues prélevées de l'épaississeur. Cette seconde proposition permettrait :

- L'économie de l'énergie nécessaire pour atteindre une siccité de 4,5 à 93%,

Le pressage des boues permet l'augmentation de la siccité des boues passant de 4,5% à 24%. L'élimination de cette opération, en faveur du séchage solaire, permettrait d'économiser 22 009 kWh/an d'électricité, représentant 1,96% de la consommation totale de la STEP (cf. tableau IV.2 : Consommation annuelle et coût de l'électricité de la chaîne d'épuration de la STEP de Tipasa (2009-2010)).

- L'économie du budget de fonctionnement,

Le budget consommé pour le fonctionnement de la presse a été évalué à 39 529 DA, soit 1,74% du budget de fonctionnement de la STEP (cf. tableau IV.2 : Consommation annuelle et coût de l'électricité de la chaîne d'épuration de la STEP de Tipasa (2009-2010)).

- La réduction des émissions des GES,

Eviter la consommation de l'énergie électrique pour le conditionnement des boues permettrait également de réduire 4,08 t eq-CO₂/an (cf. tableau IV.3: GES induits par la consommation de l'électricité de la STEP de Tipasa (2009-2010)).

Entre ces deux propositions, la seconde serait la plus intéressante car le maintien de l'épaississement des boues est très peu énergivore mais, en contre partie, il a permis de réduire le temps de séjours des boues, au niveau de la serre solaire, d'une durée de 28 heures.

Par ailleurs, il est à noter que l'utilisation des serres solaires peut être optimisée à travers le stockage de l'énergie solaire thermique pour le chauffage des planchers, l'extraction de l'air saturée en humidité, la déshumidification de l'air injectée dans la serre, l'automatisation de la gestion et de contrôle...

CONCLUSION

CONCLUSION

En introduction, il a été établi que la réutilisation des eaux usées épurées, pour l'augmentation des apports hydriques, particulièrement au profit de l'agriculture, est une orientation nationale impérative. En contre partie, nous avons évoqué que le recours à cette stratégie devrait prendre en considération les interactions énergétique, financière et environnementale induits par l'augmentation de la consommation de l'électricité conventionnelle indispensable à l'épuration.

Pour contribuer à prendre en charge ces interactions, tout au long de la présente étude, des alternatives relatives à l'intégration d'énergies renouvelables et à l'utilisation de procédés d'épuration durables ont été proposées et discutées afin d'évaluer les apports pouvant être réalisés en faveur de la substitution de la consommation de l'électricité conventionnelle et la réduction de ses impacts.

La première partie de notre étude a établi un diagnostic énergétique, financier et environnemental de la consommation de l'électricité conventionnelle de la STEP de Tipasa, au cours de l'année 2009-2010. Cette dernière utilise le procédé d'épuration par boues activées.

Les résultats obtenus ont indiqué que le fonctionnement de la STEP, pour l'épuration d'un volume annuel de 2,08 millions m³ d'eau usée, a consommé 1,3 GWh d'électricité qui a coûté 2,6 millions de dinars et a induit l'émission de 185,61 t eq-CO₂.

Ce diagnostic a également permis d'établir que 90% de l'électricité a été consommée par le procédé d'épuration particulièrement, par l'aération du bassin biologique qui en a consommé 70%. Cette consommation se situe dans la limite supérieure de la marge qui varie entre 40% et 80% dans des STEP de plus de 10 000 EH qui utilisent le procédé d'épuration par boues activées [114].

Le reste de l'électricité a été consommé, à un taux de 5,77%, pour l'éclairage extérieur et, à 4,77%, par le bloc administratif et le laboratoire d'analyse.

L'intégration de l'énergie électrique renouvelable que nous avons étudiée s'est intéressée à l'utilisation des gisements énergétiques disponibles au niveau de la STEP de Tipasa à travers la conversion énergétique des boues résiduaires et l'installation d'un système d'éclairage solaire photovoltaïque autonome.

La génération, théorique, de l'électricité renouvelable à partir de la méthanisation des boues puis la cogénération du biogaz nous a permis d'estimer une substitution annuelle de 31,5% de l'électricité conventionnelle et de réduction des émissions des GES.

Sur le plan financier, par considération d'un prix journalier moyen de 324,5 cDA/kWh, l'économie financière a été évaluée à 1,27 million de DA soit, 49% du budget alloué à la consommation de l'électricité conventionnelle de la STEP.

Quant à la production expérimentale du biogaz à partir des boues de la STEP, même si elle est plus faible que celle théorique, elle aurait pu être à l'origine d'une génération non négligeable d'électricité renouvelable, évaluée à 106 427 kWh. Cette production représente une substitution annuelle de 8,5% de l'électricité conventionnelle et de réduction des émissions des GES.

Financièrement, les estimations, basées sur le prix journalier moyen de consommation de l'électricité, nous ont permis d'évaluer une économie annuelle de 345 354,80 DA représentant 13,3% du budget de la consommation électrique de la STEP. Cette économie aurait pu être augmentée à 30% ; cela, à travers le stockage du biogaz pour sa cogénération uniquement durant les heures de pointe où le prix de l'électricité est le plus élevé, fixé à 726,68 cDA/kWh.

La seconde alternative, pour la génération de l'électricité renouvelable, a considéré l'installation d'un système solaire photovoltaïque pour l'alimentation de l'éclairage extérieur de la STEP. Cette étude nous a permis de prévoir la substitution de l'électricité conventionnelle consommée, évaluée annuellement à 72,14 MWh, représentant 5,77% du bilan énergétique de la STEP. Egalement, d'éviter l'émission de 43,80 t eq-CO₂/an des émissions de la STEP.

Financièrement l'économie réalisée a été estimée à 154 157 DA représentant 6% budget du coût énergétique de la STEP.

Par ailleurs, malgré la possibilité d'une substitution de l'électricité conventionnelle et d'une réduction des émissions des GES pouvant atteindre 43% ainsi qu'une économie financière totale de 55%, l'étude de la rentabilité économique des deux alternatives étudiées a révélé l'impossibilité de rentabiliser les investissements à apporter pour le montage des installations nécessaires à cet effet.

Nous avons attribué ce résultat qui semble contradictoire d'un côté, à la cherté des équipements d'importations et de l'autre, au faible prix de vente de l'électricité conventionnelle qui est subventionné et considéré parmi les moins chers au monde.

Face à cette situation, une première solution est apportée en 2014 par la fabrication des panneaux solaires photovoltaïques, au niveau national, avec un prix très concurrentiels (annexe 1). Pour encourager d'avantage le recours aux énergies renouvelables, nous recommandons la subvention des prix de la petite génération de l'électricité renouvelable comme il est déjà institué pour les générations importantes qui dépassent les 30 MWh. Egalement, d'ouvrir le marché de la production de l'électricité renouvelable aux petits producteurs, ce qui permettrait d'installer des systèmes de production connectés au réseau de distribution de l'électricité conventionnelle concurrentiels financièrement à ceux fonctionnant avec stockage d'énergie.

Dans la seconde partie de notre étude, nous avons proposé l'utilisation, dans les futures constructions des STEP, de procédés d'épuration durables afin de réduire la consommation de l'électricité conventionnelle du secteur de l'assainissement. Mais aussi, pour élargir la panoplie des choix des procédés d'épuration pouvant être utilisés en Algérie, particulièrement dans les hauts plateaux et au sud où l'existence des grands espaces fortement ensoleillés est un atout majeur qui pourrait concurrencer l'utilisation des procédés intensifs.

Notre étude s'est d'abord intéressée à la distillation solaire utilisée pour l'épuration des eaux usées urbaines brutes et prétraitées.

De visu, les résultats obtenus ont été très significatifs ; durant toutes les expérimentations, l'eau épurée, ou distillat, récupérée s'est caractérisé par sa limpidité et son odeur neutre.

Quantitativement, des augmentations, variant entre 8,9 % et 22,18%, des volumes d'eau produits ont été enregistrées comparativement à la distillation de l'eau saumâtre utilisant le même type de distillateur solaire durant la même période d'expérimentation en 2007 [133]. A titre d'exemple, durant le mois de Juillet 2012, une production moyenne de 4 478,26 ml/m²/jour a été enregistrée contre 4 079,5 ml/m²/jour en 2007 [133].

Nous avons envisagé que les dépôts des eaux usées brutes, retenus dans le caisson du distillateur, auraient été à l'origine de ces résultats. Dans d'autres études, l'utilisation de différents types de dépôts avaient induits des augmentations atteignant jusqu'à 75% de la production de l'eau distillée [134].

Qualitativement, les résultats des abattements obtenus ont été également significatifs. Pour la turbidité, les taux d'abattements obtenus ont atteint 98%. Ces résultats ont avoisiné ceux de l'eau épurée par la STEP de Tipasa.

A titre d'exemple, au cours du mois de juillet 2012, les matières en suspension (MES) ont été réduites à 94,28% ; ce qui a permis d'obtenir une eau épurée très limpide dont la turbidité est passée de 114 NTU à 1,08 NTU. Ce résultat a été plus performant comparativement à celui caractérisant l'eau épurée par la STEP dont la turbidité a été estimée à 3,85 NTU.

La réduction de la conductivité électrique (CE) et des sels dissouts (TDS) a dépassé 80%. L'efficacité de l'épuration est comprise, respectivement, entre 60 et 70% comparativement à l'eau épurée par la STEP. Néanmoins, ces résultats, évalués à 98,17%, restent faibles comparativement à ceux obtenus dans une étude analogue [83].

S'agissant de l'abattement de la DBO₅, il a été estimé à 90% lors de l'épuration des eaux usées brutes et à 86,82% durant l'épuration des eaux usées prétraitées. Malgré ces taux élevés, l'épuration par distillation solaire n'a pas égalé celle effectuée par la STEP. Tout de même, l'inefficacité de l'épuration reste faible ; elle a été estimée, respectivement, à 8,28% et 4,18%.

En ce qui concerne les métaux lourds, l'abattement a oscillé entre 20 et 99,50%. Cependant, de fortes concentrations du chrome et du cadmium ont été enregistrées lors de l'utilisation du premier distillateur. Egalement, pour le cobalt qui a enregistré une augmentation durant l'utilisation du second distillateur, au cours de la bi-distillation.

Ces résultats, inattendus, ont été attribués à un apport externe en l'occurrence celui de la peinture noire utilisée pour la rénovation des caissons des deux distillateurs avant le lancement des expérimentations.

En plus de l'abattement physico-chimique, l'épuration par distillation solaire a, également, permis la désinfection des eaux usées, brutes et prétraitées, estimée entre 99% et 100% des agents microbiologiques étudiés : les coliformes totaux et fécaux, les staphylocoques, les streptocoques, les clostridies, les sulfito-réductrices.

Au cours de l'épuration des eaux usées brutes, l'efficacité du traitement a varié de 17,93%, pour l'abattement des moisissures, jusqu'à 99,5% pour la désinfection des coliformes fécaux, des staphylocoques et des clostridies.

Les résultats obtenus ont enregistré une meilleure performance comparativement à ceux rapportés dans la bibliographie [83], estimés à 86,75% d'abattement des coliformes.

Il est à conclure que la reproductibilité du niveau de la qualité des eaux usées qui ont été épurées par distillation solaire confirme la fiabilité de ce procédé en dépit des différentes charges des pollutions traitées et des différentes doses du rayonnement solaire cumulées.

Le second traitement étudié a utilisé les techniques de la photolyse, selon la technique SODIS, et de la photocatalyse pour la désinfection solaire des eaux usées épurées, irradiées pendant 6 heures.

L'utilisation de photoréacteurs de 2 litres et de 1,5 g/l de dioxyde de titane en suspension, pour l'étude comparée des deux techniques, a permis d'enregistrer le même niveau de performance pour la désactivation de 100% des coliformes totaux et fécaux, également de 99% des streptocoques.

Par contre, la photocatalyse solaire s'est avérée plus performante, avec des taux d'abattement de 100%, comparativement à la technique SODIS. Cette dernière a permis

d'enregistrer des taux d'abattement de 85,91% pour les sulfito-réductrices, de 86,11% pour les staphylocoques et de 88% pour les levures et les moisissures.

La reproductibilité du processus de désinfection par photolyse solaire a été, également, constatée lors de l'utilisation d'un photoréacteur tubulaire de 30 litres et d'un autre, parallélépipède, de 50 litres.

En mode stationnaire, le photoréacteur tubulaire n'a pas été très performant même si les coliformes ont été désinfectés à 91,3%. Cela comparativement au mode dynamique durant lequel, un taux de désinfection de 100% a été enregistré pour les coliformes totaux et fécaux, les streptocoques, les staphylocoques et les sulfito-réductrices. Cette performance a été attribuée à l'oxygénation de l'eau à désinfectée mais aussi à l'augmentation de la dose du rayonnement solaire cumulée.

L'efficacité du traitement a été également maintenue après l'augmentation du volume de l'eau usée épurée à 50 l qui ont été exposés au rayonnement solaire dans un photoréacteur parallélépipède en mode stationnaire.

Des taux d'abattement de 100% ont été enregistrés pour tous les agents infectieux étudiés à l'exception des sulfito-réductrices. Ces résultats sont proches de ceux rapportés dans la bibliographie [140] au cours de l'utilisation d'un photoréacteur cylindrique de 20 litres muni d'un concentrateur solaire.

Malgré les résultats, significatifs, qui ont été obtenus, nous estimons que le recours à la distillation solaire, permettant simultanément une épuration physico-chimique et microbiologique, serait plus approprié qu'une simple désinfection solaire.

Par ailleurs, pour l'amélioration de la désinfection solaire des eaux usées épurées, nous recommandons le couplage du rayonnement solaire avec le rayonnement UV d'origine artificielle pour son utilisation durant la nuit et les journées nuageuses ; ce qui permettrait d'optimiser les taux d'abattements et d'augmenter les volumes d'eau traités.

Le dernier traitement solaire a expérimenté le séchage solaire des boues résiduelles entrepris à travers une étude comparative utilisant un lit de séchage à l'air libre et une serre solaire.

Les résultats obtenus ont permis d'obtenir une siccité de 93% pour des boues dont l'humidité a varié entre 95,5 et 99,5%, cela durant un temps d'exposition solaire variant respectivement de 3 à 4 jours.

A ce niveau aussi, les résultats obtenus ont été performants comparativement au conditionnement utilisé au niveau de la STEP. Ce dernier consomme 23,6 MWh pour atteindre une siccité de boues qui ne dépasse pas les 24%.

Pour l'amélioration des performances de ce traitement nous recommandons l'utilisation de la circulation forcée de l'air à travers des extracteurs et également le stockage de l'énergie thermique, produite par rayonnement solaire, pour sa réutilisation nocturne.

L'ensemble des résultats que nous avons obtenus, au niveau des deux parties de l'étude, convergent vers la confirmation de l'existence de réelles opportunités pour l'intégration des énergies renouvelables dans le secteur de l'assainissement en faveur de la durabilité de sa gestion, de la préservation de l'énergie fossile et de la protection de l'environnement.

REFERENCES

BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] Managing water under uncertainty and risk. Facts and figures from the United Nations world water development report 4 (WWDR4). United Nations World Water Assessment Programme, UNESCO-WWAP, 2012.
- [2] Décret exécutif N° 03-239 du 29 juin 2003 fixant les conditions et modalités d'exploitation des ressources en eaux non-conventionnelles par la société par actions «Kahraba Wa Ma » dans la commune d'Arzew. Journal Officiel de la République Algérienne N° 40 correspondant au 02 Juillet 2003.
- [3] Article 81, portant sur la concession de réalisation et d'exploitation d'installations de dessalement d'eau de mer ou de déminéralisation d'eaux saumâtres et Article 82, portant sur la concession d'utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation. Loi de l'eau N° 05-12 correspondant du 4 août 2005. Journal Officiel de la République Algérienne N° 60 correspondant au 4 Septembre 2005.
- [4] D. Bixio, C. Thoeye, J. De Koning, D. Joksimovic, D. Savic, T. Wintgens, T. Melin – Wastewater reuse in Europe. *Desalination* 187 (2006) 89-101.
- [5] Water Reuse: An International Survey of current practice, issues and needs. Ed. Blanca Jimenez and Takashi Asano. IWA Publishing, London 2008.
- [6] K. Whiteoak, P. Jones, P. Pickering – Progress against the national target of 30% of Australia's wastewater being recycled by 2015. Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities, Australia 2012.
- [7] R. Choukr-Allah – Wastewater Treatment and Reuse IN Water: Sustainable management of a scarce resource. Ed. M. El-ASHERY, N. SAAB and B. Zaitoon, pp107-124, Arab Forum for Environment and Development (AFED) 2010.
- [8] H. Hammouche – Algeria report country, Experts consultation on wastewater management in the Arab world. The Arab water council, Dubai may 2011.
- [9] Programme de développement quinquennal 2010/2014. www.mae.dz/photos/gov/programme.htm
- [10] Bilan annuel d'exploitation, document interne. Office National de l'Assainissement (ONA), Ministère des Ressources en Eaux, 2010.
- [11] Bilan annuel d'exploitation, document interne. Office National de l'Assainissement (ONA), Ministère des Ressources en Eaux, 2013.
- [12] Abdel Raouf, A.A. Al-Homaidan, I.B.M. Ibraheem – Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences* 19(2012), 257-275.
- [13] Directive européenne du 21 mai 1991 " eaux résiduaires urbaines ". Directive du conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (91/271/CEE).
- [14] Recherche et quantification des paramètres caractéristiques de l'équivalent-habitant : étude bibliographique. AIF, département environnement. Direction des agences de l'eau et du ministère de l'environnement, 1993.
- [15] Coliformes totaux. Groupe scientifique sur l'eau. Institut National de Santé Publique du Québec, Mai 2003.
- [16] Coliformes fécaux. Groupe scientifique sur l'eau. Institut National de Santé Publique du Québec, Mai 2003.
- [17] Entérocoques et streptocoques fécaux. Groupe scientifique sur l'eau. Institut National de Santé Publique du Québec, Mai 2002.
- [18] G. Jin G, HW. Jeng, H. Bradford, AJ. Englande – Comparison of E. coli, enterococci and fecal coliform as indicators for brackish water quality assessment. *Journal of Water Environment Research* 76 (2004) 245–55.
- [19] C. Gantzer – Bactériophages et qualité de l'eau, Comment estimer un danger viral lié à l'eau ? CEMI 15 – Institut Pasteur, 17 et 18 mai 2010.

- [20] B-K. Armstrong – Stratospheric ozone and health. *International Journal of Epidemiology* 1994, 23(5), 873-85.
- [21] Brian L. Diffey – Sources and measurement of ultraviolet radiation. *Methods* 2002, 28(1), 4-13.
- [22] I. Chaillol – Mesure de l'exposition au rayonnement ultraviolet solaire pour les études épidémiologiques. Thèse de Doctorat, Université de Lyon, 2011.
- [23] P.E. Crouzet – Etude des propriétés d'un détecteur infrarouge H2RG pour l'optimisation d'un spectrographe embarqué sur le satellite SNAP/JDEM. Thèse de Doctorat, Université de la Méditerranée- Aix-Marseille II, 2009.
- [24] C. Guillard, B. Kartheuser, S. Lacombe – La photocatalyse : dépollution de l'eau ou de l'air et matériaux autonettoyants. *Technique de l'ingénieur*, J 1270, 2011.
- [25] Toumi Abdelhamid, Chocat Bernard – L'assainissement en Algérie : problématique. *La houille blanche* 06 (2004) 130 - 135.
- [26] Décret exécutif N°01-101 du 27 Moharem 1422 correspondant au 21 Avril 2001 portant création de l'Algérienne Des Eaux. *Journal officiel de la République Algérienne* N° 24.
- [27] Décret exécutif N°01-102 du 27 Moharem 1422 correspondant au 21 Avril 2001 portant création de l'Office National de l'Assainissement. *Journal officiel de la République Algérienne* N° 24.
- [28] Office National des Statistiques. www.ons.dz.
- [29] Water statistics, Wastewater treatment. Eurostat, European commission. http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Water_statistics.
- [30] Wastewater Reuse in Arab Countries, Comparative Compilation of Information and Reference List. Arab Countries Water Utility Association (ACWUA), March 2010. http://www.ais.unwater.org/ais/pluginfile.php/356/mod_page/content/119/Jordan_Summary-Report-CountryCasestudies_final.pdf.
- [31] J-M. Berland – Traitement des eaux résiduaires des agglomérations - Filières extensives. *Techniques de l'ingénieur*, référence C5223, 2014.
- [32] J.L. Brouillet, B. Picot, J.P. Sambuco, L. Gaillard, G. Soteras, I. Valarié – Ecotechniques d'assainissement des eaux usées domestiques : évolution et perspectives. XIIIe Congrès Mondial de l'Eau. Montpellier, du 1^{er} au 4 Septembre 2008.
- [33] Procédés extensifs d'épuration des eaux usées. Adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 EH). Office des publications officielles des communautés européennes, 2001.
- [34] Rapport du sommet mondial pour le développement durable. A/CONF.199/20, Nations Unies, New York, Johannesburg (Afrique du Sud), du 26 au 4 août Septembre 2002.
- [35] Une station d'épuration d'eau par lagunage mise en service à Ghardaia. Portail Algérien des énergies renouvelables <http://portail.cder.dz/spip.php?article3531>
- [36] A. Chouikh – Step de N'goussa, une station à 100% verte. Salon des énergies renouvelables, des énergies propres et du développement durables, ERA 2013. Centre des conférences, Oran, du 28 au 30 octobre 2013.
- [37] S. Castillo De Campins – Etude d'un procédé compact de traitement biologique aérobie d'effluents laitiers. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, 2005.
- [38] K.R. Effebi – Lagunage anaérobie : modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie. Thèse de Doctorat, Université de Liège, 2009.

- [39] A. Petijean – Modélisation des transferts réactifs diphasiques dans les filtres verticaux pour le traitement des eaux résiduaires urbaines. Thèse de Doctorat, Université de Strasbourg, 2011.
- [40] S. Prigent – Optimisation du traitement de l’azote et du phosphore des eaux usées domestiques adaptés aux filtres plantés de roseaux. Thèse de Doctorat, Ecole des Mines de Nantes, 2012.
- [41] P. Molle – Les filtres plantés de roseaux : évolution de la recherche et tendances actuelles. *Sciences eaux et territoires* 9 (2012), 24 -30.
- [42] A. Gaïd – Traitement des eaux usées urbaines. *Techniques de l’ingénieur*, référence C 5-220, 1993.
- [43] Dégremont Mémento technique de l’eau, Tome 1 et 2. Ed. Dégremont 1989 IN S. Renou – Analyse du cycle de vie appliqué aux systèmes de traitement des eaux usées. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique, Lorraine, 2006.
- [44] J.C. Boeglin – Inventaire des traitements d’eaux résiduaires, *Techniques de l’ingénieur*, référence J 3940, 2007.
- [45] S. Igoud, F. Souahi, C.E. Chitoura, A. Adjrada, M. Habchi, A. Chouikh – Diagnostic of the electricity consumption its cost and greenhouse gas emission in the Algerian wastewater treatment sector. *Desalination and Water Treatment* (2014) 1-10.
- [46] Record N°07-0226/1A – Techniques de production d’électricité à partir de biogaz et de gaz de synthèse, 2009.
- [47] B. Lagrange – Biométhane. 2. Principes-Techniques-Utilisations. Ed. Edisud, 1979.
- [48] B. Lagrange – Biométhane. 1. Une alternative crédible. Ed. Edisud, 1979.
- [49] Xiaolei Zhang, Song Yan, Rajeshwar D. Tyagi, Rao Y. Surampalli – Energy balance and greenhouse gas emissions of biodiesel production from oil derived from wastewater and wastewater sludge. *Renewable Energy* 55 (2013) 392-403.
- [50] H. I. Onovwiona and V.I. Ugursal – Residential cogeneration systems: review of the current technology. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* Vol. 10 (2006) 389–431.
- [51] H. Zemmouri – De l’eau usée vers le biogaz. *Bulletin des énergies renouvelables*, CDER 20 (2011), pp 4-5.
- [52] A. Labouret, M. Villosz – Installations photovoltaïques, Conception et dimensionnement d’installations raccordées au réseau. Ed. Dunod 5^{ème} édition, 2012.
- [53] Une station d’épuration équipée de panneaux photovoltaïques. <http://www.ca-change-tout.fr/secteurs/secteur-nord-ouest/>.
- [54] L’eau source d’énergie – Lyonnaise des Eaux. Conférence énergie, Mairie de Cadaujac - 3 avril 2013.
- [55] 26 mars 2013 – Inauguration de l’installation photovoltaïques chez Aquiris. <http://www.aquiris.be/article.php?id=644>
- [56] 3-04-2013-20:09 : Tunisie-Energie solaire : La France se met en orbite ! <http://www.africanmanager.com/149310.html>
- [57] M. Coffey – Renewable energy: Filtration and the green energy revolution. *Filtration & Separation*, Volume 45, Issue 5, June 2008, pp 24-27.
- [58] M. Rapin, J.-M.Noël – Énergie éolienne - Principes. Études de cas. Ed. Dunod 2010.
- [59] Station d’épuration de Samra (Jordanie) – Fiche technique, les éditions stratégiques - 08/2008, réf. r-er-020-en-0808.
- [60] C. Lebris et O. Coutard – Energies renouvelables des réseaux d’assainissement. *Métropolis Flux* - N° 74, 2008

- [61] J. Frijns, J. Hoffman, & M. Nederlof – The potential of (waste) water as energy carrier. *Energy Conversion and Management* 65 (2013) 357-363.
- [62] S. Cipolla, M. Maglionico – Heat recovery from urban wastewater: Analysis of the variability of flow rate and temperature. *Energy and Buildings* 69 (2014) 122-130.
- [63] J.A. Elías-Maxil, J.P. Van der Hoek, J. Hofman, L. Rietveld – Energy in the urban water cycle: Actions to reduce the total expenditure of fossil fuels with emphasis on heat reclamation from urban water. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 30 (2014) 808–820.
- [64] G. Lepage – Caractérisation et optimisation d'une pile à combustible microbienne. Thèse de Doctorat, Université de Grenoble, 2012.
- [65] C. Dumas – Catalyse électro-microbienne dans les piles à combustible. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, 2007.
- [66] K. Rabaey, W. Verstraete – Microbiol Fuel Cells: Novel biotechnology for energy generation. *Trends in Biotechnology* 23 (2005) 291-298.
- [67] I. Ieropoulos¹, J. Greenman, C. Melhuish¹ and I. Horsfield – EcoBot-III: a robot with guts. Proc. of the Alife XII Conference, Odense, Denmark, 2010.
- [68] L. Bouabdalaoui – Etude de matériaux d'anodes à base de graphite modifié par des composés fer-soufre: applications aux piles à combustible microbiennes. Thèse de Doctorat, Université d'Evry Val d'Essonne, France, 2013.
- [69] J.C. Cicile – Distillation, Absorption - Étude pratique. *Technique de l'ingénieur* J2610, 2001.
- [70] Evapoconcentration des effluents industriels. Centre technologique en Environnement et Maîtrise des Risques (APESA), Formation, juin 2007.
- [71] B. Gallicher, O. Savel – Évaporation dans le traitement des effluents liquides. *Technique de l'ingénieur*, référence W2 750, 2013.
- [72] Thermal treatment of industrial waste water. *Process engineering/GEA Wiegand GmbH*.
- [73] E. Delyannis – Historic background of desalination and renewable energies. *Solar Energy* 75 (2003) 357–366.
- [74] S.A. Kalogirou – Seawater desalination using renewable energy sources. *Progress in Energy and Combustion Science* 31 (2005) 242–281.
- [75] V. Manikandan,, K. Shanmugasundaram, S. Shanmugan, B. Janarthanan, J. Chandrasekara – Wick type solar stills: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 20 (2013) 322–335.
- [76] A. Kaushal, Varun – Solar stills: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14 (2010) 446–453.
- [77] V. Velmurugan, C.K. Deenadayalan, H. Vinod, K. Srithar – Desalination of effluent using fin type solar still. *Energy* 33 (2008) 1719–1727.
- [78] D. Haralambopoulos, G. Biskos, C. Halvadakis, T-D. Lekkas – Dewatering of a wastewater sludge through a solar still, *Renewable energy* 26 (2002) 247-256.
- [79] D. Potoglou, A. Kouzeli-Katsiri, D. Haralambopoulos – Solar distillation of olive mill wastewater. *Renewable energy* 29 (2003) 569-579.
- [80] A. Hanson, W. Zachritz, K; Stevens, L. Membela, R. Polka, L. Cisneros – Distillate water quality of a single-bassin solar still : Laboratory and field studies. *Solar energy* 76 (5) 2004, 635-645.
- [81] V. Velmurugan, K. Srithar – Industrial effluent treatment: Theoretical and experimental analysis. *Renewable Sustainable Energy* 3, 013107 (2011).
- [82] S. Igoud, N. Kasbadji-Merzouk, F. Souahi, C. Chitour, O. Benhabiles, S. Djelti, S. Mahidine – Distifiltre : un procédé d'épuration des eaux de rejet par distillation

- solaire. Brevet N° 120806, Institut National Algérien de la Propriété Industrielle (INAPI), Novembre 2012.
- [83] R-Z Asadi, F. Suja, M-H Ruslan, N. AbdJalil – The application of solar still in a domestic and industrial wastewater treatment. *Solar Energy* 93 (2013) 63-71.
- [84] A. Acra, Y. Karahagopian, Z. Raffoul, R. Dajani – Disinfection of oral rehydration solutions by sunlight. *The Lancet* 316 (8206) (1980) 1257–1258.
- [85] L'eau : des solutions immédiate à des problèmes persistants. Journée mondiale de l'eau 22 mars, Communiqué de presse. Organisation Mondiale de la Santé, OMS/12, 2001. www.who.int/inf-pr-001/en/pr2001-12.html.
- [86] Désinfection solaire de l'eau. Guide pour l'application de SODIS. Rapport SANDEC N° 12/05. Département eau et assainissement dans les pays en développement (SANDEC), Institut fédéral Suisse pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG), 2005.
- [87] K.G McGuigan, R.M. Conroy, H.J. Mosler, M. du Preez, E. Ubomba-Jaswa, P. Fernandez-Ibanez – Solar water disinfection (SODIS): A review from bench-top to roof-top, *Journal of Hazardous Materials* 235–236 (2012) 29–46.
- [88] T. Matsunaga, R. Tamoda, T. Nakajima, H. Wake – Photoelectrochemical sterilization of microbial cells by semiconductor powders. *Federation of European Microbiological Societies, FEMS Microbiology Letter*, 29, 211–214 (1985).
- [89] S. Malato, J. Blanco, D-C. Alarconn, M-I. Maldonado, P.Fernandez-Ibanez, W. Gernjak – Photocatalytic decontamination and disinfection of water with solar collectors. *Catalysis Today* 122 (2007) 137–149
- [90] W.A.M. Hijnen, E.F. Beerendonk, G.J. Medema – Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo) cysts in water: A review. *Water Research* 40 (1) (2006) 3–22.
- [91] A.R. Mehrabadi, N. Kardani, M. Fazeli, L. Hamidian, A. Mousavi, N. Salmani – Investigation of water disinfection efficiency using titanium dioxide (TiO₂) in permeable to sunlight tubes. *Desalination and Water Treatment* 28 (2011) 17–22.
- [92] L. Muszkat, L. Bir, L. Feigelson – Solar photocatalytic mineralization of pesticides in polluted water, *J. Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*. 87 (1995) 85–88.
- [93] G.R. Boyd, H. Reemtsma, D.A. Grimm, S. Mitra – Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in surface and treated waster of Louisiana, USA and Ontario, Canada, *Science. Total Environment* 311 (2003) 135–149.
- [94] M. Papadaki, R. Emery, M. Abu-Hassan, A. Diaz-Bustos, I. Metcalfe, D. Mantzavinos — Photocatalytic oxidation processes for the removal of contaminants containing aromatic rings from aqueous effluents, *Separation and Purification Technology* 34 (2004) 35–42.
- [95] H. Gomez-Couso, M. Fontan-Sainz, C. Navntoft, P. Fernáandez-Ibannez, E. Ares-Mazas – Comparison of different solar reactors for household disinfection of drinking water in developing countries: Evaluation of their efficacy in relation to the waterborne enteropathogen *Cryptosporidium parvum*. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 106 (2012) 645–652.
- [96] M. Chabreuil – Quand le soleil épure les eaux usées. *Technique de l'ingénieur, actualité-environnement*, article 6749, Février 2010.
- [97] C. Brison, J-C Perret, J-P Canler – Le séchage solaire des boues : État actuel de l'art et retours d'expérience. Document technique N°36 Fonds National pour le Développement des Adductions d'Eau (FNDAE), 2010.
- [98] Unité de séchage de boue – SoliaTM. www.directindustry.fr/prod/veolia-water-sti/unites-de-sechage-des-boues-25260-461408.html

- [99] J. Vincent – Les lits de séchage de boue plantés de roseaux pour le traitement des boues activées et les matières de vidange : adapter la stratégie de gestion pour optimiser les performances. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier 2, 2011.
- [100] R. SLIM – Etude et conception d'un procédé de séchage combiné de boues de stations d'épuration par énergie solaire et pompe à chaleur. Thèse de Doctorat, Ecole des Mines de Paris, 2007.
- [101] <http://www.ifbenvironnement.fr/lits-de>
- [102] <http://www.oceo.fr/db/oceo.nsf/lit-macrophyte?readform>
- [103] A. Amadou – Modélisation du séchage solaire sous serre des boues de stations d'épuration urbaines. Thèse de Doctorat, Ecole Doctorale MSII, Strasbourg, 2007.
- [104] D. G. S. T. Baya – Etude de l'autofloculation dans un chenal algal à haut rendement. Thèse de Doctorat, Académie Universitaire Wallonie-Europe, Université de Liège, 2012.
- [105] N. Abdel-Raouf, A.A. Al-Homaidan, I.B.M. Ibraheem – Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences* (2012) 19, 257–275.
- [106] G. Louyot – Photo-bioréacteurs, de l'innovation technique et énergétique à l'intégration architecturale. Master, Ecole d'architecture de la ville et des territoires, France, 2013.
- [107] Hong-Yu Ren, Bing-Feng Liu, Fanying Kong, Lei Zhao, Defeng Xing, Nan-Qi Ren – Enhanced energy conversion efficiency from high strength synthetic organic wastewater by sequential dark fermentative hydrogen. *Bioresource Technology* 157 (2014) 355–359
- [108] X.L. Zhang, S. Yana, R.D. Tyagi, R.Y. Surampalli – Biodiesel production from heterotrophic microalgae through transesterification and nanotechnology application in the production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 26 (2013) 216–223.
- [107] Loi N° 02-01 du 22 Dhou El Kaada 1422 correspondant au 5 février 2002 relative à l'électricité et à la distribution du gaz par canalisation. *Journal Officiel de la République Algérienne* N°30.
- [108] Décision D/06-05/CD du 30 Mai 2005 portant fixation des tarifs de l'électricité et du gaz. Commission de Régulation de l'Electricité et du Gaz GREG.
- [109] Rapport d'activité, Commission de Régulation de l'Electricité et du Gaz (GREG) 009, 2010.
- [110] A. Kumar, T. Schei, A. Ahenkorah, R. Caceres, J.-M. Devernay, M. Freitas, D. Hall, Å. Killingtveit, Z. Liu – Chapter 5 - Hydropower IN IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation, O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, C. von Stechow (eds), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2011, pp 437-496.
- [111] H.S. Eggleston, Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K – Lignes directives 2006 pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre, volume 2, Energie, chapitre 2, Combustion stationnaire. Groupe International des Experts sur le Climat (GIEC) 2006. Ed. Institut des Stratégies Globales sur l'Environnement ISGE, Japon, 2006, pp 2.1-2.47.
- [112] L'introduction du cycle combiné dans le parc de production d'électricité. Equilibres, La lettre de la Commission de la Régulation de l'Electricité et du Gaz (CREG) N°12, Mars 2011.
- [113] Environment Canada. « Canada's Greenhouse Gas Inventory 19-2004, Understanding the Trends ». Greenhouse Gas Division. Environment Canada, 2008.

- [114] Suivi des systèmes d'assainissement collectifs en Seine-et-Marne. Observatoire de l'eau, Conseil général de Seine-et-Marne, Direction de l'eau et de l'environnement, 2011.
- [115] International Energy Agency, CO₂ emission from fuel combustion highlights, IEA, 2011.
- [116] B. Lafarge – Procédés de fermentation méthanique. Ed. Masson, 1995.
- [117] APESA – Etude : Méthanisation et production de biogaz, Etat de l'art. Centre technologique en environnement et maîtrise des risques (APESA) version 1, 2007.
- [118] Product catalogue, Capstone Turbine Corporation. Documentation technique microturbine à biogaz, 2010.
- [119] M. Hankins – Installations solaires photovoltaïques autonomes. Ed. Dunod, Paris, 2012.
- [120] M. Chikh, A. Mahrane, F. Bouachri – PVSST 1.0 sizing and simulation tool for PV systems. Energy Procedia 6 (2011) 75–84.
- [121] W. Short, D.J. Packeyand T. Holt – A Manual for the Economic Evaluation of Energy Efficiency and Renewable Energy Technologies. National Renewable Energy Laboratory, NREL/TP-462-5173, 1995.
- [122] Expertise de la rentabilité des projets de méthanisation rurale. L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), 2010.
- [123] K. Vatopoulos, D. Andrews, J. Carlsson, I. Papaioannou, G. Zubi – Study on the state of play of energy efficiency of heat and electricity production technologies, JRC scientific and policy reports. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2012.
- [124] S. Igoud, I. Tou, S. Kehal, N. Mansouri et A. Touzi – Première approche de la caractérisation du biogaz produit à partir des déjections bovines. Revue des Energies Renouvelables Vol. 5 (2002)123-128.
- [125] German Aerospace Center (DLR), Institute of Technical Thermodynamics Section Systems Analysis and Technology Assessment, Concentrating Solar Power for the Mediterranean Region. Final report, 2005.
- [126] Programme des énergies renouvelables et de l'efficacité énergétique – SATINFO, Ministère de l'énergie et des mines, Mars 2011.
- [127] A. komla – Dessalement de l'eau de mer au moyen de l'énergie solaire. Thèse d'Ingénieur, Ecole Polytechnique de Thiès, Sénégal,
- [128] C. Gomella – Principes de construction de distillateurs de grandes dimensions. Solution adoptées pour les distillateurs solaires de grandes dimensions de type serre. Desalination 4 (1968) 61-65.
- [129] L. Cherrared et A. Hamid – Influence de la Nature du Vitrage sur la Production Journalière d'un Distillateur Solaire. Revue des Energies Renouvelables : N° spécial Physique Energétique, SIPE'4, Béchar (1998) 69 – 719.
- [130] L. Cherrared – Amélioration du Rendement d'un Distillateur Solaire à Effet de Serre. Revue des Energies Renouvelables : N° spécial Valorisation : tome 1, 121-124, Tlemcen 1999.
- [131] F. Daniels – Direct use of the sun's energy. 6th Ed. New Haven/London: Yale University Press, 1974 IN SA. Kalogirou – Seawater desalination using renewable energy sources. Progress in Energy and Combustion Science 31 (2005) 242–281.
- [132] Arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 janvier 2012 fixant les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation. Journal Officiel de la République Algérienne N° 41 correspondant au 15 juillet 2012.

- [133] B. Abbad, H. Aburideh, Z. Tigrine, A. Deliou, Z. Belgroun, N. Bessas et A. Lounis – Le distillateur solaire à effet de serre. Rapport interne, Unité de Développement des Equipements Solaires (UDES), 2007.
- [134] V. Velmurugan, C.K. Deenadayalan, H. Vinod, K. Srithar – Desalination of effluent using fin type solar still. *Energy* 33 (2008) 1719–1727
- [135] S. Harisha – An Introduction to practical Biotechnology. Edit. Ajit , (2006).: <http://books.google.dz/books?hl=fr&id=YqFMQn5UtGQC&q=30+300+colonies#v=snippet&q=30%20300%20colonies&f=false>
- [136] L. Rizzo – Inactivation and injury of total coliform bacteria after primary disinfection of drinking water by TiO₂ photocatalysis. *Journal of Hazardous Materials* 165 (2009) 48–51.
- [137] D. Tassalit – Dégradation photocatalytique de polluants organiques dans une suspension aqueuse. Thèse de Doctorat, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene (USTHB), 2013.
- [138] S. Igoud, N. Kasbadji-Merzouk, N. Chekir, L. Amrouche, A. Chouikh, H. Boukandekdji, H. Bendjebbas, W. Taane – Photoréacteur de désinfection de l'eau par irradiation solaire. Brevet N° 120283, Institut National Algérien de la Propriété Industrielle (INAPI), Mai 2012.
- [139] N. Chekir, N. Kasbadji-Merzouk, O. Benhabiles, S. Igoud, D. Tassalit, L. Amrouche, H. Boukandekdji – Photoréacteur tubulaire pour la dépollution et la désinfection solaire des eaux. Brevet N° 120486, Institut National Algérien de la Propriété Industrielle (INAPI), Juillet 2012.
- [140] F. Bichai, M.I. Polo-Lopez, F.I. Pilar – Solar disinfection of wastewater to reduce contamination of lettuce crops by *Escherichia coli* in reclaimed water irrigation, *Water Research* 46 (2012) 6040–6050.
- [141] S. Igoud, F. Souahi, C-E Chitour, L. Amrouche, A. Moussaoui, H. Boumrar, N. Chekir, A. Chouikh – Efficiency evaluation of solar photolysis and solar photocatalysis processes used for the wastewater disinfection. *Desalination and Water Treatment* (2013) 1–10.
- [142] World Health Organisation (WHO), Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater IN Wastewater Use in Agriculture, vol. 2. World Health Organization (WHO), Geneva, 2006.
- [143] M. Bekbölet – Photocatalytic bactericidal activity of TiO₂ in aqueous suspensions of *E. coli*, *Water Science Technology* 35(11–12) (1997) 95–100.

ANNEXE

ANNEXE 1

Prix du panneau photovoltaïque en Algérie.

Code	Désignation	P.U. HT (DA)	P.U. TTC (DA)
	Panneau Solaire Monocristallin		
CEM90M-36	Panneau Solaire 90 W Mono	8.550,00	10.003,50
CEM100M-36	Panneau Solaire 100 W Mono	9.500,00	11.115,00
CEM200M-72	Panneau Solaire 200 W Mono	19.000,00	22.230,00
	Panneau Solaire Polly cristallin		
CEM70P-18	Panneau Solaire 70 W	7.000,00	8.190,00
CEM145P-36	Panneau Solaire 145 W	13.050,00	15.268,50
CEM235P-60	Panneau Solaire 235 W	21.150,00	24.745,50
CEM240P-60	Panneau Solaire 240 W	21.600,00	25.272,00
CEM280P-72	Panneau Solaire 280 W	25.200,00	29.484,00
CEM285P-72	Panneau Solaire 285 W	25.650,00	30.010,50

Source : Portail Algérien des énergies renouvelables
<http://portail.cder.dz/spip.php?article3925>