

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique**

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

BADJI MOKHTAR-ANNABA UNIVERSITY  
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR-ANNABA



جامعة باجي مختار - عنابة

**Faculté des Sciences de l'Ingéniorat**

**Département d'Hydraulique**

**Année : 2018/2019**

## **THESE**

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de **Doctorat en Sciences**

# **Modélisation et optimisation du traitement biologique dans la conception des stations d'épuration à boue activée**

**Option Hydraulique**

Par

**CHABI Moncef**

**Devant le jury**

<b>Président :</b>	<b>AMARCHI Hocine</b>	<b>Pr.</b>	<b>Université Badji Mokhtar Annaba</b>
<b>Encadreur :</b>	<b>HAMMAR Yahia</b>	<b>Pr.</b>	<b>Université Badji Mokhtar Annaba</b>
<b>Examineur :</b>	<b>DELIMI Rachid</b>	<b>Pr.</b>	<b>Université Badji Mokhtar Annaba</b>
<b>Examineur :</b>	<b>BOUTOUTAOU Djamel</b>	<b>Pr.</b>	<b>Université Kasdi Merbah-Ouargla</b>
<b>Examineur :</b>	<b>HEDDAM Salim</b>	<b>MCA.</b>	<b>Université 20 Aout 1955 Skikda.</b>
<b>Examineur :</b>	<b>ZEGHADNIA Lotfi</b>	<b>MCA.</b>	<b>Université M<sup>ed</sup> Cherif M Souk Ahras.</b>

# Remerciement

Je tiens tout d'abord à exprimer mes plus chaleureux remerciements au Professeur Hammar Yahya qui m'a proposé ce sujet de thèse et m'a accompagné tout au long de sa réalisation avec beaucoup d'intérêt et de disponibilité. Je voudrais également remercier Monsieur Rebai Hamza de m'avoir accueilli dans les stations d'épuration, et pour toutes les discussions constructives dans le domaine. Je remercie les chefs de laboratoire des deux stations de m'avoir fourni plusieurs résultats expérimentaux qui ont été indispensables pour mon travail. Je remercie Professeur Amarchi Hocine, président de jury, Pr Delimi Rachid, Pr Boutoutaou Djamel, Dr Heddami Salim et Dr Zeghadnia Lotfi d'avoir accepté la lourde tâche d'être les rapporteurs.

Je voudrais également remercier ma famille, qui m'a toujours apporté son soutien. Je tiens également à exprimer toute mon amitié au Dr Laouacheria Fares, Mr Saadane Naceur, Mr Kechida Said et tous les enseignants du département d'Hydraulique.

## ملخص

في هذا البحث تمت عملية تقييم وتشخيص أداء محطات معالجة مياه الصرف الصحي لمنطقة سوق أهراس (شمال شرق الجزائر)، وذلك من أجل تلبية متطلبات قطاع تسيير المياه، و للإجابة عن عدة أسئلة يطرحها دوما مدراء، صناع قرار و مصممون في القطاع. وتستند هذه المنهجية من جهة على إستخدام نموذج ASM1 (نموذج الحمأة المنشطة رقم 1) الذي يعتمد على حركية الأكسدة من الكربون و النتروجين. كما يعتبر هذا النموذج أيضا عنصرا مرافقا للعملية البيولوجية على مستوى محطات معالجة المياه.

يعتمد نموذج في تطبيقه على برنامج محاكاة GPS-X من أجل إيجاد الحل الأمثل من الناحية التقنية الحصول على قاعدة عملية و تقنية نستعملها مستقبلا في خيارات التشغيل الخاصة بالمحطات.

وقد تم الحصول على نتائج مشجعة بالنسبة لمحطتي سوق أهراس و سدراة، من خلال السيناريوهات المحصل عليها: (1) تسيير كميات الحمأة الناتجة في سوق أهراس (2) تقييم قدرة المعالجة الفعلية ، (3) الحصول على مخطط توزيع الكتلة المناسبة في المحطة (4) تحسين ادارة استهلاك الطاقة الكهربائية بالإعتماد على التركيز الانسب الأوكسجين المذاب في حوض التهوية (5) إعطاء إجابة كافية عن مشروع تحويل مياه الصرف الصحي الخاص بناحية مداوروش إلى محطة سدراة.

**الكلمات المفتاحية :** الحمأة المنشطة، محطة معالجة مياه الصرف الصحي، ASM1, CFD

## RESUME

Dans ce travail, l'évaluation des performances épuratoires a été optée dans le cadre de diagnostic des stations d'épuration (STEP) de la région de Souk-Ahras (Nord est de l'Algérie) pour permettre de répondre aux attentes des nombreux acteurs concernés (gestionnaires, décideurs et concepteurs). La méthodologie est fondée d'une part, sur l'utilisation du modèle ASM1 (activated sludge model N°1) qui intègre la cinétique d'oxydation du carbone et de l'azote. C'est un modèle tout à fait adapté pour la modélisation des processus biologiques mis en jeu dans les stations d'épuration de la région de Souk-Ahras à l'aide du simulateur GPS-X afin d'obtenir une solution optimale du point de vue des performances épuratoires et mieux fonder scientifiquement et techniquement nos choix opérationnels. D'autre part, la technique de simulation numérique en mécanique des fluides CFD a été bien appliquée pour décrire le comportement hydrodynamique des deux bassins (clarificateur secondaire et bassin de désinfection). Cette recherche est faite en : (i) le calage et la validation du modèle ASM1 par le biais de mesures expérimentales sur les deux STEP (Souk-Ahras et Sedrata), le modèle obtenu est ensuite utilisé pour répondre aux problématiques relatives à la gestion de la production des boues, l'estimation de la capacité réelle des STEP et l'ajustement d'un bilan massique convenable ; (ii) le bassin d'aération est l'élément majeur d'une STEP. L'aspect énergétique lui confère une actualité particulière ce qui nous a conduit à proposer une alternative pour mieux gérer la consommation énergétique en s'appuyant sur l'optimisation du taux d'oxygène dissous dans ce bassin; (iii) la simulation du fonctionnement hydraulique du bassin d'aération de la STEP de Souk-Ahras et de la STEP de Sedrata en utilisant CFD et le code de calcul (FLUENT 6). Pour le premier bassin, l'étape de calage/validation a été effectuée sur une série de concentration des matières en suspension issus de la simulation de GPS-X.

**Mots clés :** Boue activée, ASM1, oxygène dissous, CFD.

# ABSTRACT

Performance evaluation of the wastewater treatment plants of the Region of Souk-Ahras (Northeastern Algeria) is considered to meet the expectations of numerous concerned actors (administrators, decision-makers and designers). The adopted methodology is based on numerical simulations by the model ASM1 (activated sludge model No. 1) which integrates the oxidation kinetics of carbon and nitrogen. The model was shown to properly represent the biological processes involved in the Sewage Treatment Plants of the region of Souk-Ahras. The model was used with the association of the GPS-X simulator in order to obtain an optimal solution from the point of view of purifying performances, with a sound scientific and a technical base. The CFD fluid mechanical numerical simulation technique was also applied to describe the hydrodynamic behavior of the two basins (secondary clarifier and disinfection basin). This research is subdivided into four parts: (i) calibration and validation of the ASM1 model by experimental data obtained from two WWTPs (Souk-Ahras and Sedrata). The model obtained is then used to provide answers for the problems related to the management of sludge production, estimation of the actual capacity of WWTPs and adjustment of a suitable mass balance; (ii) The proposition of an alternative method to better manage energy consumption by relying on the optimization of dissolved oxygen levels in the aeration basin, which represents the major element of a WWTP (iii) simulation of the hydraulic operation of the Souk-Ahras WWTP and Sedrata WWTP aeration basin using CFD and the calculation code (FLUENT 6). For the first basin, the calibration / validation step was carried out on a series of concentrations of suspended solids resulting from the GPS-X simulation.

**Key words:** activated sludge, ASM1, wastewater, CFD, dissolved oxygen

**TABLE DES MATIERES**

Liste des figures	viii
Liste des tableaux	xi
Liste de photos	xii
Nomenclature	xiii
Introduction générale.....	1

**PREMIERE PARTIE : PARTIE THEORIQUE**

**CHAPITRE I : L'EPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX USEES**

I.1. Généralité sur le traitement biologique :.....	4
I.2. Les procédés extensifs .....	4
I.2.1. Le lagunage.....	4
I.2.2. Le lagunage naturel .....	5
I.2.3. Le lagunage aéré .....	5
I.3. Les procédés intensifs .....	5
I.3.1. Lit bactérien (culture fixe) .....	5
I.3.2. Disque biologique (culture fixe) .....	6
I.3.3. Procédé à boue activée.....	7
<i>I.3.3.1. Gestion des boues</i> .....	8
<i>I.3.3.2. Origine des boues urbaines</i> .....	8
<i>I.3.3.3. Caractéristiques des boues</i> .....	9
<i>I.3.3.4. Paramètres de fonctionnement des stations à boues activées</i> .....	10
<i>I.3.3.5. Paramètres influents dans les bassins à boue actives</i> :.....	12
I.4. Conclusion .....	13

**CHAPITRE II : LES SYSTEMES D'AERATION**

II.1. Aérateurs de surface.....	14
II.1.1. Turbine lente .....	14
II.1.2. Turbine rapide .....	16
II.1.3. Brosse .....	17
II.2. Systèmes à injection d'air .....	18
II.2.1. Insufflation d'air par grosses bulles .....	18
II.2.2. Insufflation d'air par moyennes bulles.....	18
II.2.3. Insufflation d'air par fines bulles .....	19
<i>II.2.3.1. Avantages et inconvénients des membranes de diffusion d'air fines bulles</i> ..	20
II.2.4. Insufflation d'air et brassage .....	22
II.3. Systèmes à base de pompe .....	23
II.3.1. Systèmes à jets .....	23
II.3.2. Systèmes à éjecteurs .....	23
II.3.3. Systèmes déprimogènes simples .....	24
II.4. Les caractéristiques des systèmes.....	25
II.5. Conclusion.....	26

**CHAPITRE III : TRANSFERT D'OXYGENE**

III.1. Expression du flux de matière.....	27
---	----

## TABLES DES MATIERES

III.2. Données de base.....	29
III.2.1. Capacité d'oxygénation.....	29
III.2.2. Apport horaire .....	29
III.2.3. Apport spécifique .....	29
III.2.4. Rendement d'oxygénation (cas d'insufflation d'air) .....	30
III.2.6. <i>Corrections</i> .....	31
III.2.6.1. <i>Corrections de température</i> .....	31
III.2.6.2. <i>Correction de pression atmosphérique ou d'altitude</i> .....	32
III.3. Cas particulier des aérateurs de surface .....	33
III.3.1. Aération de surface en eau claire .....	33
III.3.2. Aération de surface en présence de boues activées.....	36
III.3.1.1. <i>Influence de la concentration en boues activées</i> .....	36
III.3.1.2. <i>Influence de la respiration des bactéries</i> .....	37
III.4. Conclusion .....	37
<b>CHAPITRE IV : LA MODELISATION BIOLOGIQUE</b>	
IV.1. Historique de la modélisation .....	39
IV.2. Présentation des principaux modelés biologiques .....	40
IV.3. Choix du modelé .....	40
IV.4. Présentation du modèle ASM1 .....	40
IV.4.1. Unité utilisée .....	41
IV.4.2. Variables .....	41
IV.4.3. Processus du modèle .....	43
IV.4.4. Les paramètres stœchiométriques et cinétiques.....	45
IV.4.5. Matrice de calcul et outil de simulation dynamique .....	46
IV.5. Avantage de la création des différents modelés .....	47
IV.6. Conclusion .....	47
<b>CHAPITRE V : LA MODELISATION HYDRODYNAMIQUE</b>	
V.1. Vers des modèles simplifiés "nouvelle génération" .....	49
V.2. Présentation du protocole pour la modélisation CFD en traitement des eaux usées.....	50
V.3. Hypothèses de base du modèle .....	52
V.3.1. Dimensions du modèle .....	53
V.3.2. Régime permanent ou transitoire .....	54
V.3.3. Description des différentes phases ou espèces .....	54
V.3.4.1. <i>Propriétés des phases</i> .....	55
V.3.4.2. <i>Modèle multiphasique</i> .....	55
V.3.4.3. <i>Modèles additionnels</i> .....	56
V.3.4.4. <i>Développement du modèle</i> .....	57
V.3.5. Définition de la géométrie .....	57
V.3.6. Maillage .....	57
V.3.7. Configuration du solveur.....	59
V.3.7. Modélisation des différentes phases .....	59
V.3.7.1. <i>Modèles de turbulence</i> .....	59

## TABLES DES MATIERES

<i>V.3.7.2. Conditions aux limites</i> .....	60
<i>V.3.7.3. Convergence</i> .....	62
<i>V.3.7.4. Calage et validation</i> .....	62
<b>V.4. Conclusion</b> .....	63

### **DEUXIEME PARTIE : PARTIE EXPERIMENTALE ET SIMULATION NUMERIQUE**

#### **CHAPITRE VI : PRESENTATION DES STEP DE SOUK AHRAS**

VI.1. Présentation de la région de Souk Ahras .....	64
VI.2. Estimation du volume d'eau usé épurée .....	65
VI.3. Stations d'épuration de la région de Souk-Ahras .....	66
VI.3.1. Présentation de la station de Souk-Ahras et évaluation des performances épuratoires .....	66
<i>VI.3.1.1. Les matières en suspension MES</i> .....	68
<i>VI.3.1.2. La demande chimique en oxygène (DCO)</i> .....	68
<i>VI.3.1.3. La demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)</i> .....	69
<i>VI.3.1.4. Le rapport DCO/DBO</i> .....	69
<i>VI.3.1.5. Le rapport MES/DBO<sub>5</sub></i> .....	70
<i>VI.3.1.6. Le rapport MVS/MES</i> .....	71
<i>VI.3.1.7. Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)</i> .....	72
<i>VI.3.1.8. Nitrates (NO<sup>-3</sup>)</i> .....	72
<i>VI.3.1.9. Nitrites (NO<sup>-2</sup>)</i> .....	73
VI.3.2. Présentation de la station de Sedrata et évaluation des performances épuratoires.....	74
<i>VI.3.2.1. Les matières en suspension MES</i> .....	75
<i>VI.3.2.2. La demande chimique en oxygène (DCO)</i> .....	75
<i>VI.3.2.3. La demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)</i> .....	76
<i>VI.3.2.4. Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub></i> .....	76

#### **CHAPITRE VII : MODELISATION PAR FLUENT**

VII.1. Synthèse bibliographique sur la mécanique des fluides numérique appliquée aux bassins d'aération.....	79
VII.2. Premier cas : STEP SOUK AHRAS.....	81
VII.2.1. Simulation du bassin d'aération STEP Souk Ahras.....	82
<i>VII.2.1.1. Géométrie et maillage du bassin</i> .....	82
<i>VII.2.1.2. Conditions aux limites</i> .....	84
<i>VII.2.1.3. Convergence des calculs</i> .....	84
VII.2.2. Résultats de simulation par Fluent.....	85
VII.3. Deuxième cas : STEP Sedrata.....	87
VII.3.1. Simulation du bassin d'aération STEP Sedrata.....	88
<i>VII.3.1.1. Géométrie et maillage du bassin</i> .....	88
<i>VII.3.1.2. Conditions aux limites</i> .....	89
<i>VII.3.1.3. Convergence des calculs</i> .....	89
VII.3.2. Résultats de simulation par Fluent.....	90
VII.4. Conclusion.....	92

## TABLES DES MATIERES

### CHAPITRE VIII : SIMULATION PAR GPS-X

VIII.1. Introduction.....	93
VIII.2. Modélisation du procédé a boue activée.....	94
VIII.2.1. Présentation du logiciel GPS-X.....	94
VIII.2.2. Les modèles employés dans l'étude.....	95
VIII.2.3. <i>Objectifs d'une simulation</i> .....	95
VIII.2.4. <i>Utilité du GPS-X</i> .....	96
VIII.2.5. <i>Choix du modèle</i> .....	97
VIII.2.6. <i>Choix et calage du modèle</i> .....	97
VIII.3. <i>Station d'épuration de Souk Ahras</i> .....	98
VIII.3.1. Recirculation.....	98
VIII.3.2. Extraction des boues.....	99
VIII.3.3. Résultats de simulation.....	99
VIII.3.4. Interprétation.....	100
VIII.4. <i>La station d'épuration de Sedrata</i> .....	101
VIII.4.1. Recirculation.....	102
VIII.4.2. Extraction des boues.....	103
VIII.5. Conclusion.....	110

### CHAPITRE IX : OPTIMISATION ENERGETIQUE

IX.1. Equations des besoins réels d'oxygène (AOR).....	111
IX.2. Equation des taux de transfert d'oxygène aux conditions du procédé (OTR <sub>F</sub> ) .	111
IX.2.1. Aérateurs mécaniques de surface.....	112
IX.2.2. Appareils d'aération submergés.....	112
IX.3. Equation de la puissance a l'arbre des équipements d'aération.....	114
IX.3.1. Aérateurs mécaniques.....	114
IX.3.2. Surpresseurs.....	114
IX.3.2.1. <i>Méthode de calcul basée sur la compression adiabatique d'un gaz parfait</i>	114
IX.3.2.2. <i>Equation de la puissance absorbée par les moteurs des équipements d'aération</i> .....	116
IX.3.3. Equation de la consommation annuelle d'énergie électrique.....	116
IX.4. Estimation du besoin réel d'oxygène (AOR).....	117
IX.5. Estimation du taux de transfert d'oxygène aux conditions du procédé OTR <sub>F</sub> ...	117
IX.6. Estimation de la consommation d'énergie électrique de la station.....	119
IX.7. Conclusion.....	120
Conclusion générale.....	121
Reference bibliographique	

## Liste des Figures

<b>Figure</b>	<b>page</b>
<b>Figure 1:</b> Schéma de principe du lagunage.....	5
<b>Figure 2 :</b> Schéma de principe d'une filière de traitement par lit bactérien.....	6
<b>Figure 3 :</b> Schéma d'un disque biologique.....	7
<b>Figure 4:</b> Schéma d'un procédé à boues activées.....	8
<b>Figure 5 :</b> Schéma des différents types des boues dans un procédé de traitement par boues activées.....	9
<b>Figure 6:</b> Mouvement créé par une turbine.....	15
<b>Figure 7:</b> Turbine rapide.....	17
<b>Figure 8 :</b> Aérateurs statiques.....	19
<b>Figure 9 :</b> Diffuseurs moyennes bulles.....	19
<b>Figure 10:</b> Systèmes à jets.....	23
<b>Figure 11 :</b> Éjecteurs.....	24
<b>Figure 12 :</b> Systèmes déprimogènes simples.....	25
<b>Figure 13 :</b> Profil général de concentration en soluté.....	27
<b>Figure 14 :</b> Profil de concentration en soluté pour le cas particulier de l'oxygénation de l'eau.....	28
<b>Figure 15 :</b> Profil de concentration dans le cas du transfert accompagné de réaction chimique.....	29
<b>Figure 16 :</b> Effet de la température sur le rapport $(K_{La})_t / (K_{La})_{20}$ .....	32
<b>Figure 17:</b> Evolution de la solubilité de l'oxygène dans l'eau pure en fonction de la température.....	32
<b>Figure 18:</b> Effet de la température sur la capacité d'oxygénation $C_s$ .....	32
<b>Figure 19:</b> Evolution de la solubilité de l'oxygène dans l'eau pure en fonction de l'altitude.....	33
<b>Figure 20 :</b> Influence de la concentration en boues sur $\alpha$ .....	37
<b>Figure 21 :</b> Fractionnement de la DCO.....	42
<b>Figure 22 :</b> Fractionnement de l'azote.....	43
<b>Figure 23:</b> Schéma conceptuel du modèle ASM1.....	44
<b>Figure 24.</b> Différentes opérations unitaires communément modélisées en CFD.....	50
<b>Figure 25.</b> Protocole conceptuel pour l'utilisation de la CFD comme support à la modélisation du traitement des eaux usées.....	51

<b>Figure 25.</b> Protocole pour un projet de modélisation CFD.....	53
<b>Figure 26.</b> Illustration de la qualité d'un maillage.....	59
<b>Figure27:</b> Carte de délimitation de la région de Souk-Ahras.....	64
<b>Figure28:</b> Comparaison des volumes caractéristiques des 3 STEP de la région de Souk-Ahras.....	65
<b>Figure29 :</b> Evaluation de la population de Mdaourouche / Zouabi et le débit de pointe des eaux usées à l'horizon 2033.....	66
<b>Figure30:</b> Photo aérienne de la STEP de .Souk-Ahras.....	67
<b>Figure31:</b> Evaluation des matières en suspension MES.....	68
<b>Figure32:</b> Evaluation de la demande chimique en oxygène DCO.....	69
<b>Figure33:</b> Evaluation saisonnière de la demande biochimique en oxygène DBO <sub>5</sub> .....	69
<b>Figure34:</b> Variation saisonnière du rapport DCO/DBO <sub>5</sub> .....	70
<b>Figure35:</b> Evolution du rapport MES/DBO <sub>5</sub> à l'entrée de la STEP de Souk-Ahras.....	71
<b>Figure36:</b> Evolution du rapport MVS/MES à l'entrée de la STEP de Souk-Ahras.....	71
<b>Figure37:</b> Teneurs en NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> relevées mensuellement dans les eaux brutes et les eaux épurées de la STEP de Souk-Ahras.....	72
<b>Figure38 :</b> Teneurs en nitrates relevées mensuellement dans les eaux brutes et les eaux épurées de la STEP de Souk-Ahras.....	73
<b>Figure39 :</b> Teneurs en nitrites relevées mensuellement dans les eaux brutes et les eaux épurées de la STEP de Souk-Ahras.....	74
<b>Figure40:</b> photo aérienne de la station de Sedrata.....	74
<b>Figure41:</b> évaluation des matières en suspension MES.....	75
<b>Figure42:</b> évaluation de la demande chimique en oxygène (DCO).....	76
<b>Figure43:</b> évaluation de la demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ).....	76
<b>Figure44:</b> évaluation du rapport DCO/DBO <sub>5</sub> .....	77
<b>Figure 45.</b> Bassin d'aération réel STEP Souk Ahras.....	82
<b>Figure 46.</b> Maillage du bassin d'aération réel STEP Souk Ahras.....	84
<b>Figure 46.</b> Courbe des résidus STEP Souk Ahras.....	84
<b>Figure 47.</b> Vitesse simulée STEP Souk Ahras.....	87
<b>Figure 48.</b> Bassin d'aération Sedrata.....	88
<b>Figure 49.</b> Maillage bassin d'aération Sedrata.....	89
<b>Figure 50.</b> Courbe des résidus.....	90

<b>Figure 51.</b> Vitesse simulée au bassin d'aération STEP Annaba.....	91
<b>Figure 52.</b> L'interface du GPS-X en mode Modélisation.....	95
<b>Figure 53.</b> L'interface du GPS-X en mode Simulation.....	96
<b>Figure 54.</b> Un schéma d'une STEP dans GPS-X.....	97
<b>Figure 55.</b> Etapes de calage et validation.....	98
<b>Figure 56.</b> Configuration de la STEP de Souk-Ahras.....	98
<b>Figure 57.</b> Paramètres de sortie station simulée par GPS-X (Bassin d'aération rectangulaire avec Aérateur de surface).....	99
<b>Figure 58.</b> Paramètres de sortie station simulée par GPS-X (Bassin d'aération rectangulaire avec diffuseur).....	100
<b>Figure 59.</b> Paramètres de sortie station simulée par GPS-X (Bassin d'aération circulaire avec diffuseur).....	100
<b>Figure 60.</b> Configuration de la STEP de Sedrata.....	101
<b>Figure 61.</b> Comparaison des résultats de Février 2014 (MES).....	104
<b>Figure 62.</b> Comparaison des résultats de Février 2014 (DCO).....	104
<b>Figure 63.</b> Comparaison des résultats de Mars 2014 (MES).....	105
<b>Figure 64.</b> Comparaison des résultats de Mars 2014 (DCO).....	106
<b>Figure 65.</b> Comparaison des résultats d'Avril 2014 (MES).....	106
<b>Figure 66.</b> Comparaison des résultats d'Avril 2014 (DCO).....	107
<b>Figure 67.</b> Comparaison des résultats de Mai 2014 (MES).....	108
<b>Figure 68.</b> Comparaison des résultats de Mai 2014 (DCO).....	108
<b>Figure 69.</b> Comparaison des résultats d'Avril 2015 (MES).....	109
<b>Figure 70.</b> Comparaison des résultats d'Avril 2015 (DCO).....	109
<b>Figure 71 :</b> Evaluation de la consommation mensuelle d'énergie électrique de la station.....	120

## Liste des tableaux

<b>Tableau</b>	<b>page</b>
<b>Tableau 1 :</b> Caractéristiques des différents dispositifs d'aération.....	25
<b>Tableau 2 :</b> Corrélations entre les performances d'aération en eau claire et les paramètres de fonctionnement des aérateurs de surface.....	35
<b>Tableau3 :</b> Lesvaleurs des paramètres biologiques utilisésà 15°C.....	45
<b>Tableau 4.</b> Modèles de turbulence, avantages et inconvénients.....	61
<b>Tableau 5:</b> Les stations de relevage de la région de Souk-Ahras.....	65
<b>Tableau6 :</b> Systèmes d'épuration des eaux usées dans la wilaya de SoukAhras.....	66
<b>Tableau 7:</b> Caractéristiques duprocès de l'installation.....	67
<b>Tableau8:</b> Caractéristiques du procès de l'installation.....	75
<b>Tableau 9.</b> Comparaison entre les valeurs moyennes observées avec ceux simulées (Bilan 2014).....	101
<b>Tableau 10.</b> Comparaison entre les valeurs moyennes observées avec ceux simulées (Avril 2015).....	102
<b>Tableau 11 .</b> Débits de recirculation de chaque mois.....	103
<b>Tableau 12 .</b> Débits d'extraction de chaque mois.....	103
<b>Tableau 13 :</b> Estimation du besoin d'oxygène (AOR).....	117
<b>Tableau 14 :</b> Estimation du taux de transfert d'oxygène ( $OTR_F$ ) pour aérateur de surface (turbine lente).....	118
<b>Tableau 15 :</b> Estimation du taux de transfert d'oxygène ( $OTR_F$ ) pour injecteur d'air (diffuseurs fines bulles).....	119

## Liste de Photos

<b>Photos</b>	<b>page</b>
<b>Photo 01</b> : Turbine de surface à vitesse lente (immersion insuffisante).....	15
<b>Photo 2</b> : Aérateur de surface Brosse.....	17
<b>Photo 3</b> : Disques de l'élastomère poreux.....	20
<b>Photo 4</b> : Rampes immergées de Diffuseurs fines bulles.....	20
<b>Photo 5</b> : Chenal d'aération - Insufflation d'air + agitation.....	23
<b>Photo 6.</b> Bassin d'aération de la STEP de Souk-Ahras.....	82
<b>Photo 7.</b> Bassin d'aération de la station d'épuration de Sedrata.....	88

# Nomenclature

$b_A$	: Taux de mortalité des bactéries autotrophes
$b_H$	: Taux de mortalité des bactéries hétérotrophes
<b>DCO</b>	Demande chimique en oxygène
<b>Fns</b>	Fraction non décantable de composés particulaires en suspension
<b>f p</b>	Fraction de DCO inerte issue du décès de la biomasse
<b>KNH, A</b>	Constante d'affinité en ammoniacque des autotrophes
<b>KNH, H</b>	Constante d'affinité en ammoniacque des hétérotrophes
<b>K<sub>NO</sub></b>	Constante d'affinité en nitrate des hétérotrophes dénitrifiant
<b>K<sub>O, A</sub></b>	Constante d'affinité en oxygène des autotrophes
<b>K<sub>O, H</sub></b>	Constante d'affinité en oxygène des hétérotrophe
<b>K<sub>S</sub></b>	Constante d'affinité en substrat des hétérotrophes
<b>K<sub>X</sub></b>	Constante d'affinité en substrat particulaire pour l'hydrolyse
<b>k<sub>h</sub></b>	Taux maximal spécifique d'hydrolyse
<b>k<sub>a</sub></b>	Taux d'ammonification
<b>P<sub>s dec</sub></b>	Fraction des différents composés solubles par rapport aux composés solubles totaux St
<b>P<sub>X dec</sub></b>	Fraction des différents composés particulaires par rapport aux composés particulaires totaux Xt
<b>Q<sub>o</sub></b>	Débit entrée du réacteur
<b>Q<sub>r</sub></b>	Débit de recyclage externe
<b>Q<sub>w</sub></b>	Débit d'extraction de boues
<b>r<sub>h</sub></b>	Paramètre de sédimentation pour les suspensions fortement concentrées
<b>r<sub>i</sub></b>	Taux de conversion
<b>r<sub>p</sub></b>	Paramètre de sédimentation pour les suspensions faiblement concentrées
<b>S<sub>I</sub></b>	Matière organique soluble inerte
<b>S<sub>ND</sub></b>	Azote organique soluble biodegradable
<b>S<sub>NH</sub></b>	Azote sous forme d'ammoniacque
<b>S<sub>NO</sub></b>	Azote sous forme de nitrate et de nitrite
<b>S<sub>O</sub></b>	Oxygène dissous
<b>S<sub>osat</sub></b>	Concentration en oxygène dissous à saturation

$S_s$	Substrat facilement biodegradable
$S_{tdec}$	Concentration soluble totale dans le décanteur
$X_p$	Productions particulières viennent de biomasse décomposée
$X_s$	Substrat lentement biodegradable
$X_{min}$	Concentration en MES minimale
$X_t$	Concentration des solides en suspension
$X_{tdes}$	Concentration particulière dans le décanteur
$X_{tmax}$	Concentration limite des solides en suspension
$X^{ba}$	Concentrations dans le bassin
$X^{dec}$	Concentrations dans le décanteur
$X^{rec}$	Concentrations du recyclage
$X^{rej}$	Concentrations de l'effluent
$Y^A$	Rendement de conversion des autotrophes
$Y^H$	Rendement de conversion des hétérotrophes
$Z_a$	Profondeur de l'alimentation du décanteur
$\eta_h$	Facteur de correction pour l'hydrolyse en phase anoxie
$Z$	Épaisseur d'une couche de décanteur
$\mu_A$	Taux de croissance spécifique maximal des autotrophes
$\mu_H$	Taux de croissance spécifique maximal des hétérotrophes
$\rho_I$	Cinétique du modèle de dégradation
$\omega_I$	Poids de l'objectif
$\Phi$	Flux particulière total
$\gamma$	Taux de compression des boues dans le décanteur
$\Phi_S$	Flux particulière de sédimentation
$\Phi_t$	Flux particulière associé au flux de liquide

# INTRODUCTION GENERALE

## INTRODUCTION GENERALE

Les eaux usées qu'elles soient industrielles ou ménagères ne devraient pas être directement rejetées dans le milieu naturel, car elles peuvent engendrer de graves problèmes environnementaux et de santé publique, et pour protéger l'environnement du pays, l'état

Algérien a eu recours à leur traitement. Le service public d'assainissement assure la collecte, l'évacuation et l'épuration ou le rejet des eaux usées domestiques ainsi que le traitement des boues d'épuration en vue de leur élimination finale.

Le traitement ou l'épuration des eaux usées a donc pour objectif de réduire la charge polluante qu'elles véhiculent. Par conséquent, ces eaux devraient être dirigées vers des stations d'épuration dont le rôle est de concentrer la pollution qu'elles contiennent sous forme d'un petit volume de résidu, et de boues, et en obtenir une eau épurée répondant à des normes bien précises, et cela grâce à des procédés physico-chimiques ou biologiques.

Dans ce but, l'Algérie, a donné plus d'importance à la couverture des stations d'épuration. En effet, d'après un rapport publié par l'Office National d'Assainissement ONA en 2017, On a compté 142 STEP exploitables en fin du mois d'octobre à savoir: (i) 68 stations à boues activées; (ii) 71 stations de lagunage; (iii) 03 filtres plantés. La capacité globale installée de ces 142 stations est de 9 621 714 Equivalent-habitants, soit un débit nominal moyen de 1 478 928 m<sup>3</sup>/j.

En revanche la réutilisation des eaux usées épurées, est estimée à 42 % du volume épuré par les 17 STEP et à 08 % du volume total épuré par l'ensemble des 142 STEP en exploitation par l'ONA. En termes d'énergie électrique des STEP, on trouve en octobre 2017 une consommation énergétique de 6 223 882 KWh avec un ratio par rapport au volume d'eau épuré de 316 Wh/m<sup>3</sup>.

En ajoutant que l'Algérie a adopté un plan national de l'eau PNE jusqu'à l'horizon 2030. Ce plan contient un programme ambitieux relatif à la réalisation des STEP par région hydrographique comme il est présenté dans le tableau (Aa). Cette démarche vise à assurer la durabilité des ressources et garantir une bonne gouvernance de l'eau, dans un contexte de développement durable.

Le domaine de l'épuration récemment investi en Algérie tout en étant incontournable, nécessite à l'instar des autres domaines de sciences et de technologie une expertise de pointe. À titre d'exemple le développement des stratégies de contrôle du procédé à boues activées présentant un comportement non linéaire. Il devient donc nécessaire d'évaluer les performances de nos STEP et ainsi développer une stratégie de contrôle continu.

La région de Souk-Ahras ne déroge pas à ce constat, elle dispose d'un potentiel hydrique limité ne pouvant faire face à la demande qui ne cesse de croître d'eau de bonne qualité.

## INTRODUCTION GENERALE

L'accroissement de la population et des zones d'urbanisation ainsi que le développement des activités économiques exercent une pression de plus en plus importante sur les ressources en eau. D'un autre côté, les eaux consommées sont rejetées sous forme d'eaux usées qui contribuent à la dégradation de la qualité des eaux naturelles. L'épuration des eaux usées s'est donc imposée pour préserver la qualité des eaux milieux naturels et notamment celles de surface et souterraines. Pour répondre à ce défi, on doit contrôler le domaine de l'assainissement et précisément l'épuration des eaux usées vis-à-vis les innombrables problèmes à savoir:

- La nécessité de collecter toutes les eaux usées et d'éliminer les rejets déversés dans la nature sans aucun traitement;
- L'inspection des structures d'assainissement de la région de Souk-Ahras. En effet plusieurs structures hydrauliques souffrent de situations fonctionnelles et structurelles, en plus de capacités méconnues par les gestionnaires;
- La présence, parfois, d'effluents combinés avec des huiles et des déchets industriels émanant des stations de lavage et des usines chimiques.

Le projet de cette thèse s'occupe de la simulation dynamique des stations d'épuration à boues activée de la région de Souk-Ahras afin de développer une meilleure compréhension du procédé, et plus particulièrement de l'ensemble des mécanismes mis en jeu. Ce projet nous permettra de :

- Mise à disposition d'un outil de modélisation dynamique du procédé, aidant à l'optimisation et la bonne exploitation ;
- faire le point sur les acquis (état de l'art) pour le procédé à boue activée (fonctionnement et exploitation) en fonction des différents objectifs assignés et réaliser un inventaire des supports les plus adaptés (nature, forme, dimensions) ;
- réaliser une analyse du modèle biologique à boues activées ASM1;
- appliquer la technique de CFD pour deux processus clés (décantation secondaire et désinfection) ;
- évaluer les performances épuratoires des STEP en intervenant sur un certain nombre de paramètres.
- évaluer le procédé par des simulations prospectives.

Ce mémoire de thèse est articulé en deux parties précédées d'une introduction, suivis de conclusion et annexes.

La première partie théorique s'organise en cinq chapitres :

## **INTRODUCTION GENERALE**

Chapitre 1 : rappelons l'épuration biologique des eaux usées, qui se base sur la capacité des micro-organisme pour l'élimination de la matière organique.

Chapitre 2 : démentons les différents systèmes d'aération, qui aide à brassage le contenu du bassin pour maintenir en suspension les microorganismes et permettre les échanges d'oxygène et de matières nutritives entre liquide et bactéries.

Chapitre 3 : parlons du transfert d'oxygène et sa bonne modélisation ainsi qu'une meilleure connaissance des phénomènes d'oxygénation des bassins aérés semble donc nécessaire pour une épuration performante.

Chapitre 4 : présentons la modélisation biologique, par le modèle ASM1.

Chapitre 5 : présentons la modélisation hydrodynamique des fluides CFD.

L& deuxième partie sera consacrée à la construction du protocole expérimentale et à la simulation numérique par Fluent et GPS-X, celle-ci comprendra :

Chapitre 6 : présentera la collecte de données et le suivi de l'exploitation des STEP de Souk Ahras.

Chapitre 7 : Modéliser la conception du bassin d'aération des STEP de Souk-Ahras à l'aide de la technique de hydrodynamique des fluides numériques (CFD) en utilisant l'outil de simulation Fluent.

Chapitre 8 : simuler les performances épuratoires des STEP par le logiciel GPS-X.

Chapitre 9 : optimiser la consommation énergétique de la station de Souk Ahras.

Enfin, le manuscrit se termine par des conclusions générales et quelques perspectives pour de futures études.

# **PARTIE 1 : PARTIE THEORIQUE**

**CHAPITRE I :**  
**L'EPURATION**  
**BIOLOGIQUE DES**  
**EAUX USEES**

Les eaux usées de différentes compositions et de diverses origines constituent un problème pour la nature lors du rejet sans subir de traitements au préalable. Afin de montrer l'intérêt de leur épuration, nous allons présenter dans ce chapitre, les différentes méthodes utilisées pour l'épuration de ces eaux. L'intérêt consiste à trouver la méthode la moins coûteuse et celle qui présente une basse nuisance auditive et olfactive.

### **I.1. GENERALITE SUR LE TRAITEMENT BIOLOGIQUE :**

L'élimination des matières organiques implique le recours à des traitements biologiques qui font intervenir des organismes vivants, essentiellement des bactéries (REJSEK., 2002).

Ces traitements sont basés sur la capacité des micro-organismes à oxyder la matière minérale ( $\text{NH}_3$  ...) et les matières constitutives de la DCO et de la DBO d'une part (aérobie), et à réduire d'autre part les molécules comportant de l'oxygène :  $\text{NO}_3$  (anoxie),  $\text{SO}_4$  et  $\text{CO}_2$  (anaérobie). Ils vont permettre ainsi d'éliminer la pollution soluble biodégradable et une partie de MES (GROSCLAUDE., 1999).

Une épuration biologique (boues activées puis bassin de clarification) permet d'éliminer 90 % des virus, 60 à 90 % des bactéries, mais par contre a peu d'effet sur les kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes (Faby J.A et al., 1997).

On trouve deux groupes de procédés :

- ✓ Les procédés à culture fixée où la biomasse épuratrice est fixée sur des supports.

L'eau à traiter coule au contact de ces supports. Les micro-organismes fixent donc la pollution organique et la dégradent (biofiltration par exemple) .

- ✓ Les procédés à culture libre où la biomasse est en suspension dans l'eau à traiter.

Les microorganismes fixent la pollution et se développent sous forme de floccs biologiques que l'on peut séparer de l'eau traitée par décantation (boues activées par exemple) (REJSEK., 2002).

### **I.2. LES PROCEDES EXTENSIFS :**

#### **I.2.1. Le lagunage :**

Le lagunage est un procédé d'épuration qui consiste à faire circuler des effluents dans une série de bassins pendant un temps suffisamment long pour réaliser les processus naturels de l'auto-épuration. Il est pratiqué dans les régions très ensoleillées, dans des bassins de faible profondeur.

Le principe général consiste à recréer, dans des bassins, des chaînes alimentaires aquatiques.

Le rayonnement solaire est la source d'énergie qui permet la production de matières vivantes par les chaînes trophiques. Les substances nutritives sont apportées par l'effluent alors que les végétaux sont les producteurs du système en matière consommable et en oxygène (Hatem D., 2008).

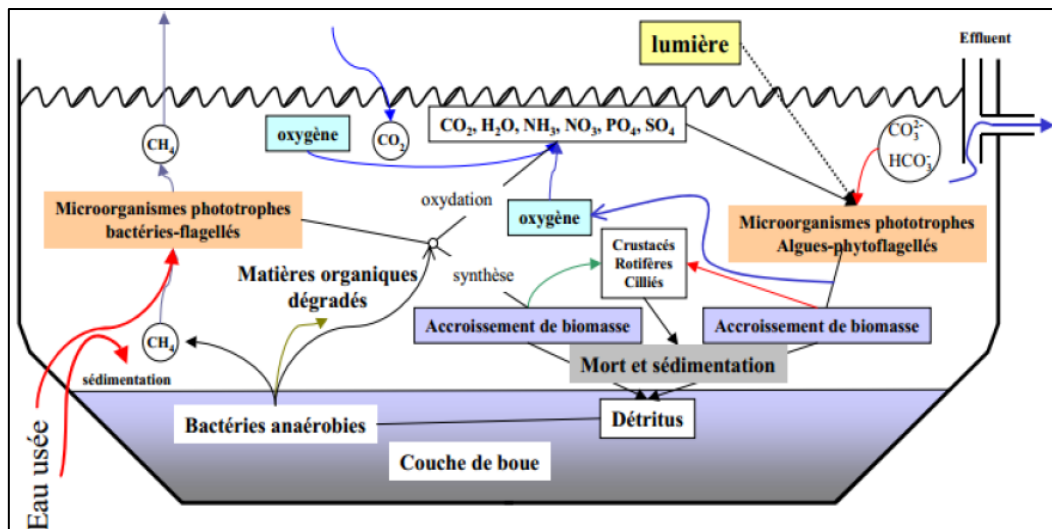


Figure 1: Schéma de principe du lagunage (Hattem D., 2008).

### I.2.2. Le lagunage naturel :

D'une profondeur de 1.2 à 1.5 m au maximum et de 0.8 m au minimum (afin d'éviter le développement de macrophytes), avec un temps de séjour de l'ordre du mois, ces bassins fonctionnent naturellement grâce à l'énergie solaire. On peut obtenir un rendement d'épuration de 90 %. Ces procédés sont très sensibles à la température et sont peu applicables aux régions froides.

Leur dimensionnement est généralement basé, pour un climat tempéré, sur une charge journalière de  $50 \text{ kg DBO}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ , soit environ  $10 \text{ m}^2$  par habitant.

La teneur en matière en suspension dans l'effluent traité reste élevée (de  $50$  à  $150 \text{ mg L}^{-1}$ ). Aussi la  $\text{DBO}_5$  en sortie est souvent supérieure à  $50 \text{ mg L}^{-1}$  (Hattem D., 2008).

### I.2.3. Le lagunage aéré :

En fournissant l'oxygène par un moyen mécanique, on réduit les volumes nécessaires et on peut accroître la profondeur de la lagune. La concentration en bactéries est plus importante qu'en lagunage naturel. Le temps de séjour est de l'ordre d'une semaine, la profondeur est de 1 à 4 m. Le rendement peut être de 80 % et il n'y a pas de recyclage de boues. L'homogénéisation doit être satisfaisante pour éviter les dépôts (Hattem D., 2008).

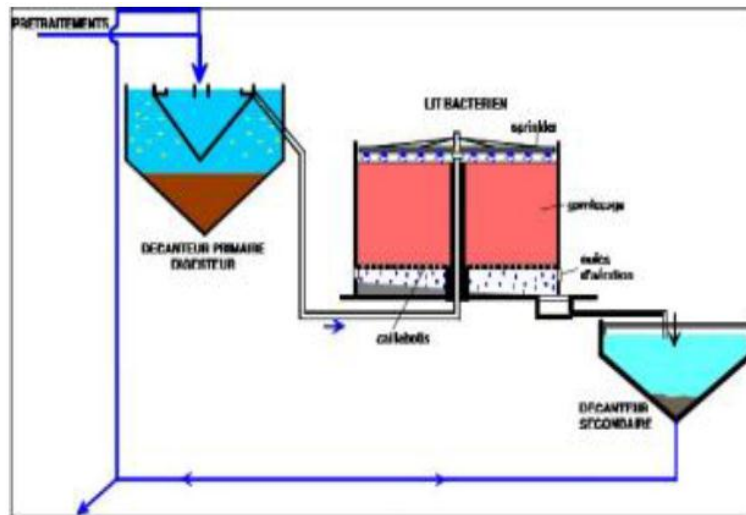
## I.3. LES PROCÉDES INTENSIFS :

### I.3.1. Lit bactérien (culture fixe) :

L'épuration sur lit bactérien est le plus ancien procédé biologique. Des bactéries sont cultivées sur un substrat neutre, comme de la pierre concassée, de la pouzzolane (sable volcanique), du mâchefèr ou du plastique. On fait passer l'effluent sur le substrat.

La difficulté consiste à trouver la bonne vitesse du flux d'eau, qui ne doit pas être trop rapide (pour permettre la dégradation bactérienne) ni trop lente (pour une bonne évacuation de MES en excès).

Une épuration sur lit bactérien est plus efficace qu'un traitement à boues activées car elle élimine non seulement les virus et les bactéries (respectivement 30 à 40 % et 50 à 95 %) mais aussi les œufs d'helminthes (20 à 90 %) et les kystes de protozoaires (83 à 99 % des kystes d'*Entamoeba histolytica*) (Faby J.A et al., 1997).

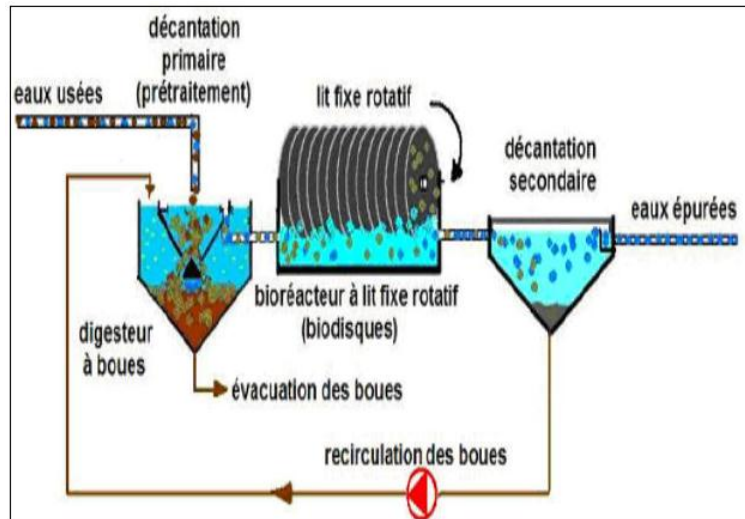


**Figure 2** : Schéma de principe d'une filière de traitement par lit bactérien (Karima A., 2009).

### I.3.2. Disque biologique (culture fixe) :

L'eau usée, préalablement décantée, alimente un ouvrage dans lequel des disques fixés sur un axe horizontal sont mis en rotation à vitesse lente. Sur ces disques biologiques en plastique se développe alors un film bactérien. Lors de leur émergence, ces bactéries prélèvent l'oxygène nécessaire à leur respiration et elles absorbent la pollution dissoute dont elles se nourrissent.

Dès que le film biologique dépasse une épaisseur de quelques millimètres, il se détache et est entraîné vers le décanteur final où il est séparé de l'eau épurée. Les boues ainsi piégées sont renvoyées par pompage périodique vers l'ouvrage de tête pour y être stockées et digérées (Bongiovanni, J.-M, 1998)



**Figure 3 :** Schéma d'un disque biologique (Bongiovanni, J.-M., 1998)

#### ➤ Avantages

- Bonne décantation des boues.
- Généralement adaptés pour les petites collectivités.
- Faible consommation d'énergie.
- Fonctionnement simple demandant peu d'entretien et de contrôle.
- Plus faible sensibilité aux variations de charge que la technique des boues activées.

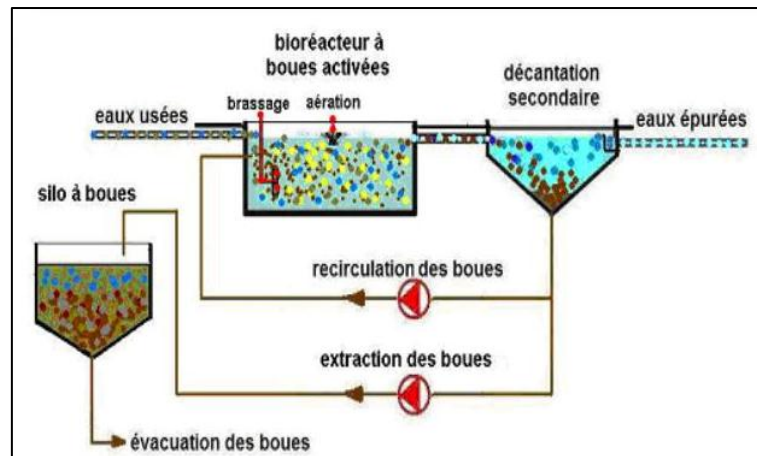
#### ➤ Inconvénients

- Performances généralement plus faibles qu'une technique par boues activées, qui tient en grande partie aux pratiques anciennes de conception. Un dimensionnement plus réaliste doit par conséquent permettre d'atteindre des qualités d'eau traitée satisfaisantes.
- Coûts d'investissement importants.
- Grande sensibilité aux variations de température ce qui crée une obligation de couverture.
- boues putrescibles (Karima A., 2009).

### I.3.3. Procédé à boue activée :

Toutes les technologies existantes visant l'épuration des eaux usées impliquent une production indirecte des boues. L'augmentation du nombre de stations d'épuration au niveau des agglomérations et les nouvelles restrictions environnementales, de plus en plus sévères, provoque ainsi une augmentation des boues produites. Dû aux exigences environnementales et aux coûts d'investissement qu'il suppose, le traitement des boues est de nos jours devenu aussi indispensable et important que le traitement des eaux usées (Satin M, et al., 2006).

Le procédé à boue activée est une technique biologique d'épuration des eaux. Il représente une alternative efficace et relativement écologique (sans utilisation de produits chimiques) aux techniques d'épuration les plus couramment utilisées. Il consiste à revaloriser les eaux usées en y introduisant un concentré de bactéries diverses. On ajoute à ce mélange un brassage mécanique qui permet l'oxygénation du tout, nécessaire au bon fonctionnement des bactéries et à la dégradation des matières. Ces dernières « mangent » les substances polluantes et les transforment en boue (Henri A, et al., 2004).



**Figure 4:** Schéma d'un procédé a boues activées (Bongiovanni, J.-M, 1998)

### ***1.3.3.1. Gestion des boues :***

L'élimination des pollutions apportées par les eaux usées laisse au passage des résidus.

S'il y'a élimination, il y'a donc production de ces résidus constitués essentiellement de boues.

Donc :

Production de boues ----- Elimination de la pollution ----- Station efficace

Une station qui produit des boues est une station qui élimine la pollution des eaux.

Ces boues constituent une pollution formée de matières en suspension, matières organiques, azote, phosphore....etc .

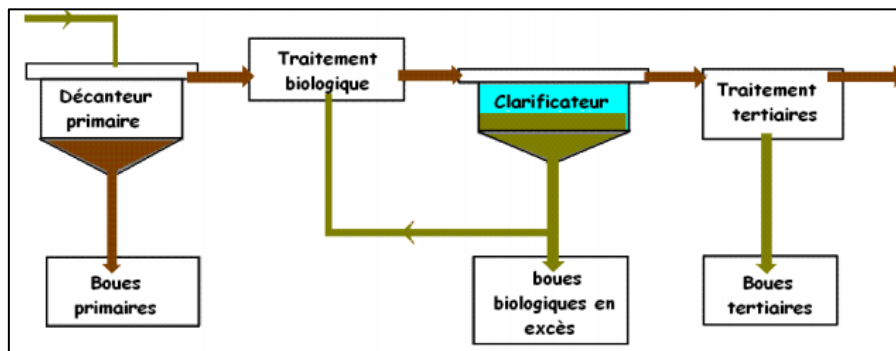
Si on n'extrait pas les boues des ouvrages d'épuration : Décanteurs, bassins d'aération, clarificateur, on aura une forte accumulation qui perturbera le fonctionnement de ces ouvrages.

Il faut évacuer les boues régulièrement des ouvrages d'épuration.

### ***1.3.3.2. Origine des boues urbaines :***

Les caractéristiques des boues dépendent fortement de la charge polluante de l'effluent traité ainsi que des techniques d'épuration mises en place. Une distinction se fait ainsi en fonction du traitement du quelle proviennent et trois types de boues sont repérés (Satin M, et al., 2006).

- **Les boues primaires** ; produites lors de la première décantation. Présentent des concentrations de l'ordre de 50 g/l et un taux de matière organique de 50% à 70%. Constituent les dites boues fraîches et sont extrêmement fermentescibles.
- **Les boues physico-chimiques** ; produites lors de la décantation forcée par l'injection de réactifs chimiques. Elles présentent un taux de matières organiques de 40% à 65% et des concentrations variant de 10 à 60 g/l selon les réactifs et les méthodes physiques de décantation.
- **Les boues biologiques** ; engendrées par le métabolisme de la pollution organique biodégradable par épuration biologique. Elles présentent un taux de matières organiques de 50% à 70% et des concentrations variant entre 20 et 30 g/l (AMSELEM A. et al., 2013).



**Figure 5** : Schéma des différents types des boues dans un procédé de traitement par boues activées (Boudez, j-c, 2001).

Dans tous ces cas, les boues contiennent une importante quantité d'eau variant entre 95% et 98%.

Elles génèrent une forte pollution olfactives, si non-stabilisées, et peuvent contenir des substances toxiques. Le traitement des boues est donc indispensable afin d'éviter l'impact sur l'environnement (AMSELEM A. et al., 2013).

### ***1.3.3.3. Caractéristiques des boues :***

- **Siccité d'une boue**

La boue est constituée d'eau et de matières sèches (MS).

Le pourcentage en eau représente l'humidité.

Le pourcentage en matières sèches représente la Siccité.

$$\text{Boues} = \text{Eau} + \text{Matières Sèches} \quad (1)$$

$$100\% = \text{Humidité} (\%) + \text{Siccité} (\%) \quad (2)$$

➤ **Concentration en Matières Sèches (M.S)**

Soit une boue à 20 g/l de M.S (c'est la concentration).

On suppose, en général que 1 litre de boue pèse approximativement 1 Kg (1 000 grammes).

Donc, 20 g de M.S sont contenus dans 1 litre de boue c'est-à-dire dans 1 000 g de boue.

➤ **La Teneur en Matières Volatiles en Suspension (M.V.S)**

Les matières sèches englobent des matières minérales (M. Min) et de matières organiques appelées aussi Matières Volatiles Sèches (MVS).

$$MS = MVS + M.Min \quad (3)$$

Généralement, on exprime la concentration des MVS en pourcentage par rapport aux MS, dans ce cas on parle de Taux de MVS.

Ce paramètre nous renseigne sur le degré de stabilité de la boue (Bongiovanni, J.-M, 1998)

***1.3.3.4. Paramètres de fonctionnement des stations à boues activées :***

Le procédé à boues activées est défini par les paramètres suivants

- La charge massique ;
- La charge volumique ;
- Age des boues ;
- Indice de Mohlman ;
- Besoin en oxygène ;
- Décantation des boues ;

➤ **Charge massique ( $C_m$ )**

La charge massique  $C_m$  est le rapport entre la quantité de pollution (le substrat) introduite dans le réacteur et la masse de boues activées MVS dans le réacteur. Cette notion  $C_m$  est importante car elle conditionne le bon fonctionnement de boue activée, tel que :

- Le rendement épuratoire.
- La production de boues.
- Le degré de stabilisation de boues en excès produites.
- Les besoins en oxygène ramenés à la pollution éliminés.

$$C_m = \frac{([DBO_5] \times Q_j)}{(V_{BA} \times MVS)} \quad (4)$$

$C_m$  : la charge massique (kg DBO<sub>5</sub> / kg MVS.j).

$V_{BA}$  ( $m^3$ ): volume de bassin d'aération.

$MVS$  ( $kg/m^3$ ): concentration en matière sachiee.

$Q_j$  ( $m^3/j$ ): débit journalier d'eau résiduaire à épurer (Karima A., 2009).

➤ **Charge volumique**

La charge volumique  $C_v$  est le rapport de la pollution journalière reçue en Kg de  $DBO_5$  au volume de bassin d'aération. Cette donnée permet d'évaluer le volume de bassin et elle n'a aucune signification biologique.

$$C_v = \frac{([DBO_5] \times Q_j)}{V_{BA}} \quad (5)$$

$C_v$  : la charge volumique  $kg\ DBO_5 / m^3.j$ .

$V_{BA}$  ( $m^3$ ): volume de bassin d'aération.

$Q_j$  ( $m^3/j$ ): débit journalier d'eau résiduaire à épurer (Karima A., 2009).

➤ **Age des boues**

L'âge des boues est le rapport entre la masse de boues présentes dans le réacteur et la masse journalière de boues extraites de la station. Cette notion d'âge de boue traduit la présence ou l'absence de germe de nitrification.

$$Age = \frac{C_{b.t}}{C_{b.ex}} = \frac{MES_{BA} \times V_{BA}}{C_{b.ex}} \quad (6)$$

**Age**: âge des boues (h).

$C_{b.t}$  : concentration en solide (ou solide volatil) de la liqueur mixte (mg/l).

$C_{b.ex}$  : concentration en solide (ou solide volatil) des boues (mg/l).

L'âge des boues est inversement proportionnel à la charge massique (Karima A., 2009).

➤ **Indice de Mohlman**

L'indice de décantation dite l'indice de Mohlman, est l'un des paramètres utilisés dans les contrôles des boues biologiques des STEP des eaux usées. Cet indice détermine le volume de boue activée décantée en une demi-heure (en ml) par rapport à la masse de résidu sec de cette boue (Bourrier R. et al., 2010).

$$I_m = V_{30}/M \quad (7)$$

Avec :

$V_{30}$ : volume de boue obtenu après 30 minutes de décantation d'un litre de boue activée.

Une boue activée de bonne qualité a un indice de Mohlman inférieur ou égal à 100.

➤ **Besoins en oxygène**

Les Besoins en oxygène réclamés par l'élimination de la pollution carbonée et azotée se décomposent en :

- besoins nécessaires à la synthèse cellulaire des micro-organismes, proportionnelle à la masse de la pollution carbonée assimilée.
- les besoins consommés par l'énergie d'entretien des micro-organismes présents dans le réacteur biologique.
- Les besoins nécessaires pour l'oxydation de l'azote ammoniacal (Bourrier R. et al., 2010).

***1.3.3.5. Paramètres influents dans les bassins à boue actives :***

Le bon fonctionnement de la digestion anaérobie dépend de plusieurs facteurs :

✓ **La température**

L'influence de la température est importante dans les phénomènes biologiques, elle intervient sur la vitesse de croissance des bactéries. Une température de la masse de boue est de 33 à 35°C (Bourrier R. et al., 2010).

✓ **pH**

Les systèmes biologiques acceptent une gamme de pH allant de 5 à 9 avec une zone optimale de 6 à 8 (DEGREMONT S., 2005).

✓ **Effet des substances toxiques**

La nature des substances toxiques est souvent d'origine métallique. La présence dans l'eau à épurer de ces substances toxiques se traduit par un arrêt partiel ou total de l'activité bactérienne.

Les concentrations maximales admises dans l'effluent sont (mg/l) :

Cu (1 à 2) , Zn (3 à 10) ,Cr (5 à 15) ,Pb (5 à 15) ,Al (2 à 5) ,Hg (0,5 à 1) (DEGREMONT S., 2005).

✓ **La bonne production du gaz contenant 70% de méthane**

Elle est de l'ordre de 1000 litres de gaz par Kg de matière organique pour une boue urbaine, dans de bonnes conditions de fonctionnement de digesteur (Bourrier R. et al., 2010).

**✓ Le temps de séjours**

Le temps de séjours des boues est déterminé en fonction de la charge de fonctionnement du digesteur, il est exprimé en Kg de MVS de boues introduites par jour, et par m<sup>3</sup>, et de la température de la masse de boue (Bourrier R. et al., 2010).

**I.4. CONCLUSION :**

L'épuration des eaux usées par voies biologiques utilise deux types de procédés extensifs et intensifs. Les procédés extensifs utilisent des moyens plus proches de la nature, elles nécessitent d'importantes superficies et assez long temps de séjour.

Les procédés intensifs comprennent des dispositifs qui permettent de localiser sur des surfaces relativement réduites et intensifier les phénomènes de transformation et de réduisant le temps de séjour dans les ouvrages. Les procédés intensifs peuvent se classer en procédés à culture fixes et à culture libres, dont le principe de ce dernier est le maintien en suspension des micro-organismes chargés d'épuration fait appel à la technique des boues activées.

Les performances biologiques des bassins d'aération sont intimement liées aux conditions d'échange entre le substrat, la biomasse active et l'oxygène fournie au milieu.

# **CHAPITRE II : LES SYSTEMES D'AERATION**

Les différents systèmes d'aération utilisés de nos jours sur les stations d'épuration peuvent être classés en trois catégories (DUCHENE et col., 1990) :

- Aérateurs mécaniques de surface ;
- Aérateurs à injection d'air ;
- Aérateurs à base de pompes.

Ces dispositifs ont généralement une double fonction : l'aération mais aussi le brassage du contenu d'un bassin pour maintenir en suspension les microorganismes et permettre les échanges d'oxygène et de matières nutritives entre liquide et bactéries.

Installés sur stations d'épuration, ils doivent être capables de remettre en suspension la totalité des boues activées contenues dans le bassin d'aération après une période d'arrêt volontaire ou accidentel.

### **II.1. AERATEURS DE SURFACE :**

Ils sont dominants sur les petites et moyennes installations à boues activées et sur les lagunes, rares sur les très grosses stations d'épuration.

Il s'agit d'appareils qui assurent principalement la dissolution d'oxygène par projection dans l'air de la liqueur à aérer. Interviennent également l'introduction dans la masse liquide des bulles formées lors de la retombée de l'eau projetée et le renouvellement de la surface libre du liquide.

On distingue trois types d'aérateurs de surface :

- La turbine lente ;
- La turbine rapide ;
- La brosse.

#### **II.1.1. Turbine lente :**

C'est un aérateur à axe vertical et vitesse lente.

On distingue les turbines « ouvertes » des turbines « fermées » encore appelées turbines à canaux.

Une turbine lente « ouverte » est constituée de pales fixées sous un plateau ou soudées directement sur l'arbre.

Ces pales sont immergées dans le liquide à aérer et entraînées à une vitesse périphérique de 4 à 6 m/s par un motoréducteur.

Selon le diamètre de la turbine, sa vitesse de rotation peut varier entre une vingtaine et deux ou trois centaines de tours par minute.



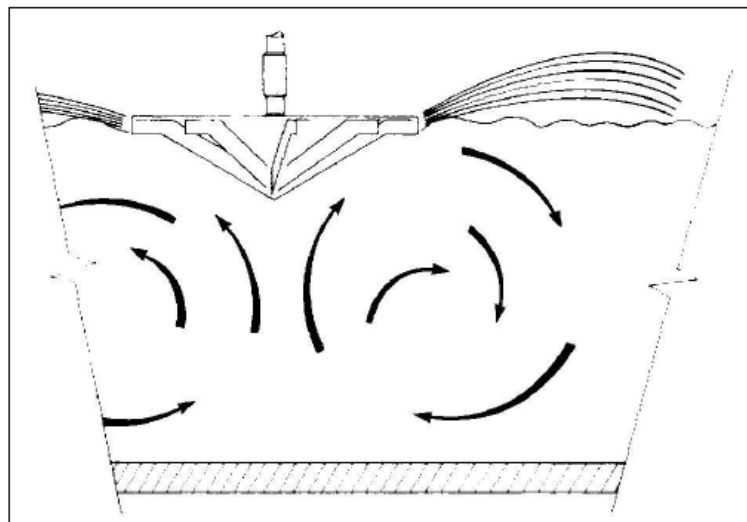
**Photo 01 :** Turbine de surface à vitesse lente (immersion insuffisante)

Dans une turbine lente fermée, les pales sont entourées par un carter et délimitent des canaux à travers lesquels l'eau est guidée.

Tournant à des vitesses périphériques comparables à celle des turbines ouvertes, les turbines à canaux sont réputées produire un meilleur pompage que ces dernières.

Notons que certaines d'entre elles présentent de sérieux risques d'obturation lorsqu'elles sont installées sur des bassins recevant des effluents urbains sommairement prétraités.

Les turbines aspirent l'eau par leur base et rejettent latéralement. Elles créent donc principalement un mouvement circulaire de l'eau dans le plan vertical.



**Figure 6 :** Mouvement créé par une turbine

Les turbines lentes sont généralement installées au centre de leur zone d'action, au milieu d'un bassin de forme régulière dans de nombreux cas.

L'eau peut présenter certains comportements néfastes au bon fonctionnement de l'aérateur :

- Mise en rotation dans le plan horizontal ;
- Formation d'un vortex sous la turbine,
- Apparition d'un vortex non centré sous l'aérateur, responsable de variations de la forme de la gerbe et de la puissance absorbée.

Ces phénomènes plus ou moins fréquents selon les caractéristiques des turbines et les formes des bassins (cylindriques, ou à parois à 45°, ou très plats) peuvent être atténués en installant des dispositifs anti-rotatoires (baffles à la périphérie du bassin) ou anti-vortex (déflecteur à la verticale de la turbine).

Trois autres types de montages de turbines lentes sont possibles :

Montage en carrousel : la turbine (ouverte) est placée à une extrémité d'un chenal allongé, dans le prolongement de la cloison centrale.

Elle assure non seulement une aspiration de l'eau, mais également sa mise en circulation dans le chenal.

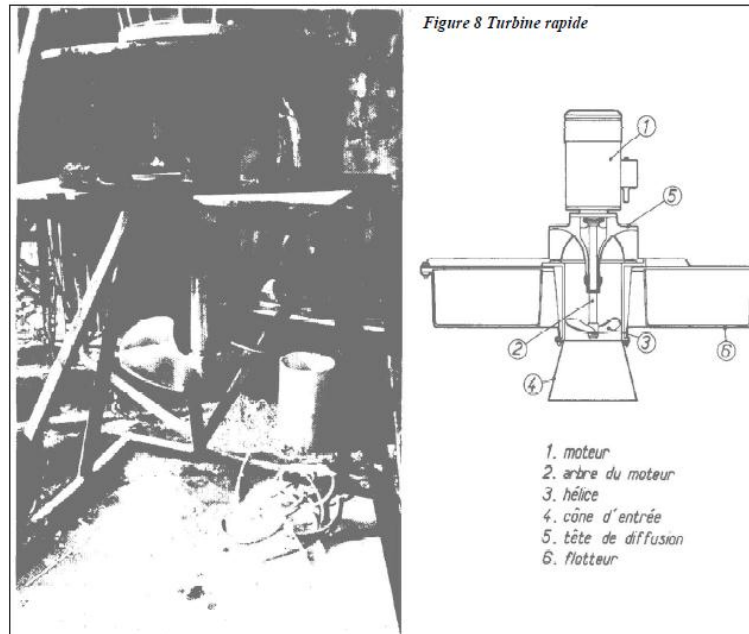
### **II.1.2. Turbine rapide :**

C'est un aérateur à axe vertical et à vitesse rapide. Il est constitué par une hélice généralement placée à l'intérieur d'une cheminée de faible diamètre et entraînée directement par le moteur (entre 700 et 1500 t/mn).

Les turbines rapides sont la plupart du temps montées sur flotteurs.

Elles sont principalement installées sur les lagunes et sur les cuves à niveau variable (en position centrale ou en manège).

Elles sont plus rarement solidaires d'une passerelle ou d'un pont mobile se déplaçant sur un chenal annulaire.



**Figure 7 :** Turbine rapide

**II.1.3. Brosse :**

Une brosse est un aérateur à axe horizontal et vitesse lente. Il se compose d'un axe dénoyé portant des pales partiellement ou totalement immergées en position basse et relié à un motoréducteur. Sa vitesse de rotation est habituellement comprise entre 60 et 90 tours par minute.

Ces aérateurs équipent généralement des chenaux qui peuvent avoir différentes formes et sections.



**Photo 2 :** Aérateur de surface Brosse

## II.2. SYSTEMES A INJECTION D'AIR :

Ces systèmes réalisent l'introduction d'air surpressé en profondeur dans les bassins.

L'air est fourni par des surpresseurs, des ventilateurs ou des turbo-compresseurs selon le débit requis et l'immersion des diffuseurs.

On classe les dispositifs d'injection d'air selon le diamètre moyen des bulles qu'ils délivrent :

- Grosses bulles ;
- Moyennes bulles ;
- Fines bulles.

Les systèmes à grosses bulles sont aujourd'hui quasiment abandonnés.

Les dispositifs à moyennes bulles sont utilisés sur les petites et moyennes stations d'épuration ainsi qu'en lagunage, mais restent largement dominés en nombre par les aérateurs de surface.

Les dispositifs à fines bulles équipent le plus souvent les très grosses stations mais peuvent parfois être adaptés à des installations de taille inférieure.

### II.2.1. Insufflation d'air par grosses bulles :

Il s'agit fréquemment de systèmes d'injection à faible profondeur, d'air étant introduit dans le bassin soit par des cannes verticales, soit par des diffuseurs à large orifice.

### II.2.2. Insufflation d'air par moyennes bulles :

L'air surpressé est introduit dans le bassin à travers des diffuseurs.

Ces diffuseurs sont de types extrêmement variables. Ils sont généralement conçus pour limiter le diamètre des bulles (4 à 6 mm en moyenne au départ) et pour éviter qu'ils ne s'obstruent.

Nous distinguerons simplement les aérateurs statiques, dispositifs qui assurent un allongement du temps de séjour des bulles dans l'eau (en les guidant le long d'une hélice par exemple), des autres types de diffuseurs moyennes bulles (lame vibrante, clapets, etc...).

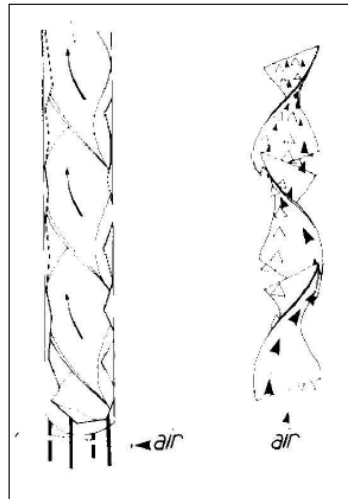


Figure 8 : Aérateurs statiques

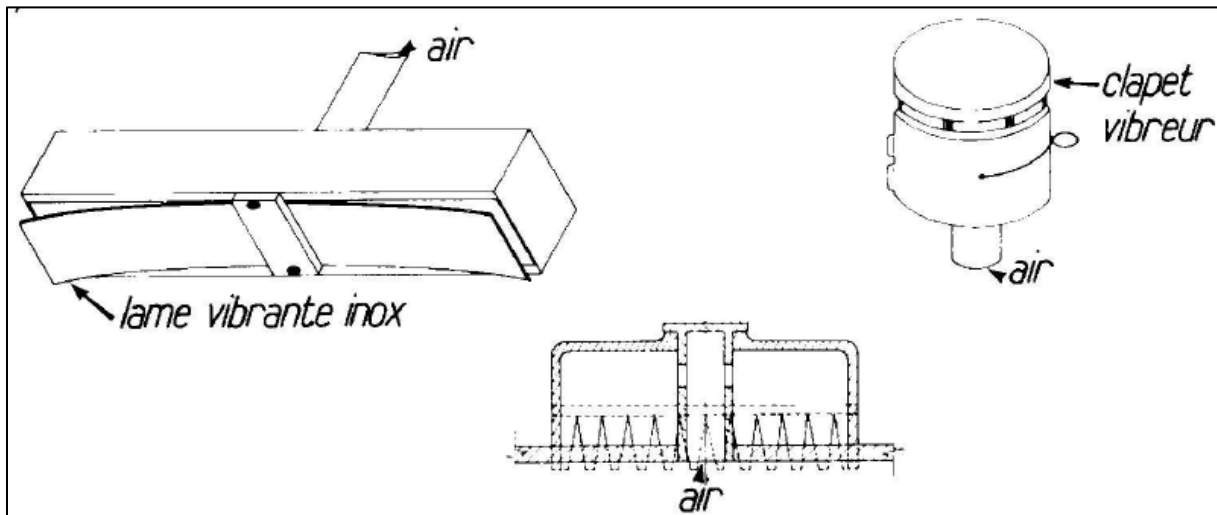


Figure 9 : Diffuseurs moyennes bulles

### II.2.3. Insufflation d'air par fines bulles :

Les fines bulles (diamètre 3 mm en moyenne au départ) sont émises par diffusion d'air à travers un corps poreux.

Différents types de diffuseurs peuvent être mentionnés :

- Disques, tube, plaque de l'élastomère poreux ;
- Tubes de résines agglomérées ;
- Mousses plastiques extensibles.



**Photo 3 :** Disques de l'élastomère poreux



**Photo 4 :** Rampes immergées de Diffuseurs fines bulles

### ***II.2.3.1. Avantages et inconvénients des membranes de diffusion d'air fines bulles :***

➤ *Avantage :*

Les avantages se situent sur plusieurs plans.

- **Fiabilité de la fourniture d'oxygène** L'installation de deux suppressesurs (dont l'un en secours) dans le cas de la diffusion d'air évite aisément que les pannes mécaniques aient les conséquences néfastes évoquées ci-dessous.

Cet élément est bien sur essentiel, une panne venant non seulement compromettre la qualité du traitement des eaux usées a brève échéance mais encore handicaper le traitement durablement.

Il est bien démontré que, si les facteurs favorables au développement des micro-organismes filamenteux sont nombreux et pas tous encore complètement explicites, la quasi-totalité de cas de bulking est occasionnée par une carence en oxygène. Les pannes d'aération sont ainsi la cause déclenchant ces dysfonctionnements biologiques dans le plus grand nombre de cas. La durée maximale de la panne d'aération supportable sans trop de risques est estimée a environ cinq à dix heures, ce qui laisse peu de temps pour mettre en oeuvre un système de secours. Les aérateurs mécaniques, difficilement doubles dans les petits bassins d'aération, devraient obliger, en pratique, à venir installer un dispositif de rechange en cas de panne. En effet, même s'il y a deux aérateurs de surface, la zone de l'aérateur en panne sera mal brassée/mal aérée par l'autre aérateur seul.

- **Modularité de la fourniture d'oxygène** Sur les petits bassins d'aération, la modularité de la puissance d'oxygénation par des aérateurs de surface est fort limitée : leurs performances sont fortement affectées par des vitesses de rotation, des immersions s'éloignant de l'optimum et le nombre d'appareils est nécessairement limité (le plus souvent à un).

En insufflation d'air, l'utilisation de plusieurs suppresseurs, de suppresseurs à deux vitesses où à vitesses variables, permet d'adapter la puissance d'aération aux besoins en oxygène. Cela n'est pas assez mis en pratique aujourd'hui et c'est l'un des points importants à améliorer dans la pratique future.

Cet avantage n'est pas négligeable puisqu'un bon asservissement aux capteurs d'oxygène ou redox n'est obtenu que pour une puissance d'aération non surdimensionnée par rapport aux besoins instantanés en oxygène.

- Sensibilité de l'aération à la concentration de boues du bassin d'aération

Une bonne exploitation passe par le maintien d'une concentration de boues dans le bassin d'aération ne dépassant pas la concentration de projet souvent fixée entre 4 et 5 g/l selon que l'on n'a pas ou que l'on a recours à la déphosphatation physico-chimique. Il est évident que cette règle peut connaître des exceptions (impossibilités momentanées d'extraire des boues par exemple). Des concentrations élevées (> 5g/l de MES) conduiront le plus souvent au bulking suite à une sous - aération d'une partie des boues en cas d'aération mécanique, si l'on n'a pas veillé à rallonger les durées de marche afin de reprendre toutes les boues épaissies en fond de bassin et de les aérer suffisamment. Au contraire, les bulles d'air traversent toute la masse de boues, en insufflation d'air le problème ne se pose pratiquement pas et il n'y a pas lieu de modifier les réglages d'asservissement en fonction de la concentration en boues.

- Réchauffement de la liqueur mixte L'insufflation d'air fines bulles se fait nécessairement à une pression de l'ordre de la hauteur d'immersion des diffuseurs. Cette compression augmente la température de l'air d'une dizaine de degrés par mètre d'immersion. Cette chaleur se dissipe en majeure partie dans le bassin d'aération et réchauffe son contenu. Le réchauffement ainsi procure, par rapport à une aération de surface est estimé à environ 2°C. Ce gain, modeste, est important en hiver pour maintenir plus aisément la nitrification, activité bactérienne beaucoup plus sensible à la température que la dégradation des matières organiques.

- Maîtrise des nuisances sonores

Les émissions sonores en insufflation d'air proviennent des suppresseurs qui sont aisément isolables dans un bâtiment spécialement conçu ou par les capotages commercialisés par les fournisseurs de ces machines. Le recours à ces deux moyens d'insonorisation permet d'assurer la maintenance sur l'un des appareils sans avoir à arrêter l'autre (cette solution onéreuse peut, au plan de la réglementation du travail être remplacée par le port de protections individuelles).

Dans le cas des aérateurs de surface, la source sonore essentielle n'est pas le moto- réducteur d'entraînement mais la gerbe d'eau retombant à la surface du bassin d'aération. L'installation de jupes enveloppant l'aérateur et sa gerbe permet une bonne insonorisation.

Malheureusement elle conduit au développement de mousses biologiques stables du fait du non rabattement des flottants dans le bassin d'aération par action mécanique de la gerbe. Des jupes s'arrêtant 15 à 20 au-dessus du plan d'eau n'ont pas cet inconvénient mais présentent une efficacité amoindrie d'insonorisation.

➤ *Inconvénients :*

Ils relèvent principalement de coûts élevés • Coûts d'investissement

La solution supprimeurs et diffuseurs d'air à membrane fines bulles est en soi plus coûteuse que celle des aérateurs mécaniques. En génie civil, l'économie de passerelle que cette solution peut apporter est compensée par l'érection normale d'un local dédié aux supprimeurs. En revanche, l'ensemble des supprimeurs, canalisations, supports et diffuseurs est plus cher qu'une turbine lente de surface par exemple. Les tentatives d'économie, comme nous le verrons par la suite, se traduisent généralement par des performances significativement amoindries, en tout cas, pour les trois premiers de ces composants du système d'aération.

• Nécessite de diffuseurs relevables sans vidange du bassin d'aération

Les incidents sur un diffuseur (casse par accident, crevaison, mauvais montage initial) ne sont pas exclus et créent une fuite locale pénalisant lourdement l'ensemble du système d'aération.

Plus certainement encore la longévité limitée<sup>2</sup> des diffuseurs impose, en cas de bassin d'aération unique, que les diffuseurs soient relevables par groupes pour inspection, maintenance (nettoyage occasionnel, lavage haute pression) et renouvellement de tout ou partie des diffuseurs. Cette obligation contribue à renchérir le coût d'investissement (et aussi le coût de fonctionnement renouvellement).

#### **II.2.4. Insufflation d'air et brassage :**

Les diffuseurs peuvent être répartis uniformément au fond des bassins d'aération ou placés le long des parois pour créer un mouvement de convection de l'eau.

Certains systèmes séparent la fonction de brassage et celle d'aération.

Par exemple :

- Diffuseurs placés sous une turbine de fond ;
- Diffuseurs mobiles dans un bassin, le pont tournant portant les poreux et assurant la mise en rotation de l'eau ;
- Diffuseurs fixés et brassage par hélice en chenal.



**Photo 5 :** Chenal d'aération - Insufflation d'air + agitation

**II.3. SYSTEMES A BASE DE POMPE :**

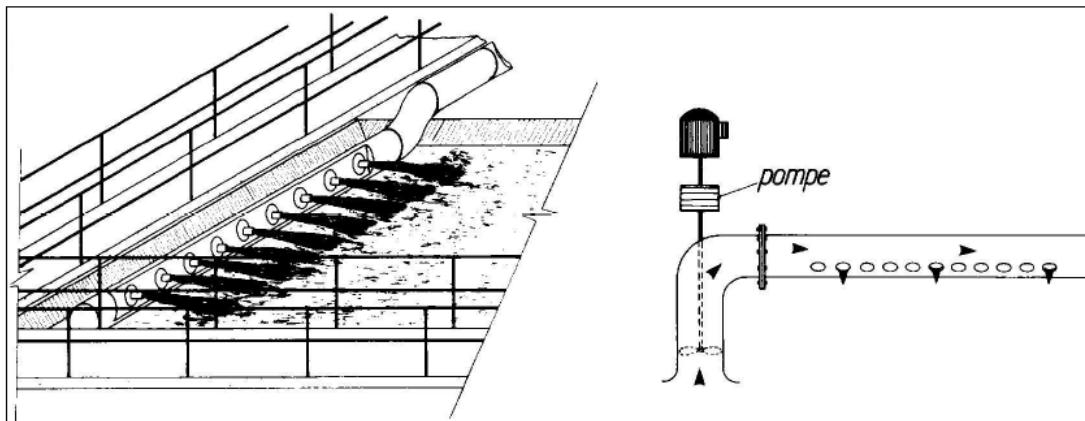
Ils sont assez peu utilisés, en France, pour l'aération des boues activées. Certains d'entre eux ont des utilisations bien spécifiques : aération de lisiers par exemple.

**II.3.1. Systèmes à jets :**

Le liquide pompé en profondeur dans un chenal y est réintroduit sous forme de jets.

Deux systèmes existent : nombreux jets à fort débit et faible pression, ou faible nombre sous forte pression.

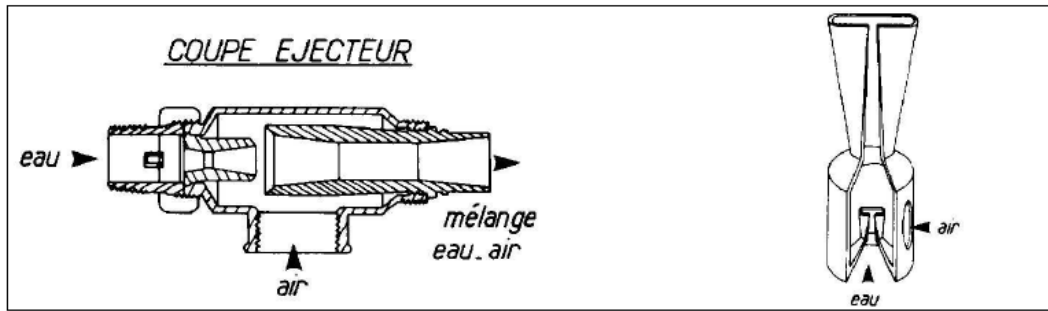
Les jets, tout en assurant l'aération, impriment un mouvement horizontal à la masse liquide.



**Figure 10 :** Systèmes à jets

**II.3.2. Systèmes à éjecteurs :**

Un éjecteur est constitué par un ajutage disposé à l'entrée d'un venturi de même axe. Une chambre, dite chambre d'aspiration, entoure les deux cônes. Elle reçoit l'arrivée d'air.



**Figure 11 : Éjecteurs**

Le liquide, pompé dans le bassin d'aération, est introduit sous pression dans les éjecteurs.

L'énergie du jet liquide provoque un entraînement d'air qui est dispersé en très fines bulles à travers le venturi. Lorsque l'éjecteur est peu immergé, l'aspiration créée est suffisante.

Lorsque l'immersion dépasse quelques mètres, l'appareil doit être alimenté en air sous pression.

Les éjecteurs peuvent être montés en rampes disposées à intervalles réguliers au fond des bassins d'aération.

Ils peuvent aussi être placés directement sur le refoulement d'une pompe immergée, voire montés sur des bras rotatifs.

Nous différencierons par la suite les systèmes à éjecteurs alimentés en air surpressé des systèmes déprimogènes à éjecteurs, leurs performances d'oxygénation n'étant pas comparables.

### **II.3.3. Systèmes déprimogènes simples :**

Le principe de ces appareils est le suivant :

Une hélice ou une turbine, dont l'axe est entouré par un manchon en communication avec l'atmosphère extérieure, est directement entraînée par un moteur.

La dépression créée par la rotation de l'hélice provoque une aspiration d'air à travers le manchon.

L'axe peut être incliné et l'appareil est alors utilisé en chenal à faible hauteur d'eau et assure simultanément l'aération et la mise en rotation de l'eau dans le plan horizontal.

Quand l'axe est vertical, la turbine est plus immergée et provoque une mise en mouvement de l'eau dans le plan vertical.

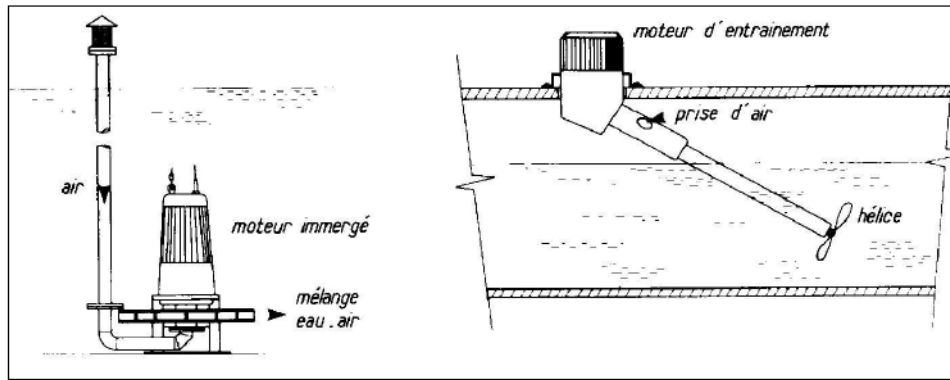


Figure 12 : Systèmes déprimogènes simples

II.4. LES CARACTERISTIQUES DES SYSTEMES :

Les caractéristiques de ces différents dispositifs d'aération sont regroupées dans le tableau 1. Un tableau très détaillé, incluant les capacités d'oxygénation de chaque système est aussi donné par VASEL (1990). La suite de cette étude concerne, quant à elle, exclusivement les aérateurs de surface sans tube d'aspiration.

Tableau 1 : Caractéristiques des différents dispositifs d'aération (d'après ECKENFELDER,1982)

Type d'équipement	Caractéristiques	Applications	Avantages	Inconvénients
Diffuseurs				
Poreux	Bulles fines disques en céramique dômes plastiques	Tout type de boues activées. Stations de capacité élevée	Bon transfert Bon brassage	Coût (investissement + maintenance) Colmatage possible
Non poreux	Grosses bulles produites par tuyère ou cisaillement	Tout type de boues activées	Peu de maintenance	Faible transfert Coût élevé (énergie + investissement)
Statique	Entraînement forcé d'air et d'eau dans un tube équipé d'un système de brassage	Principalement en lagunage aéré	Economique : peu de maintenance Bon transfert	La capacité de mélange
Aérateurs mécaniques de surface				
Turbine lente	Diamètre de turbine élevé, montée sur pont ou plateforme fixe Moteur + réducteur	Tout type de boues activées. lagunage aéré	Pompage et transfert élevés	possibilité de givrage maintenance du réducteur
Turbine rapide	Diamètre de turbine faible, montée sur	Tout type de boues activées. lagunage	Bon transfert Investissement	possibilité de givrage

	pont flottant, tube d'aspiration	aéré	faible Souplesse d'utilisation	accessibilité difficile
Brosse	Faible vitesse Moteur + réducteur	Fosse d'oxydation Lagunage aéré	Transfert moyen Investissement faible	Sensibilité aux conditions de mise en œuvre
Aérateurs à éjection				
Système à base de pompe	Pompe éjecteur	Aération de lisier		

## II.5. CONCLUSION:

Les différents systèmes d'aération utilisés de nos jours dans les installations d'épuration sont :

- Aérateurs de surface;
- systèmes à injection d'air;
- systèmes à base de pompe.

Ces dispositifs ont généralement une double fonction : l'aération mais aussi le brassage du contenu d'un bassin pour maintenir en suspension les microorganismes et permettre les échanges d'oxygène et de matières nutritives entre liquide et bactérie.

Les aérateurs de surface consomment beaucoup d'énergie et c'est pour cette raison qu'on a choisi le système d'insufflation d'air en fine bulle à membrane dans notre cas.

**CHAPITRE III :**  
**TRANSFERT**  
**D'OXYGENE**

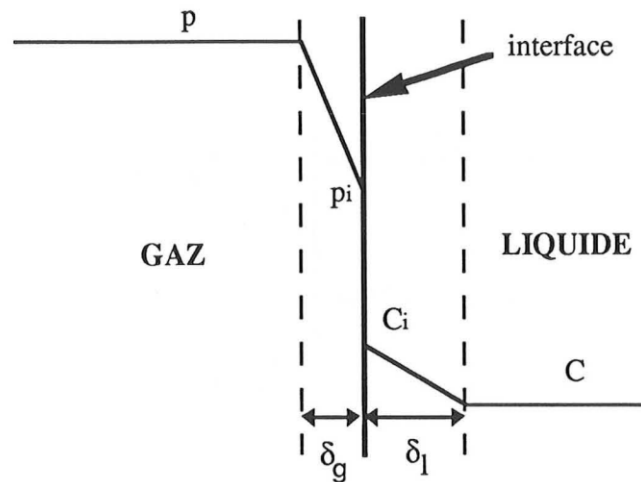
L'aération est une grandeur essentielle pour les procédés aérobies d'épuration biologique. Elle représente 60 à 80 % de la consommation énergétique d'une station d'épuration par boues activées (VASEL, 1990), soit une part majeure du coût d'assainissement. De plus elle peut influencer la qualité des floes et leur aptitude à décanter (P ALM et col., 1990) perturbant ainsi le fonctionnement du décanteur secondaire. Une bonne modélisation ainsi qu'une meilleure connaissance des phénomènes d'oxygénation des bassins aérés semble donc nécessaire pour une épuration performante.

### III.1. EXPRESSION DU FLUX DE MATIERE :

Lors de l'absorption physique, le flux des molécules transférées est proportionnel à l'aire interfaciale "a", ainsi qu'à la force motrice qui est représentée par  $(P-P_i)$  dans la phase gaz et par  $(C_i-C)$  dans la phase liquide. Le bilan caractérisant le transfert de soluté entre les deux phases s'écrit alors:

$$\varphi = k_g \cdot a \cdot (p - p_i) = k_l \cdot a \cdot (C_i - C) \quad (8)$$

où  $k_g$  et  $k_l$  sont respectivement les coefficients de transfert côté gaz et côté liquide. Ces coefficients peuvent être liés à plusieurs concepts dont le plus simple est le modèle du double film proposé initialement par WHITMAN (CHARPENTIER et col., 1983) en 1923 (figure 13).



**Figure 13 :** Profil général de concentration en soluté

Ce modèle suppose de chaque côté de l'interface, la présence d'un film stagnant d'épaisseur  $\delta_g$  pour le gaz et  $\delta_l$  pour le liquide. Le soluté dont la concentration est uniforme au sein des phases, suite à l'agitation turbulente, traverse chacun des films par diffusion moléculaire. De plus la résistance au transfert à travers l'interface est considérée comme négligeable:  $P_i$  et  $C_i$  sont donc deux grandeurs à l'équilibre.

D'autres modèles plus complexes existent dans la littérature. Ils supposent que les éléments de liquide proches de l'interface sont périodiquement remplacés par d'autres venus du sein du

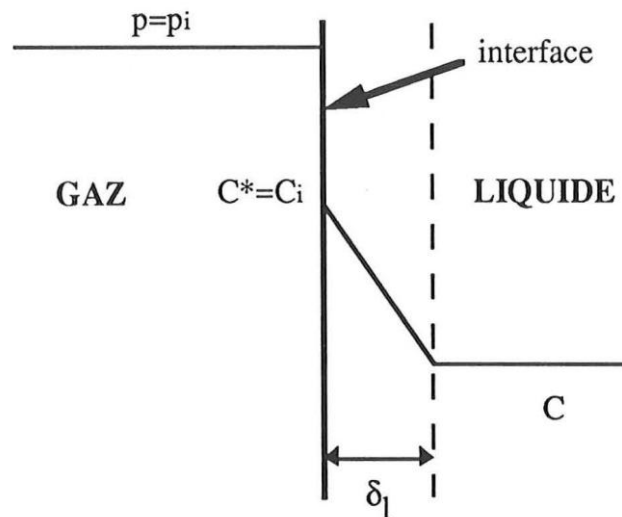
liquide. Lorsqu'ils sont à l'interface ils absorbent comme une couche de liquide stagnant d'épaisseur infinie. Le transfert de matière est alors caractérisé par :

- ✓ un temps de contact: modèle de HIGBIE (1935)
- ✓ une vitesse de renouvellement des éléments liquides situés à l'interface : modèle de DANCKWERTS (1970).

Le modèle de WHITMAN est peut-être le moins réaliste. Mais il est souvent utilisé du fait de sa simplicité, et il conduit à des résultats proches de ceux obtenus avec les modèles plus sophistiqués.

Dans le cas de l'oxygénation de l'eau, la résistance au transfert côté gaz est négligeable devant celle côté liquide (MUNZ et col., 1989). On a ainsi  $p=p_i$  et  $C_i$  qui correspond à l'équilibre avec  $p$  est souvent notée  $C^*$  (figure 14), d'où

$$\varphi = k_l \cdot a \cdot (C^* - C) \quad (9)$$



**Figure 14 :** Profil de concentration en soluté pour le cas particulier de l'oxygénation de l'eau

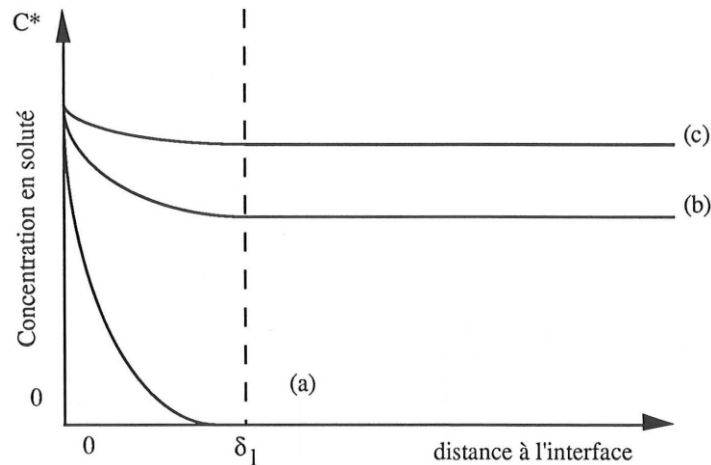
Lorsque le gaz dissous est consommé au sein de la phase liquide par une réaction chimique, l'équation de transfert de matière est définie par :

$$\varphi = E \cdot k_l \cdot a \cdot (C_i - C) \quad (10)$$

où E est appelé facteur d'accélération : ce facteur caractérise l'influence de la réaction sur la cinétique du transfert. Si la réaction est très rapide (figure 15a) le gaz réagit dès son entrée dans le liquide et la réaction a lieu exclusivement dans le film liquide. Le transfert est alors très accéléré par la réaction et  $\delta_1$ . Quand la réaction est lente (figure 15b) le flux de transfert de matière n'est que peu influencé par la cinétique de la réaction et  $\delta_1$ .

Dans le cas de l'aération des bassins de boues activées, la consommation d'oxygène ne résulte pas d'une réaction chimique mais de l'action des micro-organismes. Globalement, l'effet est le même et par analogie, on définit un facteur biologique d'accélération a. tel que:

$$\varphi = \alpha \cdot k_l \cdot a \cdot (C^* - C) \quad (11)$$



**Figure 15 :** Profil de concentration dans le cas du transfert accompagné de réaction chimique; a : réaction très rapide; b : réaction lente ; c : sans réaction

### III.2. DONNEES DE BASE :

Toutes données de base et définitions sont rapportées à une concentration nulle d'oxygène dissous, une température T et une pression P.

Les possibilités d'oxygénation d'un système d'aération peuvent se caractériser à l'aide des critères suivants :

#### III.2.1. Capacité d'oxygénation :

Elle est la quantité d'oxygène dissous par heure et par mètre cube de bassin ( $\text{kg O}_2/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ ).

$$C \cdot O' = K_L a' \cdot C'_s \cdot 10^{-3} (\text{boues}) \quad (12)$$

$$C \cdot O = K_L a \cdot C_s \cdot 10^{-3} (\text{eau claire}) \quad (13)$$

$K_L a$  ( $\text{h}^{-1}$ ) Coefficient de transfert en eau claire ;

$C_s$  (mg/l) Saturation d'oxygène en eau claire.

#### III.2.2. Apport horaire :

Il est la quantité d'oxygène dissous par heure ( $\text{kg O}_2/\text{h}$ )

$$A \cdot H' = K_L a' \cdot C'_s \cdot V \cdot 10^{-3} (\text{boues}) \quad (14)$$

$$A \cdot H = K_L a \cdot C_s \cdot V \cdot 10^{-3} (\text{eau claire}) \quad (15)$$

#### III.2.3. Apport spécifique :

Il est la quantité d'oxygène dissous par kWh consommé ( $\text{kg O}_2/\text{kWh}$ )

On distingue :

- L'apport spécifique brut

$$ASB' = \frac{A H'}{Pb} (boues) \quad (16)$$

$$ASB = \frac{A H}{Pb} (eau.claire) \quad (17)$$

Pb : puissance brute consommée (puissance mesurée aux bornes du moteur ou au tableau de commande des appareils).

- L'apport spécifique net

$$ASN' = \frac{A H'}{Pn} (boues) \quad (18)$$

$$ASN = \frac{A H}{Pn} (eau.claire) \quad (19)$$

Pn : puissance nette (puissance mesurée à l'arbre d'un aérateur de surface).

#### III.2.4. Rendement d'oxygénation (cas d'insufflation d'air) :

Il est le pourcentage de la masse d'oxygène effectivement dissous par rapport à la masse d'oxygène insufflé dans un système à air surpressé (%).

$$RO' = \frac{CO'}{q_L x_a \rho} x 10^5 (boues) \quad (20)$$

$$RO = \frac{CO}{q_L x_a \rho} x 10^5 (eau.claire) \quad (21)$$

Les rapports suivants sont couramment utilisés dans l'expression des performances des aérateurs.

$$\alpha = \frac{K_L a'}{K_L a} \quad (22)$$

et

$$\beta = \frac{C'_s}{C_s} \quad (23)$$

Les conditions normales, nominales ou standards qui permettent de comparer, sur la base de leurs performances d'oxygénation, les dispositifs d'aération entre eux sont les suivantes :

- Eau propre ;
- Concentration nulle en oxygène dissous ;
- Température 10°C (20°C aux U.S.A.) ;

- Pression atmosphérique normale (1013 mbar).

Les paramètres d'oxygénation définis s'appliquent à des bassins à liquide parfaitement mélangé. Ils sont aussi adaptés pour caractériser les systèmes du type chenal à brosse ou carrousel, l'extrapolation à  $C = 0$  étant faite sur la tranche liquide située immédiatement en amont de l'aérateur.

### III.2.6. Corrections :

L'expression en valeurs standard des résultats d'oxygénation obtenue dans d'autres conditions de température et de pression implique des corrections.

Celles-ci sont examinées ci-après :

#### III.2.6.1. Corrections de température :

Une élévation de température accélère les échanges gaz-liquide et se traduit donc par une augmentation du coefficient de transfert.

L'effet de la température sur  $K_{La}$  (ou  $K_{La}'$ ) est généralement exprimé comme suit :

$$\left( K_{La} \right)_T = \left( K_{La} \right)_{T'} \mathcal{G}^{(T - T')} \quad (24)$$

Le facteur de correction de température  $\nu$  a été évalué par différents auteurs : les valeurs citées sont compris entre 1,01 et 1,05. Deux d'entre elles, 1,02 et 1,024, sont le plus fréquemment rapportées.

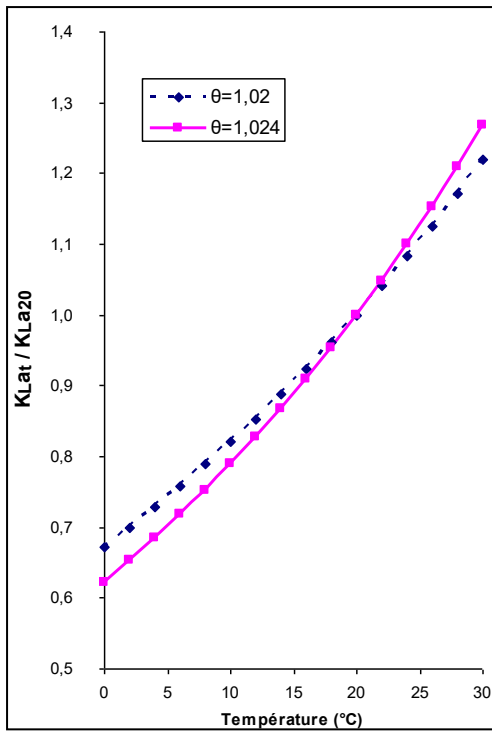


Figure 16: Effet de la température sur le

$$\text{rapport } \frac{(K_{La})_T}{(K_{La})_{20}}$$

Le coefficient de transfert et la concentration à saturation évoluant en sens inverse en fonction de la température, la capacité d'oxygénation, produit de ces deux termes sont peu sensibles à ce facteur.

Des capacités d'oxygénation mesurées à des températures comprises entre 5°C et 20°C ne diffèrent pas de plus de 2,5 % des résultats de mesures effectuées dans des conditions normales (20°C), que le facteur de correction  $\nu$  utilisé soit 1,02 ou 1,024.

III.2.6.2. Correction de pression atmosphérique ou d'altitude :

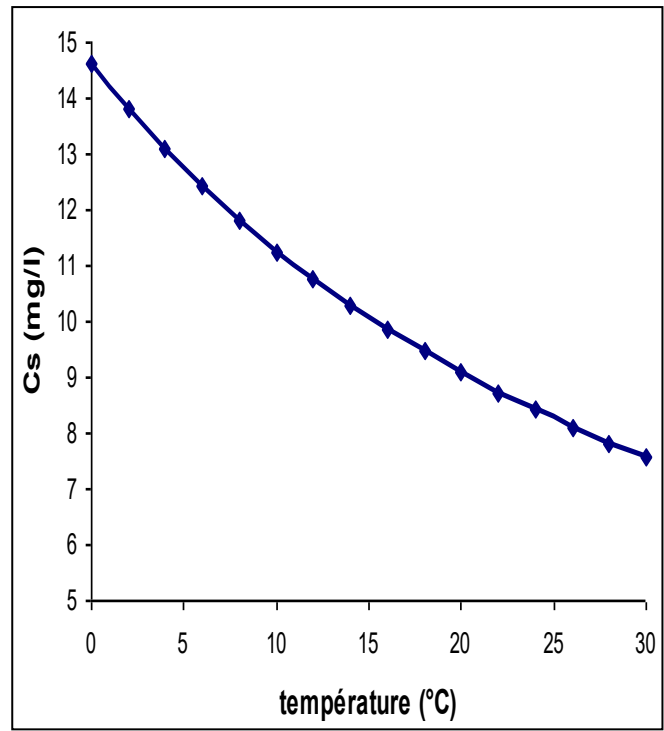


Figure 17: Evolution de la solubilité de l'oxygène dans l'eau pure en fonction de la température (d'après la norme française AFNOR NF T90-032 Avril 1975).

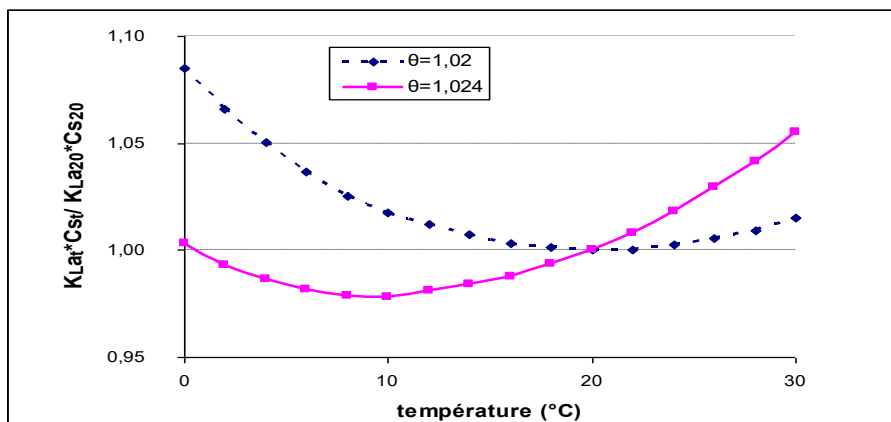
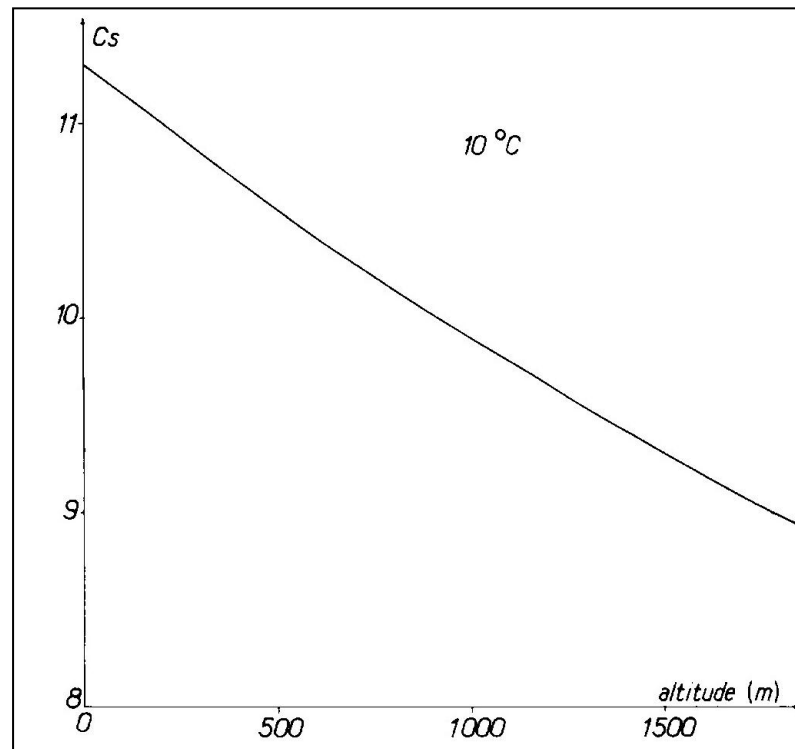


Figure 18: Effet de la température sur la capacité d'oxygénation  $C_s$  = Table de MORTIMER (norme AFNOR NF T90-032)

$$(K_{La})_T = (K_{La})_{20} \vartheta^{(T-20)}$$

La solubilité de l'oxygène dans l'eau est une fonction croissante de sa pression partielle dans l'atmosphère, donc de la pression atmosphérique. Elle diminue sensiblement avec l'altitude.



**Figure 19:** Evolution de la solubilité de l'oxygène dans l'eau pure en fonction de l'altitude (d'après la norme AFNOR NF T90-032).

Les variations de pression observées en un lieu géographique donné (quelques millibars par rapport à la normale) conduisent généralement à une variation négligeable de la solubilité.

Par contre, lorsque les mesures d'oxygénation sont effectuées en altitude la diminution de la solubilité se traduit par une sous-estimation de la capacité d'oxygénation mesurée par rapport à la valeur nominale.

Dans ce cas, une bonne approximation de la capacité nominale peut être obtenue en appliquant à  $C_s$  mesuré en altitude un facteur correctif égal au rapport de la pression normale à la pression du site de mesure.

$$CO = (K_{La})_T (C_s)_T \frac{1013}{P} \quad (25)$$

### III.3. CAS PARTICULIER DES AERATEURS DE SURFACE :

#### III.3.1. Aération de surface en eau claire :

Cette approche permet d'évaluer les performances d'oxygénation de différents mobiles d'aération afin de pouvoir les comparer, les modéliser et prédire leur mode de fonctionnement.

En pratique la détermination de l'aire interfaciale de transfert reste extrêmement délicate; ce qui conduit à utiliser le produit  $k_L a$ , ou d'autres critères tels que la Capacité d'Oxygénation en eau claire pour une concentration nulle d'oxygène dissous (CO) :

$$CO = k_L \cdot a \cdot C^* \quad (26)$$

Cette capacité est souvent rapportée à la puissance volumique dissipée dans le réacteur, ( $PN$ ) et définit ainsi l'Apport Spécifique Brut:

$$ASB = \frac{CO \cdot V}{P} \quad (27)$$

qui caractérise l'efficacité de l'aérateur. La modélisation de ces critères en fonction des conditions opératoires est généralement empirique ou semi-empirique (tableau 2). Elle montre l'influence de nombreux paramètres tels que: la géométrie et la taille du mobile, les dimensions du bassin, l'immersion de la turbine, la vitesse de rotation, la puissance mécanique introduite ...

**Tableau 2 :** Corrélations entre les performances d'aération en eau claire et les paramètres de fonctionnement des aérateurs de surface

Auteurs	Corrélations		Remarques
ECKENFELDER et col. (1967)	$\frac{ASB}{V} = AL + K_V \cdot \frac{P}{V}$	pilotes	-le flux de transfert est divisé en deux parties: -le flux transféré dans la gerbe d'eau (AL) -le flux transféré par turbulence et entraînement de bulles à la surface -Kv dépend du type d'aérateur
KORMANIK (1976)	$\frac{ASB}{V} = AL + K_V \cdot \frac{P}{V}$	stations	-KA dépend du type d'aérateur -KA est une fonction linéaire du débit de pompage de la turbine -seule la surface libre du bassin a de l'importance sur le transfert par turbulence et entrainement
SCHMIDTKE et col. (1977)	$k_l \cdot a_{20^\circ c} = 0,98 \cdot 10^{-8} \cdot N^{2,41} \cdot D^{1,55}$	pilotes	
BRUXELMANE (1978)	$k_l \cdot a = B \cdot \left(\frac{P}{V}\right)^{0,6}$	pilotes	B dépend du type d'agitateur
ROUSTAN et col. (1979)	$N_T \cdot N_p^{-1} = 2,3 \cdot 10^{-3} \cdot Fr^{1,07}$	pilotes	-indépendant du type de turbine -Fr: nombre de Froude -Np: nombre de puissance -Nt: nombre de transfert
ZLOKARNIK (WINKLER, 1981)	$k_l \cdot a = 10^{-3} \cdot \left(\frac{N^2 \cdot D^4}{V}\right) \cdot \left(\frac{\rho}{\eta \cdot g}\right)^{1/3}$		aérateurs de tailles et de formes différentes
HEDUIT et col. (1983)	$1 < ASB < 1,9 \text{ kgO}_2 \cdot \text{kWh}^{-1}$	stations	500 essais sur 200 stations d'épurations différentes
KAUL et col. (1990)	$CO = 13,5 \cdot Re^x \cdot Fr^{0,1} \cdot (h/H)^{0,9} \cdot (n/4)^{0,45} \cdot (L/D)^{0,04} \cdot (D/H)^{0,19} \cdot (\sin(l))^{0,45} \cdot 10^{-3}$	pilotes	h:immersion, L:dimension du bassin, H:hauteur d'eau, t:inclinaison des pales,n: nombre de pales, 1,7<x<1,8
OGNEAN (1993)	$N_T = 8 \cdot 10^{-6} \cdot Fr^{1,07} Ga^{0,2}$	pilotes	Ga : nombre de Galilée

L'aération en eau claire peut aussi être influencée par la qualité de l'eau utilisée pour les mesures (STRENSTROM et col., 1981). ECKENFELDER et col. (1967) signalent une modification des performances d'aération en présence de détergent et expliquent ce phénomène par la formation d'un film de surfactant qui gênerait le transfert à l'interface gaz-liquide. ROUGNON et col. (1980) notent aussi une variation de 50% sur la valeur de la conductance  $k_L a$  mesurée en eau pure et en eau chargée d'huile (0,1 ml.l<sup>-1</sup>). Enfin il faut préciser que la présence de sels dissous peut modifier les conditions de saturation de l'oxygène dans l'eau et perturber le transfert.

### III.3.2. Aération de surface en présence de boues activées

Les résultats évalués en présence de boues activées sont souvent assez différents de ceux estimés en eau claire; comme nous l'avons précédemment mentionné un facteur correctif  $\alpha$  est fréquemment utilisé:

$$\alpha = \frac{k_L a_{boue}}{k_L a_{eau\ claire}} \quad (28)$$

Les valeurs de  $\alpha$  rencontrées dans la littérature pour les aérateurs de surface fonctionnant avec des boues activées sont souvent comprises entre 0,6 et 1,2 (DOWING et col. (STRENSTROM, 1981)). Pour des eaux usées urbaines, HEDUIT (1979) mesure une valeur de 0,87 ce qui correspond assez bien avec les gammes de 0,8 à 0,95 (ECKENFELDER, 1982) et 0,87 à 0,95 (LI et col., 1989) données pour le même type d'effluent. Malgré l'abondante littérature qui existe à propos de  $\alpha$ , peu de certitudes ne sont encore établies quant à l'explication de l'influence des micro-organismes sur la valeur de ce facteur.

#### III.3.1.1. Influence de la concentration en boues activées :

VAN DER KROON (1969) observe, avec des boues dont la concentration varie entre 0,5 et 3 g.l<sup>-1</sup> une influence de celle-ci sur  $\alpha$ , qu'il caractérise par :

$$\alpha = 1 - K_a X^{2/3} \quad (29)$$

où  $K_a$  est fonction de la boue utilisée. LI et col. (1989) reprennent le même type d'expression pour décrire leurs résultats mais modifient cependant la valeur de l'exposant (0,719 au lieu de 0,67). CASEY et col. (1974) signalent aussi une évolution de  $\alpha$  avec la concentration en biomasse, qu'ils expriment par :

$$\alpha = 1 + K_1 X - K_2 X^2 \quad (30)$$

où  $K_1$  et  $K_2$  sont des constantes caractéristiques de la boue. Ces auteurs notent cependant que les matières en suspension non floculées n'ont pas d'influence sur le transfert d'oxygène pour  $0 < X < 10$  g.l<sup>-1</sup>. A l'opposé WHEATLAND et col. (1979) remarquent peu d'influence de la concentration sur le facteur  $\alpha$ , dans une gamme de concentration de 2 à 7 g.l<sup>-1</sup>. Il existe par conséquent un certain désaccord entre les divers auteurs quant à l'influence de la présence "physique" des bactéries sur le transfert d'oxygène (figure 20).

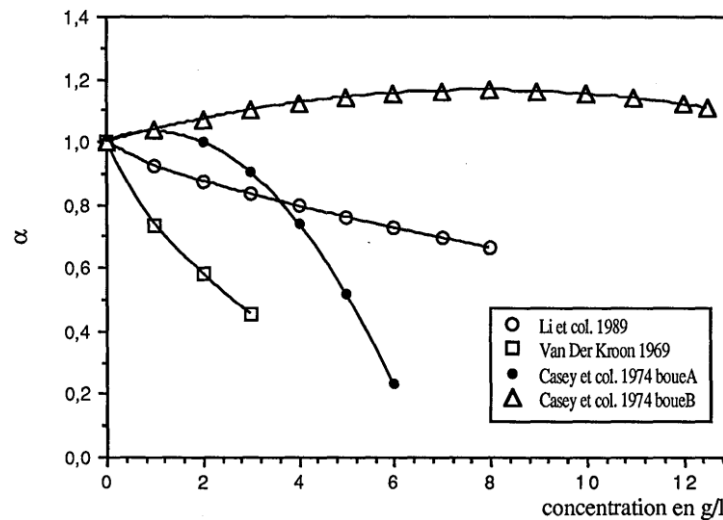


Figure 20 : Influence de la concentration en boues sur  $\alpha$

### III.3.1.2. Influence de la respiration des bactéries :

BOON (1978) note l'évolution, dans un réacteur piston, du facteur  $\alpha$  en fonction du degré d'épuration. D'autres auteurs (BENNETT et col., 1964 ; ALBERTSON et col., 1975 ; SOBOTKA et col., 1981 ; MINES et col., 1987) montrent une augmentation du transfert avec la consommation d'oxygène par les bactéries (OUR - en anglais : Oxygen Uptake Rate) dans le système. Cependant ce phénomène appelé couramment accélération biologique n'est pas admis de tous. En effet MUELLER et col. (1990) signalent que le phénomène d'accélération biologique n'apparaît pas dans les stations d'épuration des eaux usées ; son observation serait due à une mauvaise technique d'évaluation de la consommation d'oxygène par les bactéries.

De plus, différentes théories s'affrontent pour expliquer cette accélération (quand l'existence de cette dernière est acceptée). BENNETTI et col. (1964), ALBERTSON et col. (1975) et SOBOTKA et col. (1981) pensent qu'une partie des bactéries consomme directement l'oxygène dans la phase gazeuse, court-circuitant ainsi le transfert à travers le film liquide. TSAO (1968) puis MINES et col. (1987) expliquent ce phénomène par la décroissance de la résistance de transfert due à la respiration des micro-organismes concentrés dans le film liquide. Enfin JU et col. (1992) proposent une modélisation du transfert d'oxygène par aération de surface dans laquelle ils estiment que l'oxygénation est aussi gênée par la présence "physique" de bactéries à l'interface qui limiterait l'aire de transfert  $a$ .

### III.4. CONCLUSION :

L'oxygénation par aération de surface en eau claire est bien étudiée dans la littérature. L'influence des différents paramètres opératoires sur le transfert est assez bien maîtrisée et plusieurs corrélations, plus ou moins complexes, établies en pilote de laboratoire ou sur station existent. Des possibilités d'extrapolation du laboratoire au site réel sont proposées par certains auteurs (SCHMIDTKE, 1977; KAUL, 1990; OGNEAN, 1993). En revanche le transfert d'oxygène en présence de micro-organismes est beaucoup moins bien connu et

compris. De nombreuses polémiques existent encore quant à l'influence de la concentration en biomasse ou de la respiration des bactéries sur le transfert.

# **CHAPITRE IV : LA MODELISATION BIOLOGIQUE**

Modéliser des processus de station à boues activées est devenu une tâche courante pour concevoir et gérer des stations de traitement des eaux résiduaires.

Aujourd'hui des modèles sont employés dans la conception, le contrôle, la gestion, mais aussi dans la recherche.

#### IV.1. HISTORIQUE DE LA MODELISATION :

En 1982, l'association internationale sur la recherche et le contrôle de la pollution de l'eau (IAWPRC), a créé un groupe de travail sur la modélisation mathématique pour la conception et la mise en œuvre des processus à boues activées. Dès lors, modéliser des stations est devenu une discipline pendant environ 15 années. Les divers modèles développés à cette époque ont cependant été peu utilisés, par manque de confiance et par la complexité de leur présentation sous forme écrite.

Le but premier de ce groupe de travail était de passer en revue les modèles existants et d'atteindre un consensus autour du plus simple. Des prévisions réalistes dans le fonctionnement de systèmes simples à boues activées devaient être définies. Ainsi le groupe de travail devait créer une base commune qui pourrait être employée pour le développement de futurs modèles. Ce modèle devait présenter un minimum de complexités. Le résultat a été le modèle à boues activées N°1, aujourd'hui connu sous différents noms : IAWPRC modèle, Activated Sludge Model ASM1, modèle IAWQ n°1, et autres.

Le modèle fut présenté lors d'une conférence à Kollokollo, Danemark, en 1985. Il a été édité en 1987 sous sa forme finale dans le rapport Scientific and Technical Report N°1 de l'IAWPRC. Une base solide fut établie après de nombreuses discussions entre chercheurs et praticiens. Ce qui fut présenté était non seulement un modèle, mais également un cadre directeur dans la caractérisation des eaux usées et le développement des codes machines. Des valeurs par défaut ont été proposées qui depuis lors se sont avérées donner des résultats réalistes. Seuls des changements mineurs de paramètres sont parfois nécessaires.

Plusieurs autres modèles ont ensuite été développés. Ainsi, en 1995 le modèle n°2 incluant l'élimination de l'azote combinée à l'élimination biologique du phosphore (ASM2) a été édité. Cependant, ce processus était peu clair et a été mal pris en compte. Pour cette raison, le modèle ASM2, devenu obsolète, a été remplacé en 1999 par le modèle ASM2d incluant la dénitrification combinée.

En 1998, le groupe de travail a décidé de développer un nouveau processus l'ASM3, afin de créer un outil à l'usage des prochaines générations de modèles. L'ASM3 est basé sur des développements récents dans la compréhension des processus à boues activées. Nous y trouvons les possibilités de suivre le stockage interne de composés, qui ont un rôle important dans le métabolisme des organismes.

#### IV.2. PRESENTATION DES PRINCIPAUX MODELES BIOLOGIQUES :

- **ASM1** (*Activated Sludge Model N°1*): le modèle du processus par boues activées N°1 (Henze et al., 1987) peut être considéré comme le modèle de référence puisqu'il est

très souvent utilisé pour la modélisation des processus biologiques. Le modèle a été principalement développé pour décrire le comportement des composés et de l'azote organiques avec consommation simultanée de l'oxygène et du nitrate comme accepteur d'électron. Le modèle vise, en outre à rapporter une bonne description de la production de boues. La *DCO* a été adoptée comme mesure de concentration de la matière organique.

- **ASM2** (*Activated Sludge Model N°2*): le modèle du processus par boues activées N°2 (Henze et al., 1995) complète la modélisation ASM1 en incluant la description du phosphore biologique.
- **ASM2D** (*Activated Sludge Model N°2D*): le modèle du processus par boues activées N°2D (Henze et al., 1999) est basé sur le modèle ASM2 en y incluant l'activité de dénitrification des PAO1 pour permettre une meilleure description de la dynamique du phosphate et du nitrate.
- **ASM3** (*Activated Sludge Model N°3*): le modèle du processus par boues activées N°3 (Gujer et al., 1999) a été également développé pour l'épuration biologique d'azote, avec fondamentalement le même but que l'ASM1. La principale différence entre les deux modèles est que l'ASM3 identifie l'importance des polymères de stockage dans la conversion hétérotrophe des boues activées (Guisasola et al., 2005).

Bien que l'ensemble de ces modèles soit considéré et utilisé, seul le modèle ASM1 a été adopté dans le cadre de ce travail.

### IV.3. CHOIX DU MODELE :

Concernant l'étude réalisée sur l'impact des effluents vinicoles dans une station de traitement des eaux usées, nous devons essentiellement nous préoccuper de la charge carbonée, première caractéristique de ces effluents. Etant donné la faible proportion d'azote et de phosphore dans les effluents étudiés, leur élimination traitée dans ASM2d ne nous intéresse pas particulièrement.

Le modèle ASM3 pallie certains inconvénients du n°1 mais ne bénéficie pas encore de l'expertise acquise par son ancien.

Ainsi le modèle premier, ASM1, semble convenir le mieux. De plus, ce modèle a été utilisé de nombreuses fois et semble avoir fait ses preuves. Il est devenu une référence pour le traitement du carbone et de l'azote. De plus, au cours des années, les versions de l'ASM1 se sont succédé permettant à l'utilisateur d'attribuer plus de confiance au modèle.

### IV.4. PRESENTATION DU MODELE ASM1 :

Un système à boues activées comporte des phénomènes tels que l'oxydation du carbone, la nitrification et la dénitrification. La simulation de son comportement fait appel à de nombreuses réactions entre un grand nombre de composants. Pour être mathématiquement exploitables, tout en fournissant des prévisions réalistes, les réactions doivent représenter les processus fondamentaux du système.

En outre, le modèle doit prendre en compte la cinétique (vitesse de réaction) et la stœchiométrie (rapport qu'un composant a sur les autres dans une réaction chimique) de chaque processus. Les principales tâches conceptuelles dans le développement du modèle mathématique sont l'identification des réactions, le choix de leurs expressions cinétiques et stœchiométriques appropriées. Associant une description simple des phénomènes biologiques et une représentation conforme de la réalité, elles expriment les vitesses de dégradation des substrats carbonés et azotés en fonction de l'état de pollution (nommé par des variables) et des caractéristiques de la biomasse assurant le traitement (nommé par des paramètres). Le modèle ASM1 fait appel à différentes notions que nous allons essayer de décrire.

#### IV.4.1. Unité utilisée :

Une question qui a jeté la confusion et qui dans une certaine mesure a empêché le développement de la théorie des boues activées est le choix du paramètre permettant d'évaluer le mieux la matière organique dans l'eau usée. Trois mesures reconnues sont largement répandues : la Demande Biochimique en Oxygène (DBO), le Carbone Organique Total (COT), et la Demande Chimique en Oxygène (DCO). De ces dernières, la DCO est assurément la meilleure mesure. En effet, elle seule fournit un lien entre les équivalents électrons dans le substrat organique, la biomasse et l'oxygène utilisé. En outre, le bilan massique peut être fait en termes de DCO. Ainsi, les concentrations de toutes les formes organiques, y compris la biomasse, sont dans des unités de DCO dans le modèle.

#### IV.4.2. Variables :

Tout en restant conforme aux nomenclatures utilisées dans les précédents modèles, ASM1 utilise toutefois un vocabulaire particulier. Les constituants insolubles (ou particuliers) portent le symbole X, les constituants solubles portent le symbole S, la biomasse est représentée par b, le substrat par s et l'oxygène par O.

La matière organique dans les eaux résiduaires peut être subdivisée en un certain nombre de catégories.

- La matière organique non biodégradable est biologiquement inerte (ou réfractaire) et traverse le système à boues activées sans modification de concentration. Selon l'état physique, deux formes peuvent être identifiées :
  - la matière organique soluble inerte (Si) qui quitte le système avec la même concentration qu'à l'entrée.
  - la matière organique particulaire inerte (Xi) qui se retrouve dans les boues pour être évacuée lors de leur extraction.
- La matière organique biodégradable peut également être divisée en deux fractions selon la rapidité d'utilisation par les bactéries :
  - la fraction rapidement biodégradable (Ss) qui est considérée comme des molécules à

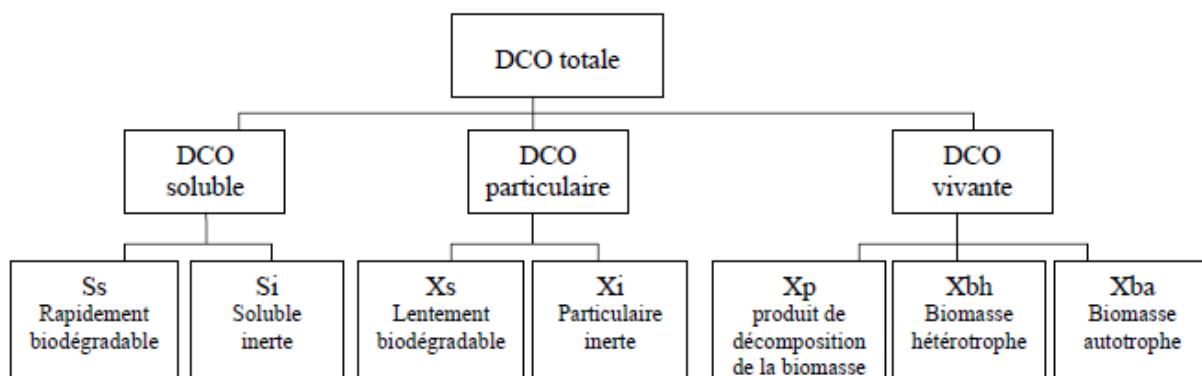
structure simple qui peuvent être utilisées directement par les bactéries hétérotrophes et participent à la croissance de la biomasse. Pour la modélisation elle est traitée comme si elle était soluble.

- la fraction lentement biodégradable ( $X_s$ ) qui est constituée de molécules complexes, qui doivent être transformées en substrat rapidement biodégradable avant d'être utilisées. Elle est traitée comme si elle était particulaire.

- Les biomasses hétérotrophes ( $X_{bh}$ ) et autotrophes ( $X_{ba}$ ) peuvent être présentes dans l'eau usée, ayant de ce fait un effet important sur l'exécution des réactions dans le système.

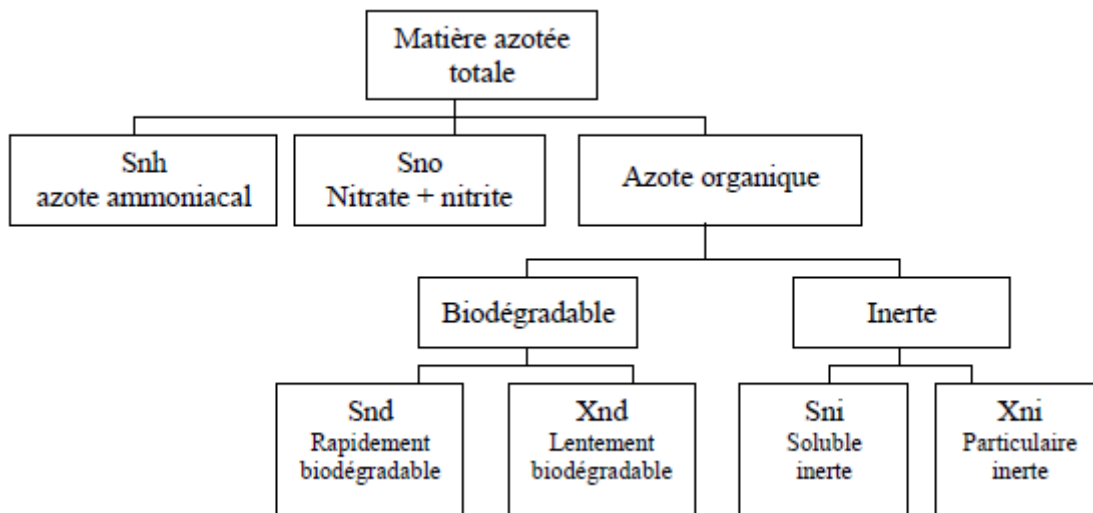
Cependant, la prédominance et l'intensité de cet effet sont toujours inconnues et ceci n'a pas été considéré par le groupe de travail dans le développement du modèle. Cette biomasse est perdue par décomposition et devient à son tour une fraction de substrat lentement biodégradable ( $X_p$ ).

La matière organique est ainsi fractionnée en différentes parties dont les définitions se distinguent selon leur rôle dans la croissance de la biomasse. Elles interviennent dans le modèle sous forme de variables et caractérisent l'état de pollution de l'effluent brut, de la boue des bassins et de l'effluent traité. Ce qui s'illustre pour la DCO totale sous trois formes : la forme substrat, la forme inerte et la biomasse vivante (hétérotrophe et autotrophe). Ces trois formes se subdivisent à leur tour et nous pouvons distinguer sept fractions dont la hiérarchie est présentée dans l'organigramme ci-dessous:



**Figure 21** : Fractionnement de la DCO

Pour l'azote, nous retrouvons la même démarche de fractionnement. Il consiste à déterminer les fractions minérales ( $S_{nh}$  : azote ammoniacal et  $S_{no}$  : nitrates), organique biodégradable (soluble :  $S_{nd}$  et particulaire :  $X_{nd}$ ) et réfractaires au traitement (soluble :  $S_{ni}$  et particulaire :  $X_{ni}$ ).



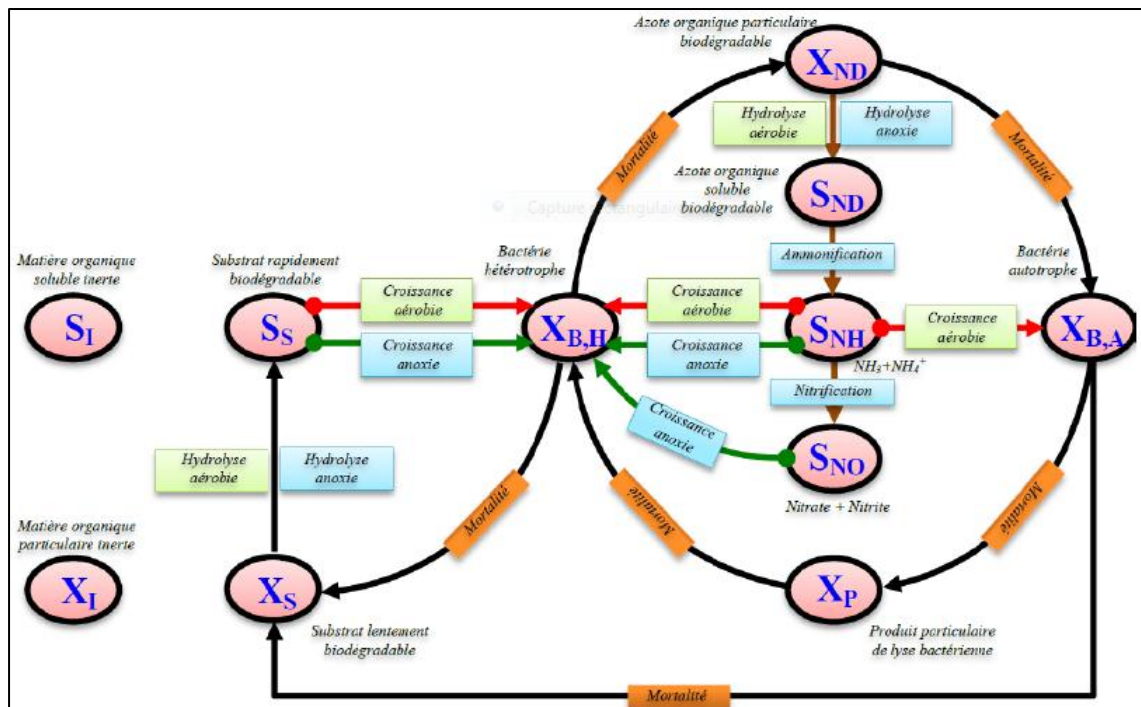
**Figure 22 :** Fractionnement de l'azote

L'effluent est ainsi caractérisé par un ensemble de variables. Le pH et la quantité d'oxygène dissous permettent de compléter cette description.

#### IV.4.3. Processus du modèle :

Fondamentalement, quatre processus sont considérés :

- la croissance de la biomasse,
- la décomposition de la biomasse,
- l'ammonification de l'azote organique,
- et l'hydrolyse des produits organiques particuliers qui sont immobilisés dans le biofloc.



**Figure 23:** Schéma conceptuel du modèle ASM1 (Nguyen, 2014)

Au préalable, pour faciliter la modélisation, la matière rapidement biodégradable ( $S_s$ ) est considérée comme le seul substrat pour la croissance de la biomasse hétérotrophe. La matière lentement biodégradable ( $X_s$ ) est éliminée de la suspension instantanément par occlusion dans le biofloc. Ensuite, les réactions la convertissent en substrat rapidement biodégradable. Ces réactions s'appellent simplement les "hydrolyses" dans le modèle, bien qu'en réalité elles soient susceptibles d'être beaucoup plus complexes.

Concernant la croissance de la biomasse, trois étages sont distingués :

- La croissance aérobie de la biomasse hétérotrophe qui se réalise aux dépens du substrat rapidement biodégradable et de la présence en oxygène.
- La croissance anoxique de la biomasse hétérotrophe qui se réalise aux dépens du substrat rapidement biodégradable et de la présence en nitrate.
- La croissance aérobie de la biomasse autotrophe qui se réalise aux dépens du substrat azote ammoniacal et de la présence en oxygène.

Pour la décroissance de la biomasse le concept pris en compte est celui de la mort régénération de Dold et al. (1980). Elle a comme conséquence la transformation de la biomasse active en produits particuliers inertes ( $X_p$ ) et en substrat lentement biodégradable qui se réinscrit dans le cycle de l'hydrolyse, de la croissance, etc.

Le modèle considère ces réactions comme étant indépendantes des conditions environnementales.

#### IV.4.4. Les paramètres stœchiométriques et cinétiques :

Les réactions qui régissent le devenir des différentes variables constitutives de l'effluent mettent en œuvre des paramètres stœchiométriques et cinétiques. Selon les processus, nous retrouvons des paramètres stœchiométriques qui illustrent le rendement des bactéries hétérotrophes et autotrophes, la fraction de biomasse qui se transforme en produit particulaire, la proportion d'azote contenu dans la biomasse et dans les produits de sa décomposition. De même, les paramètres cinétiques illustrent la croissance et le décès des bactéries, l'ammonification, l'hydrolyse, et les facteurs de correction en condition anoxique de la croissance hétérotrophe et de l'hydrolyse. Au total nous avons à notre disposition 5 paramètres stœchiométriques et 14 paramètres cinétiques (tableau 3).

**Tableau 3 :** Les valeurs des paramètres biologiques utilisés à 15°C (Alex et al.,2001).

<b>Les paramètres stœchiométriques</b>			
<b>Paramètre</b>	<b>Symbole</b>	<b>Unité</b>	<b>Valeur</b>
Rendement de conversion des autotrophes	$Y_A$	$\text{g DCO} \cdot (\text{g N})^{-1}$	0.24
Rendement de conversion des hétérotrophes	$Y_H$	$\text{g DCO} \cdot (\text{g DCO})^{-1}$	0.67
Fraction de DCO inerte issue du décès de la biomasse	$f_p$		0.08
Proportion d'azote dans la biomasse	$i_{XB}$	$\text{g N} \cdot (\text{g DCO})^{-1}$	0.08
Proportion d'azote dans les produits de la biomasse	$i_{XP}$	$\text{g N} \cdot (\text{g DCO})^{-1}$	0.06
<b>Les paramètres cinétiques</b>			
<b>Paramètre</b>	<b>Symbole</b>	<b>Unité</b>	<b>Valeur</b>
Taux de croissance spécifique maximal des hétérotrophes	$\mu_H$	$\text{j}^{-1}$	4.0
Constante d'affinité en substrat des hétérotrophes	$K_S$	$\text{g DCO} \cdot \text{m}^{-3}$	10
Constante d'affinité en oxygène des hétérotrophes	$K_{O,H}$	$\text{g O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$	0.2
Constante d'affinité en nitrates des hétérotrophes dénitrifiant	$K_{NO}$	$\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$	0.5
Taux de mortalité des hétérotrophes	$b_H$	$\text{j}^{-1}$	0.3
Facteur de correction pour la croissance anoxie des hétérotrophes	$n_g$		0.8
Facteur de correction pour l'hydrolyse en phase anoxie	$n_h$		0.8
Taux maximal spécifique d'hydrolyse	$k_h$	$\text{g DCO} \cdot (\text{g DCO})^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$	3.0
Constante d'affinité en substrat particulaire pour l'hydrolyse	$K_X$	$\text{g DCO} \cdot (\text{g DCO})^{-1}$	0.1
Taux de croissance spécifique maximal des autotrophes	$\mu_A$	$\text{j}^{-1}$	0.5
Constante d'affinité en ammoniacque des autotrophes	$K_{NH}$	$\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$	1.0

Taux de mortalité des autotrophes	$b_A$	$j^{-1}$	0.05
Constante d'affinité en oxygène des autotrophes	$K_{O,A}$	$g\ O_2.m^{-3}$	0.4
Taux d'ammonification	$k_a$	$m^3.(g\ DCO)^{-1}.j^{-1}$	0.05
Constante d'affinité en ammoniacque des autotrophes	$K_{NH,H}$	$g\ N.m^{-3}$	0.05

#### IV.4.5. Matrice de calcul et outil de simulation dynamique :

Les premiers modèles décrivaient des systèmes complexes et il était souvent difficile de repérer toutes les interactions des composants du système. Pour surmonter cette difficulté tout en donnant une quantité d'information maximum, le groupe de travail a préconisé un format de matrice, basé sur le travail de Peterson (1965).

La matrice associée au modèle ASM1 est présentée en annexe n°1.

Cette matrice se compose d'un tableau à trois entrées :

- la première entrée est constituée par la première colonne qui énumère les processus utilisés dans le modèle,
- la deuxième entrée se fait par la première ligne qui représente les variables caractéristiques de l'effluent. Nous pouvons remarquer que les fractions (Si) et (Xi) ne sont concernés par aucune équation, cependant elles figurent dans la matrice car leur présence est importante. La fraction (Si) contribue à la quantité de DCO en sortie de station et la fraction (Xi) constitue les Matières Volatiles en Suspension dures (MVS dures). Les autres colonnes de la matrice font intervenir les autres variables qui elles, participent à diverses équations. La dernière colonne représente l'alcalinité du milieu. Ce composant n'est pas essentiel pour le modèle mais il permet d'avoir des informations lors de son évolution quant à la capacité de nitrification. Un pH bas ( $pH < 7$ ) diminue le taux de nitrification et peut causer d'autres problèmes comme la défloculation ou le gonflement des boues (bulking),
- la troisième entrée est matérialisée dans la dernière colonne par l'ensemble des équations cinétiques mettant en relation les processus et les variables.

Les "cases intérieures" de la matrice sont complétées par les différents paramètres stœchiométriques.

Cette matrice permet de mettre en jeu toutes les relations ayant lieu dans les processus biologiques dont le modèle le plus simple consiste à considérer trois composants : la biomasse, le substrat et l'oxygène dissous [IWA TASKGROUP, 2000]. Les équations de Monod et Herbert sont utilisées. L'équation de Monod, indique que la croissance de la biomasse est proportionnelle à la concentration de biomasse dans une relation de premier ordre et à la concentration en substrat par une relation d'ordre mixte. L'expression d'Herbert, précise que la décomposition de biomasse est de premier ordre par rapport à la concentration

de biomasse.

La lecture de la matrice peut s'illustrer avec les vitesses de réactions concernant la fraction rapidement biodégradable (S<sub>s</sub>). Elle est éliminée par la croissance des bactéries hétérotrophes dans des conditions aérobie et anoxie et elle est formée par hydrolyse des particules de matière organique immobilisées dans le floc biologique.

Depuis une vingtaine d'années, l'utilisation du modèle ASM1 est fréquente dans le domaine du traitement des eaux usées. Sa capacité à prendre en compte les interactions entre les différentes réactions biologiques a été mise en œuvre au travers de scénarios numériques en régime permanent (charge de pollution en entrée constante) ou dynamique (charge en entrée de pollution variable en fonction du temps). Le système d'équations caractérisant les phénomènes de croissance, de décès, d'hydrolyse et d'ammonification est constitué d'équations différentielles du premier ordre par rapport au temps. Résolues à différents instants, ces équations permettent d'étudier les phénomènes en régime dynamique.

#### **IV.5. AVANTAGE DE LA CREATION DES DIFFERENTS MODELES :**

L'existence de la famille des modèles Activated Sludge Model ASM présente plusieurs avantages.

Le premier est le langage commun de la nomenclature et de la notation dans la matrice de calcul que les modélisateurs ont employé pour l'utilisation des concepts. Ceci a permis un fort développement du modèle au cours des 15 dernières années, ce qui n'aurait été probablement pas le cas si tous les modélisateurs avaient employé leurs propres concepts, notation et modèle de base.

Le second est l'effet de groupe en travaillant autour d'un modèle. Ceci a permis d'une part aux chercheurs de réaliser des conceptions expérimentales plus efficaces et d'autre part aux gestionnaires d'installation de mieux comprendre et organiser l'information disponible sur leurs stations. Dans beaucoup de cas, des erreurs ont été repérées.

Le troisième est l'orientation de la recherche. En montrant où la recherche était nécessaire, l'accent a été mis sur certains détails, par exemple la caractérisation de l'eau usée qui sera présentée par la suite dans ce mémoire.

#### **IV.6. CONCLUSION :**

Des modèles de plus en plus complexes se sont développés au cours des années. Cela débuta par l'ASM1 comprenant les procédés d'élimination de l'azote, suivi de l'ASM2 comprenant des procédés biologiques d'élimination du phosphore, supplanté par l'ASM2d comprenant la dénitrification par les organismes accumulant du phosphore. Enfin, en 1998 le nouveau modèle ASM3 a été développé.

Le langage commun, l'effet de groupe et les orientations de la recherche sont les principaux avantages de cette famille de modèles.

Le modèle ASM1 est le mieux adapté pour réaliser notre étude. Pour modéliser en juste

proportion un système à boues activées effectuant l'oxydation du carbone, la nitrification, et la dénitrification, 13 variables sont considérées comme le minimum exigé. Associées aux quatre processus fondamentaux (croissance, décès, ammonification et hydrolyse), des équations cinétiques sont proposées pour mettre en jeu toutes les relations biologiques du système au travers d'une matrice de calcul. De plus, le modèle présente une méthode pour évaluer l'ensemble des variables et paramètres nécessaires à la résolution des équation proposées.

Enfin, ce modèle permet à la fois de simuler des états de régime permanent mais aussi des situations de régimes dynamiques permettant de mieux appréhender les variations reçues par une station dans un temps donné.

**CHAPITRE V : LA  
MODELISATION  
HYDRODYNAMIQUE**

La CFD permet de fournir une solution aux équations fondamentales de la mécanique des fluides : équations de continuité et de la conservation de la quantité de mouvement. Sans hypothèses simplificatrices particulières, ces équations aux dérivées partielles n'admettent pas de solution analytique.

Des schémas numériques de discrétisation et de résolution sont donc rendus nécessaires, le domaine fluide étant donc discrétisé sous forme d'un maillage. La formulation de ces équations en une seule dimension nécessiterait une hypothèse d'homogénéité ou de symétrie dans les deux autres dimensions, incompatible la plupart du temps avec la géométrie des systèmes étudiés. Le travail est donc réalisé dans la quasi-totalité des cas en considérant deux ou trois dimensions. On obtient ainsi le champ de vitesse multidimensionnel et l'on peut suivre le transport et les interactions entre différents composés dans l'ensemble d'un ouvrage donné.

La présentation des fondamentaux de la CFD (équations, schémas et algorithmes de résolution, etc.) n'entre pas dans le cadre de ce rapport. Il existe de nombreux ouvrages de référence sur le sujet [ANDERSSON., 2012 , FERZIGER., 2002 , PATANKAR., 1980]. La revue bibliographique publiée par [KARPINSKA et al., 2016] fournit également une bonne introduction à l'application de la CFD au procédé par boues activées.

### **V.1. VERS DES MODELES SIMPLIFIES "NOUVELLE GENERATION" :**

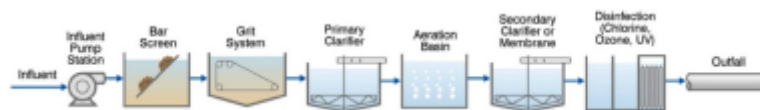
La CFD est depuis de nombreuses années appliquée avec succès dans des secteurs comme l'industrie automobile, le génie chimique, la mécanique, l'aéronautique, etc. Dans le domaine du traitement des eaux usées, elle a vu son intérêt croître de manière significative ces dernières années, tant du point de vue de la recherche académique que du monde professionnel (concepteurs, exploitants). La disponibilité accrue des logiciels, les progrès de l'informatique ainsi que la nécessité croissante d'optimiser les procédés de traitement y sont pour beaucoup. Au-delà de la description des écoulements qui constitue le cœur d'un modèle CFD, le traitement des eaux requiert une description plus ou moins poussée des phénomènes physiques (décantation, comportement rhéologique, transfert de matière), chimiques et biologiques (cinétiques réactionnelles) avec un couplage souvent nécessaire entre ces différents "sous-modèles" (par exemple, les variations de densité résultantes des variations de concentration en boues). Par conséquent, l'utilisation de la CFD dans ce domaine requiert une expérience significative afin d'aboutir à des résultats de qualité.

La limite, constatée notamment par [NOPENS et al., 2012], est qu'il existe actuellement assez peu d'experts en CFD dans le domaine du traitement des effluents, notamment dans le monde académique. De plus, alors qu'il existe de nombreux ouvrages de référence sur les fondamentaux de la CFD, par exemple [ANDERSSON., 2012 ], aucun document détaillant les applications pratiques en traitement des eaux n'existe à ce jour. Il en découle un risque relativement important de mauvaise utilisation par des personnes inexpérimentées, conduisant à des résultats peu fiables, voire erronés. Les erreurs de conception qui pourraient en résulter sont à même de jeter le discrédit sur la CFD dans le secteur du traitement des eaux.

La figure 24 présente les principales opérations unitaires dont le fonctionnement peut être décrit à l'aide d'un modèle CFD. De nombreuses références existent déjà dans la littérature : pompes [LIOTTA., 2014], décantation primaire avec ou sans ajout de coagulant [LIU et al., 2010, MCCORQUODALE et al., 2007], réacteur biologique à boues activées [LE MOILLEC et al., 2010, KARPINSKA et al., 2016], clarificateurs secondaires [DE CLERCQ., 2003], membranes [BRANNOCK et al., 2010], désinfection par UV [HO et al., 2011] et chloration [KHAN et al., 2006], déversoirs [KHAN et al., 2005], et digesteurs [BRIDGEMAN., 2001].

Malgré ce nombre d'études de plus en plus important, l'utilisation de la CFD n'atteint pas encore un niveau comparable à d'autres domaines de l'ingénierie, où elle est devenue un outil standard pour la conception et l'évaluation des équipements.

Le manque de validation expérimentale des modèles CFD à l'échelle industrielle réduit souvent son usage à la comparaison des performances relatives entre différentes options de conception.



**Figure 24.** Différentes opérations unitaires communément modélisées en CFD

Dans ce contexte, le groupe de travail "CFD & Wastewater" a été créé au sein de l'IWA en 2012. J'en assure la présidence depuis fin 2014. Il a pour objectifs la dissémination de connaissances et la promotion de l'usage de la CFD dans le monde du traitement des eaux. Cela est réalisé notamment par l'organisation d'ateliers en marge de conférences internationales (WWTmod, Watermatex, WEFTEC), la rédaction d'articles scientifiques ainsi que la rédaction en cours d'un rapport scientifique et technique. Ce chapitre est donc consacré à la présentation du protocole de "Bonnes pratiques de modélisation" pour l'utilisation de la CFD publié par le groupe en 2015, dans la lignée de celui concernant les modèles biocinétiques [IWA TASK GROUP., 2012].

Ce chapitre est donc consacré à la présentation de ce protocole dans le cadre du traitement des eaux usées. Il n'est pas inutile de rappeler que ces recommandations dérivent de celles de l'utilisation de la CFD en général.

## V.2. PRESENTATION DU PROTOCOLE POUR LA MODELISATION CFD EN TRAITEMENT DES EAUX USEES :

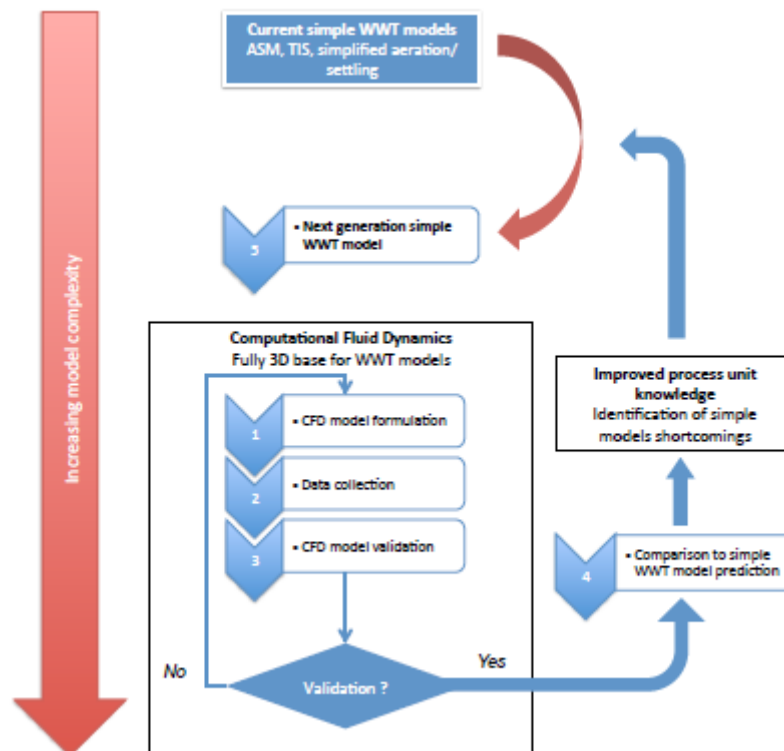
Au sein du groupe de travail de l'IWA "CFD & Wastewater", nous pensons que cet outil peut être utilisé et valorisé au-delà de son usage courant pour la conception et le diagnostic d'anomalies. En cela, elle pourrait contribuer au développement des modèles de traitement des eaux usées dans leur ensemble.

La figure 25 présente un protocole conceptuel démontrant l'usage potentiel de la CFD pour améliorer les modèles existants. Ce protocole 1 suggère l'usage de la CFD, non pas, comme

cela est souvent perçu, comme une solution alternative aux modèles simplifiés existants, mais comme un outil permettant leur amélioration. En effet, la simulation dynamique de l'ensemble d'une STEU avec la CFD n'est pas encore possible, et ne serait de toute façon pas rentable.

Le protocole proposé se divise ainsi en 5 étapes :

1. Formulation du modèle CFD : développement de modèles CFD représentant le détail de la géométrie de l'ouvrage considéré ainsi que les processus physiques, chimiques et biologiques comme la turbulence, le couplage avec les cinétiques biologiques, un modèle d'aération à part entière, le comportement rhéologique, les variations de densité, les gradients de température, la décantation, etc ;
2. Collecte de données à l'échelle du laboratoire ou industrielle pour caler et valider le modèle CFD : profils de vitesses du liquide ou des particules, profils de concentration en réactifs, rétention gazeuse, distribution des temps de séjour ;



**Figure 25.** Protocole conceptuel pour l'utilisation de la CFD comme support à la modélisation du traitement des eaux usées ( LAURENT et al., 2014)

3. Calage et validation du modèle CFD : comparaison des prédictions du modèle avec les données expérimentales. Si le résultat n'est pas satisfaisant, les étapes 1 et 2 sont à ré-effectuer (vérifier la formulation et les hypothèses du modèle ainsi que la qualité et la quantité de données disponibles) ;

4. Comparaison avec les prédictions des modèles simplifiés usuels : comparer les deux approches pour la même géométrie et dans les mêmes conditions permet de mettre en évidence les lacunes potentielles du modèle simplifié ;

5. Développement du modèle simplifié amélioré : ces lacunes identifiées amènent alors le modélisateur à développer une nouvelle génération de modèles avec, dans le cas des réacteurs biologiques les modèles systémiques dynamiques [POTIER et al., 2005], compartimentaux [LE MOULLEC et al., 2010, ALVARADO et al., 2012] ou tout autre modèle de mélange non-linéaire, à grande échelle [DELAFOSSSE et al., 2014].

Dans le cas des décanteurs, on peut citer le travail de GUYONVARCH et al. [GUYONVARCH et al., 2015] qui a calé un modèle de sédimentation 1D à partir de simulations CFD en 2D.

### V.3. HYPOTHESES DE BASE DU MODELE :

En amont de tout projet de CFD, un certain nombre de choix importants sont à réaliser et vont impacter l'ensemble du processus de modélisation. Il s'agit de choisir :

- les dimensions du problème (2D ou 3D) ;
- le caractère permanent ou transitoire de la simulation ;
- le nombre de phases et d'espèces à considérer ;
- les propriétés des différentes phases et leurs interactions le cas échéant ;
- la prise en compte ou non des phénomènes thermiques ;
- l'ajout éventuel d'équations de transport ou de transfert de masse en plus des équations de base résolues par le logiciel choisi.

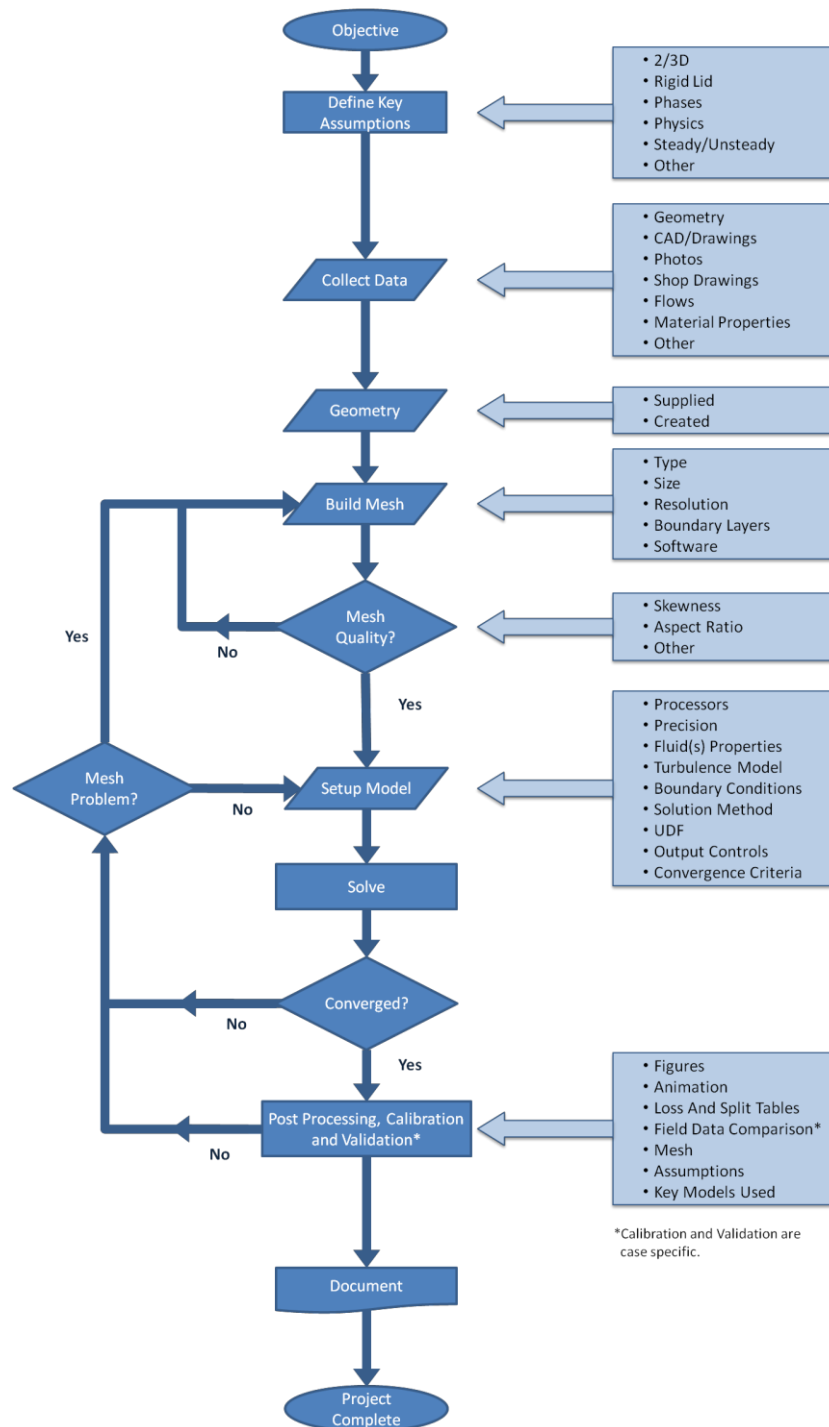


Figure 25. Protocole pour un projet de modélisation CFD (WICKLEIN et al., 2015)

### V.3.1. Dimensions du modèle :

Un modèle 3D ne nécessitera pas beaucoup plus de temps qu'un modèle 2D pour sa paramétrisation. En revanche, l'impact sur le temps de calcul peut être très important. Il convient donc de vérifier si les hypothèses et simplifications à réaliser pour passer d'un modèle 3D à 2D sont compatibles avec les objectifs généraux du travail.

Il est par exemple souvent possible de travailler en 2D si l'ouvrage considéré présente une symétrie axiale (réacteurs circulaires) ou encore si une section est représentative de l'ensemble de la géométrie dans le cas d'ouvrages rectangulaires.

### **V.3.2. Régime permanent ou transitoire :**

Le choix du régime permanent ou transitoire est une des étapes clés d'un travail en CFD. Une simulation en régime permanent utilise un processus itératif pour aboutir à la convergence vers une solution statique.

Pour certaines applications, une solution en régime permanent est appropriée, notamment si les conditions aux limites demeurent constantes. Si les conditions aux limites varient dans le temps et / ou si l'écoulement résultant de ces conditions présente un caractère dynamique, un solveur en mode transitoire sera évidemment plus approprié. Dans le cadre d'une simulation en régime permanent, des oscillations persistantes des résidus peuvent indiquer la présence d'un phénomène dynamique et il peut alors être nécessaire de revenir à une simulation en régime transitoire.

Bien que les modèles transitoires nécessitent des temps de calcul plus importants et une réflexion plus poussée sur les conditions initiales du modèle à définir, ils peuvent dans certains cas s'avérer l'unique possibilité pour aboutir à l'objectif.

Le choix initial le plus raisonnable est alors souvent de démarrer par une simulation en régime permanent, à moins que l'aspect dynamique ne fasse partie intégrante du problème, par exemple si les variables d'entrée évoluent avec le temps ou si les propriétés du fluide évoluent (température, composition). La simulation en régime permanent peut également servir à définir les conditions initiales du régime transitoire.

Dans certains cas, en fonctions des temps caractéristiques des cinétiques et des écoulements, le régime transitoire peut être considéré comme une succession d'états permanents aux conditions initiales variables.

Une simulation dynamique peut aussi être utilisée pour converger vers la solution équivalente en régime permanent. Les simulations en régime transitoire sont également très utiles dans le cas des problèmes multiphasiques et le couplage avec les modèles biocinétiques, lorsque les interactions entre phases / espèces deviennent complexes.

### **V.3.3. Description des différentes phases ou espèces :**

Dans la majorité des cas, les écoulements étudiés dans les installations de traitement des effluents correspondent à celui de l'eau à l'état liquide. Cette dernière est susceptible de transporter des espèces dissoutes ou d'autres fluides, ainsi que des composés gazeux ou solides.

La modélisation des différentes espèces dissoutes peut s'avérer très simple lorsqu'il s'agit de composés passifs, non réactifs (par exemple, simulation d'un traçage) mais la complexité

augmente dans le cas de réactions chimiques et/ou biologiques induisant un changement de phase.

La simulation d'un écoulement multiphasique est en général un processus complexe, notamment en raison des interactions entre phases qu'il convient de définir. Ces simulations peuvent être réalisées en utilisant soit une approche lagrangienne, soit une approche eulérienne. L'approche lagrangienne traite de manière individuelle les espèces / phases comme des éléments discrets présents dans le fluide. L'approche eulérienne, elle, les considère comme des phases continues [CROWE et al., 1997]. Les propriétés connues de ces différentes phases et espèces dans le système étudié orientent le choix de l'approche à utiliser.

#### ***V.3.4.1. Propriétés des phases :***

Les propriétés des phases sont choisies de manière indépendante en fonction de leurs propriétés. Dans certains cas, ces propriétés seront définies comme fonction d'autres paramètres. Par exemple, la densité et la viscosité du fluide sont dépendantes de la température et de la concentration en solides. Les effets thermiques peuvent être inclus via la résolution de l'équation de la chaleur.

L'impact de la présence de solides sur la densité est relativement simple à décrire pour un fluide newtonien via une équation supplémentaire pour coupler la densité des deux phases. En effet, le fait de supposer une densité fixe (par exemple celle de l'eau) est susceptible de surestimer les vitesses et le degré de mélange du système [SAMSTAG et al., 2012].

L'impact de la concentration en solides sur la viscosité et le comportement rhéologique a largement été étudié [RATKOVICH et al., 2013, DE CLERCQ., 2003, MARKIS et al., 2014, ESHTIAGHI et al., 2013, WU., 2010, SEYSSIECQ et al., 2015, SEYSSIECQ et al., 2008] et toute analyse de la sédimentation et du mélange devrait prendre en compte ces effets. Il n'existe cependant toujours pas de consensus sur les modèles rhéologiques à utiliser, notamment pour les plus fortes concentrations.

#### ***V.3.4.2. Modèle multiphasique :***

**Modèle lagrangien :** Cette approche est le plus souvent utilisée pour la modélisation des dessableurs [ISENMANN et al., 2015], des séparateurs hydrodynamiques en réseau d'assainissement [SCHMITT et al., 2013] et de manière plus générale pour décrire les phases qui n'ont que peu d'impact sur l'écoulement. Ces modèles sont également utilisés pour décrire l'exposition des microorganismes aux rayons ultraviolets pour la désinfection [HO et al., 2011]. Cependant, cette approche peut devenir très lourde quand il s'agit de modéliser un nombre significatif de particules [CROWE et al., 1997] où si leur effet sur l'écoulement commence à devenir important.

**Modèle eulérien :** Ce type de modèle est choisi lorsque la concentration de la phase secondaire (dispersée) augmente et / ou lorsque les interactions entre les phases deviennent significatives. Plusieurs approches correspondantes à un modèle eulérien sont couramment

utilisées : modèle de transport d'un scalaire, mélange des phases ("mixture model") et Euler-Euler.

**Utilisation d'un modèle de transport :** Les équations régissant l'écoulement de la phase primaire (eau) sont résolues en mode monophasique. Les autres espèces / phases sont décrites comme des scalaires. Leurs concentrations locales sont alors prédites par la résolution d'une équation de transport tenant compte de l'advection et de la dispersion. [LAURENT et al., 1979]. Cette approche est efficace d'un point de vue numérique car le nombre d'équations supplémentaires à résoudre est relativement limité. Dans la mesure où les écoulements rencontrés en traitement des eaux sont souvent de nature turbulente, la dispersion est surtout liée à la turbulence, et non seulement à la simple diffusion moléculaire. Des réactions entre espèces peuvent également être intégrées au modèle via l'ajout de termes puit / source à l'équation de transport. Les espèces transportées peuvent aussi subir un changement de phase lorsque, par exemple, des floes ou des bulles de gaz sont formés. L'interaction avec les équations de conservation de la masse et de bilan de la quantité de mouvement de la phase primaire peut alors être complexe à décrire. Il s'agit notamment de rendre la densité et la viscosité dépendantes de la concentration du scalaire.

**Utilisation d'un modèle de mélange :** Les différentes phases sont ici considérées comme un seul continuum résultant du mélange de ces phases en question. La probabilité d'existence de chaque phase est fondée sur la fraction volumique à chaque point de l'espace. Dans cette approche, un seul jeu d'équations de continuité et de bilan de la quantité de mouvement est résolu pour décrire l'écoulement du mélange dans son ensemble, et pas celui des phases individuelles. Le mouvement relatif des phases est pris en compte par l'introduction d'une vitesse de glissement ("drift velocity"). Pour ce dernier point, l'inconvénient est alors de devoir introduire les tailles caractéristiques des phases en question ou une relation empirique décrivant l'évolution de cette vitesse en fonction d'autres variables (comme la concentration en solides dans le cas de la sédimentation). Cela ajoute un degré de complexité au modèle et nécessite un effort de calibration supplémentaire. C'est notamment le cas pour les clarificateurs secondaires [BRENNAN., 2001].

**Approche Euler-Euler** Les équations de continuité et de bilan de la quantité de mouvement sont résolues pour chaque phase. Il s'agit de décrire des fluides interpénétrants. Cette approche est généralement recommandée dans le cas des écoulements en présence de bulles de gaz [FAYOLLE et al., 2007, AMATO et al., 2009] dans la mesure où elle permet d'incorporer les propriétés typiques des bulles comme la tension de surface, les phénomènes d'agglomération et de rupture. Cependant, le temps de calcul devient très important en raison du nombre important d'équations supplémentaires à résoudre.

#### **V.3.4.3. Modèles additionnels :**

Finalement, en fonction des objectifs du travail et des phénomènes observés au sein du procédé, il peut être nécessaire d'ajouter des relations supplémentaires au sein du modèle :

— termes de conversion pour des scalaires en cas de réactions impactant l'écoulement ou d'intérêt pour les performances du procédé, par exemple, les cinétiques biologiques en boues activées [HENZE et al., 2000] ;

— vitesses de sédimentation dans les ouvrages concernés.

#### **V.3.4.4. Développement du modèle :**

Le développement du modèle à proprement parler débute par la définition de la géométrie de l'ouvrage étudié. S'ensuit la discrétisation spatiale du domaine fluide (maillage), la définition des modèles utilisés pour décrire les différentes phases, la turbulence, etc., la configuration des conditions aux limites du système, et enfin le choix des paramètres numériques du solveur (discrétisation, algorithme de couplage pression-vitesse).

#### **V.3.5. Définition de la géométrie :**

Une représentation correcte de la géométrie du système est nécessaire dans la mesure où son effet sur l'écoulement est évidemment prépondérant. De plus, l'objectif du travail est souvent l'étude de l'impact de différentes configurations géométriques sur le comportement hydraulique. Il s'agit donc d'inclure les détails physiques ayant une influence sur l'écoulement et les processus simulés. Il est cependant nécessaire de rechercher le compromis entre le niveau de détail de la géométrie et les ressources de calcul disponibles.

Ainsi, les éléments géométriques dont la taille caractéristique est du même ordre de grandeur ou inférieure à la taille de maille choisie sont souvent négligés.

Il est possible d'importer des fichiers de Dessin Assisté par Ordinateur (DAO) 2D ou 3D dans la plupart des outils de CFD. Si ces fichiers ne sont pas disponibles, il est nécessaire de collecter ces données depuis les plans papiers de conception et / ou de recollement, des photos ainsi que des mesures de terrain. Ces dernières sont souvent indispensables pour valider et corriger le cas échéant les plans à disposition.

Le domaine de calcul se doit d'être suffisamment grand pour faire en sorte que les conditions de l'écoulement aux limites du système (voir paragraphe 3.3.6) ne génèrent pas d'artefacts dans la région d'intérêt. Ainsi, il est nécessaire d'inclure la géométrie amont de manière à obtenir un écoulement pleinement développé dans la région d'intérêt. Usuellement, la longueur considérée doit être au moins 5 à 10 fois celle de la dimension caractéristique de la zone située à l'amont de la région d'intérêt. Mais cela peut être beaucoup plus en présence de singularités de formes (coudes, transitions, obstructions...). La figure 3.3 montre un exemple d'un système de désinfection par rayons ultraviolets. La région d'intérêt est située entre deux coudes, là où se trouve le réacteur proprement dit. Des simulations ont permis de comparer le placement de la limite amont à une distance de 2,5 ou 10 fois le diamètre de la conduite d'alimentation du réacteur. Les profils de vitesse sur un plan vertical au niveau des lampes sont légèrement différents. La perte de charge est la même mais les différences de champ de vitesse auront un impact direct sur la dose de rayonnement ultraviolet reçue depuis les lampes.

### V.3.6. Maillage :

Le maillage correspond à la discrétisation spatiale du domaine fluide précédemment défini. Il existe un nombre important d'algorithmes et de types de mailles. Le maillage se doit d'être suffisamment fin dans la région d'intérêt mais suffisamment relâché si la géométrie le permet afin de limiter le temps de calcul. Sa qualité doit être suffisante pour assurer la convergence du modèle vers la solution.

Un raffinement local du maillage est recommandé dans les zones d'intérêt spécifique ainsi que dans celles où de forts gradients sont susceptibles de se produire, par exemple au niveau des entrées et sorties, de la surface libre, à proximité d'agitateurs, etc. Ceci permet de réduire la propagation d'erreurs et favoriser la convergence. Il est nécessaire d'obtenir une transition régulière entre zones finement et grossièrement maillées. Pour la plupart des applications en traitement des eaux, l'écoulement dans l'ensemble de l'ouvrage est étudié et les phénomènes d'écoulement proche-paroi sont souvent d'intérêt limité. Le maillage doit par conséquent y être suffisamment raffiné pour l'utilisation de lois de paroi semi-empiriques simulant la transition en l'absence de glissement (vitesse nulle) à la paroi et l'écoulement principal.

Le maillage est généralement généré via des logiciels permettant la définition de la géométrie, de la taille et de la densité du maillage. Ils comprennent aussi des outils pour analyser la qualité du maillage. Les maillages non structurés sont le plus souvent utilisés car plus flexibles dans la définition du domaine de calcul et les propriétés du maillage. Le type de maille peut aller de triangles en 2D jusqu'à des polyèdres 3D à 20 faces. Une maille idéale voit le flux entrer et sortir perpendiculairement à ses faces. Elle comprend des arêtes de longueur similaire et / ou des angles équilatéraux.

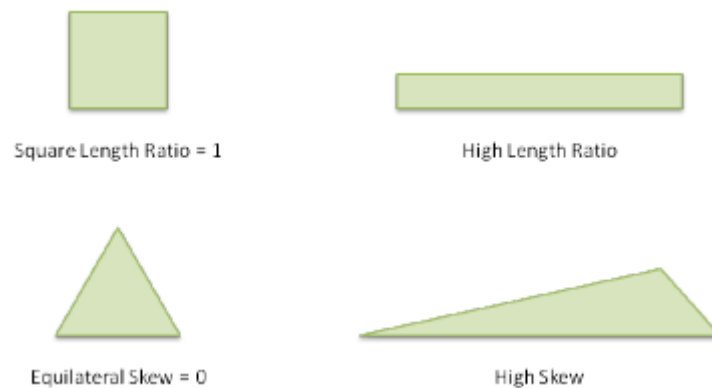
Une géométrie de forme courbe ou comprenant des transitions entre différentes formes complexes génère une déformation des mailles, réduisant ainsi la qualité du maillage et pouvant provoquer des erreurs liées à la diffusion numérique. Il est donc nécessaire d'évaluer la qualité du maillage produit au regard de différents critères avant de poursuivre le travail.

Les deux indicateurs clés de la qualité d'un maillage sont la dissymétrie ("skewness") et la facteur de forme ("length ratio") (figure 26). La dissymétrie est une mesure de l'écart entre la forme des faces et un triangle équilatéral, elle doit en général être inférieure à 0,9 notamment dans la zone d'intérêt.

Le facteur de forme correspond au ratio entre les longueurs des côtés et doit être en général minimisé de manière à avoir des côtés de longueur équivalente. Si le facteur de forme est trop élevé, la qualité de la solution diminuera, surtout si l'écoulement ne transite pas de manière parallèle au côté le plus long. Dans certains cas, un facteur de forme plus élevé est toléré, notamment dans le cas de la couche limite, l'écoulement proche-paroi étant en général parallèle aux côtés les plus longs.

Bien que les ordinateurs modernes aient une capacité de calcul toujours plus élevée, un compromis est toujours nécessaire entre la finesse du maillage et un temps de calcul raisonnable. Une analyse de sensibilité au maillage est recommandée pour vérifier si la

solution finale n'est pas dépendante du nombre de mailles utilisées pour la simulation, c'est à dire si la solution n'est pas modifiée en diminuant la taille de mailles (et donc en augmentant le nombre de mailles).



**Figure 26.** Illustration de la qualité d'un maillage (WICKLEIN et al., 2015)

Un maillage grossier sera caractérisé par une stabilité amoindrie lors de la résolution (ainsi qu'un degré de diffusion numérique plus élevé). Un maillage fin sera plus stable numériquement mais nécessitera des ressources de calcul plus importantes, en raison du nombre plus élevé de mailles, de degrés de liberté ainsi que de la nécessité d'un pas de temps plus court pour maintenir la stabilité du calcul en régime transitoire.

Cependant, les utilisateurs n'ont pas toujours les ressources (temps, argent) suffisantes pour se permettre de réaliser systématiquement cette analyse de sensibilité au maillage, notamment s'ils ont déjà travaillé sur des ouvrages similaires auparavant. Leur expertise peut également selon les cas leur permettre de développer un maillage correct directement. Par conséquent, il est toujours nécessaire lors de la présentation des résultats d'une étude CFD de préciser le type de maillage, le nombre de mailles, les raffinements réalisés, etc. Une illustration détaillée du maillage devrait toujours être fournie. Il s'agit d'un élément nécessaire pour juger la qualité du travail effectué dans la mesure où la qualité du maillage est fondamentale pour l'obtention d'une solution correcte et la bonne interprétation des résultats.

### V.3.7. Configuration du solveur :

En général, un solveur double-précision avec une discrétisation de second ordre est recommandé pour les applications en traitement des eaux usées. Beaucoup des espèces modélisées sont présentes à de faibles concentrations, nécessitant une grande précision de la solution. Plus de détails sur les algorithmes de couplage pression / vitesse et la discrétisation des équations peuvent être trouvés dans les publications de PATANKAR [PATANKAR., 1980], VERSTEEG [VERSTAAG et al., 2007] et LOMAX et al. [LOMAX et al., 2001].

### V.3.7. Modélisation des différentes phases :

Il est aussi important de définir si des apports éventuels d'énergie (mélange notamment) sont à inclure dans le modèle.

### V.3.7.1. *Modèles de turbulence :*

Quasiment l'ensemble des études CFD liées aux traitements des eaux requièrent une approche correcte pour représenter la turbulence. De nombreux modèles sont disponibles et utilisés de manière fréquente. Le choix d'un modèle approprié au problème posé est important. De nombreuses références discutent les détails des différents modèles [LAUNDER et al., 1979, ASCE TASK COMMITTEE., 1988, RODI., 1993, FERZIGER et al., 2002, VERSTEEG et al., 2007, WILCOX., 2006].

En pratique, les modèles à deux équations comme  $k-\varepsilon$  et  $k-\Omega$  sont les plus couramment choisis pour les applications en eau usée, bien que certains modèles plus simples et moins gourmands en ressources informatiques soient parfois utilisés. Le tableau 4 résume les différents modèles disponibles avec leurs avantages et inconvénients.

### V.3.7.2. *Conditions aux limites :*

L'écoulement tel que calculé par les modèles CFD est fonction des conditions d'écoulement aux limites du domaine. Les différentes limites couramment rencontrées incluent :

- entrées : définition d'une vitesse ou d'un débit dans les 3 directions entrant dans le domaine, ainsi que des paramètres caractéristiques de la turbulence ;
- sorties : le fluide ne peut que sortir du domaine, la pression et la turbulence peuvent ne pas être fixées ;
- pression : la pression est fixée et le fluide peut entrer ou sortir du domaine ;
- symétrie : aucun flux dans la direction orthogonale à cette limite n'est autorisé (condition souvent utilisée pour décrire une position fixe de la surface libre) ;
- parois : elles sont considérées comme des solides et l'écoulement ne peut transiter au travers. La vitesse à la paroi peut soit être nulle ("noslip") en supposant une certaine rugosité, soit ne pas être contrainte en supposant ainsi l'absence de rugosité et le glissement du fluide sur celle-ci ("slip").

Pour les conditions de paroi, lorsque la condition "no-slip" est appliquée, il existe une sous-couche laminaire à une distance très faible de la paroi. Elle est suivie d'une couche intermédiaire et enfin de la zone inertielle dominée par la turbulence. Dans la couche laminaire, l'écoulement est influencé par les forces visqueuses et ne dépend pas des conditions générales de l'écoulement turbulent. La vitesse dans cette couche dépend uniquement de la distance à la paroi, de la densité et de la viscosité du fluide ainsi que du cisaillement. Elle est en général trop fine pour être discrétisée et incluse comme telle dans les maillages réalisés en traitement des eaux. Cependant, la zone intermédiaire, influencée à la fois par la couche limite laminaire et la turbulence, est de taille plus significative et requiert plus d'attention pour prédire de manière correcte le champ de vitesse et la turbulence.

**Tableau 4.** Modèles de turbulence, avantages et inconvénients (WICKLEIN et al., 2015)

Model	Advantages	Disadvantages
<b>Two-Equation (standard k-<math>\epsilon</math>, Renormalized Group (RNG) k-<math>\epsilon</math>, Chen Kim k-<math>\epsilon</math> and Realizable k-<math>\epsilon</math>)</b>	<p>Simplest turbulence models that only require initial/boundary conditions</p> <p>Most widely tested models that have performed reasonably well for many types of flow conditions</p>	<p>Have been found to poorly perform for the following cases:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• some unconfined flows</li> <li>• flows with curved boundary layers or swirling flows</li> <li>• rotating flows</li> <li>• fully developed flows in non-circular ducts</li> </ul>
<b>Second moment (Reynolds Stress Transport Model(RSTM)/Algebraic Stress Transport Model (ASTM)</b>	<p>Most general of traditional turbulence models that only require initial/boundary conditions</p> <p>More accurate representation of Reynolds stresses that better characterize the turbulent flow properties in</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• wall jets</li> <li>• flows with curved boundary layers or swirling flows</li> <li>• rotating flows</li> <li>• fully developed flows in non-circular ducts</li> </ul>	<p>Higher computing cost</p> <p>Has not been widely tested compared to the two equation models</p> <p>Still has flow conditions that it has been found to behave poorly:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• axis-symmetric jets</li> <li>• unconfined recirculating flows</li> </ul>
<b>Detached Eddy Simulation (DES)</b>	<p>A hybrid model that blends a two equation model near the walls with the LES model in the free stream</p> <p>More accurate for unsteady flow phenomena than the simpler turbulence models</p>	<p>Has not been as widely tested as the two equation models</p> <p>Higher computing cost</p>
<b>Large Eddy Simulation (LES)</b>	<p>Appropriate for complex free shear flows</p> <p>Used for turbulent boundary layers with high grid resolution at low Re</p>	<p>Has not been widely tested compared to the two equation models</p> <p>Significantly higher computing cost</p>

La couche intermédiaire est alors décrite en utilisant des lois de paroi semi empiriques qui calculent des conditions aux limites proches de la paroi pour les équations de l'écoulement et le transport de la turbulence. Le but de ces fonctions est de relier le cisaillement aux autres variables au niveau du nœud le plus proche de la paroi. Ce nœud doit être situé à l'extérieur de cette sous-couche et donc dans la zone pleinement turbulente. La taille de maille à ce niveau est donc importante à contrôler.

La description de réactions (bio) chimiques, de transfert de chaleur et les écoulements multiphasiques nécessitent leurs propres paramètres au niveau des conditions aux limites. Ces paramètres sont en général spécifiés au niveau des entrées et des parois. Ils peuvent inclure les températures de la paroi et du fluide, les concentrations des différentes espèces où les fractions des différentes phases.

### ***V.3.7.3. Convergence :***

La résolution des équations est généralement réalisée de manière itérative. La solution numérique ne peut converger que si le schéma numérique choisi est consistant et la solution numérique stable. La différence entre la solution exacte et la solution calculée constitue l'erreur de convergence [WILCOX., 2006]. Malheureusement, la résolution du modèle n'aboutira généralement pas à la solution exacte. Des indicateurs sont par conséquent nécessaires pour évaluer si le modèle est suffisamment convergé.

La somme des différences entre la solution à une itération donnée et celle à l'itération précédente pour une maille de calcul et ses cellules adjacentes, appelée "résidu", constitue le premier de ces indicateurs. Cette différence doit décroître avec le temps tout en respectant la continuité des écoulements. La solution se doit aussi d'être stable en des points précis [WILCOX., 2006].

### ***V.3.7.4. Calage et validation :***

Le modèle CFD proprement dit, s'il est correctement configuré, ne devrait pas nécessiter d'effort de calage pour résoudre les équations fondamentales de la dynamique des fluides de manière correcte, ceci pour une seule phase avec les conditions aux limites et le maillage appropriés. En effet, ces équations sont mécanistes et font appel à des paramètres connus, elles ne sont donc pas contestables.

Cependant, la plupart des applications en traitement des eaux usées introduisent des incertitudes dans ces modèles, ce qui rend nécessaire le calage et la validation. En effet, la description des concentrations (transport solide notamment) fait appel à des relations empiriques et à des paramètres nécessitant des données expérimentales pour être calés. Par exemple, les vitesses de sédimentation peuvent être mesurées sur site. Des profils de concentration en matières en suspension (MES) peuvent être mesurés dans des conditions données et comparés aux résultats de simulation. Cependant, dans ce contexte, la comparaison entre modèle et données de terrain a en général pour objectif la validation du modèle. L'estimation de paramètres et le calage sont plutôt réalisés via des dispositifs expérimentaux dédiés.

La collecte de données pour la validation constitue un processus souvent long et coûteux car elle requiert souvent des techniques de mesures poussées. On peut citer la mesure de champs de vitesse utilisant l'Vélocimétrie Doppler acoustique (Acoustic Doppler Velocimetry en anglais) (ADV) ou la Vélocimétrie Doppler laser (Laser Doppler Velocimetry en anglais) (LDV).

Ces techniques nécessitent cependant des compétences spécifiques pour être mises en oeuvre [VANROLLEGHEM et al., 2006] et présentent certaines limites : la LDV ne peut s'appliquer que pour des réacteurs relativement petits, transparents, tout comme le fluide s'y écoule.

D'autres méthodes communément employées sont la mesure des profils de concentration de différentes espèces dans le réacteur (MES, oxygène dissous) [GRESCH et al., 2011, LIOTTA

et al., 2014]. Il est important de ne pas sur-interpréter l'observation visuelle des graphes 2D ou 3D issus des simulations et des expérimentations, cette approche étant trop subjective. Une approche quantitative permettant une évaluation objective via le calcul d'un critère d'erreur est recommandée.

Enfin, la validation à travers des expériences de traçages constitue une méthode relativement peu coûteuse et bien documentée. Des traceurs nonréactifs comme le chlorure de lithium sont souvent utilisés. Il existe alors deux méthodes principalement utilisées pour simuler la DTS avec la CFD :

- le suivi de particules lagrangien [STROPKY et al., 2007, THYN et al., 1998] ;
- la résolution de l'équation de transport d'un scalaire passif représentant la concentration du traceur [TALVY et al., 2007].

La seconde méthode est sujette à la diffusion numérique, non-physique, qu'il est nécessaire de prendre en compte lors de son utilisation. Cependant, si le but final du travail est d'inclure un modèle biocinétique, cette approche sera la meilleure car la description des réactifs et produits des différentes réactions utilisera également une équation de transport sujette à ce même phénomène. En effet, il est alors important d'obtenir les mêmes conditions entre la simulation du traceur et celle des scalaires sujets à réactions dans le modèle cinétique choisi [LE MOULLEG et al., 2008].

Un autre point à vérifier lors de l'utilisation d'une expérience de traçage à des fins de validation est qu'une DTS similaire peut résulter de configurations géométriques différentes. En effet, la DTS correspond à une interprétation statistique des résultats du traçage. Si possible, il est conseillé de réaliser ces tests en parallèle de la mise en œuvre d'autres techniques de mesure. Enfin, il est important de garder à l'esprit que le comportement hydrodynamique (et donc la DTS) ne dépend pas que de la géométrie et de la taille du réacteur mais aussi de l'apport d'énergie cinétique au procédé, notamment via le débit entrant [POTIER et al., 2005]. Le comportement hydrodynamique des ouvrages en traitement des eaux usées est donc extrêmement variable à différentes échelles temporelles (jour, semaine, mois, années) du fait des variations de débits aux mêmes échelles.

#### **V.4. CONCLUSION :**

Le protocole développé dans ce chapitre illustre les différentes étapes requises pour réaliser un travail de modélisation CFD de qualité et fiable. Il s'agit d'un prérequis indispensable pour pouvoir envisager l'usage de cet outil pour développer des connaissances, améliorer les modèles simplifiés existants, voire en conceptualiser de nouveaux.

La plupart des étapes présentées (géométrie, maillage, configuration du solveur, etc.) ne sont pas forcément spécifiques du domaine des eaux usées. En revanche, pour cette application, le calage et la validation des relations empiriques souvent incluses dans le modèle constituent des éléments essentiels du processus.

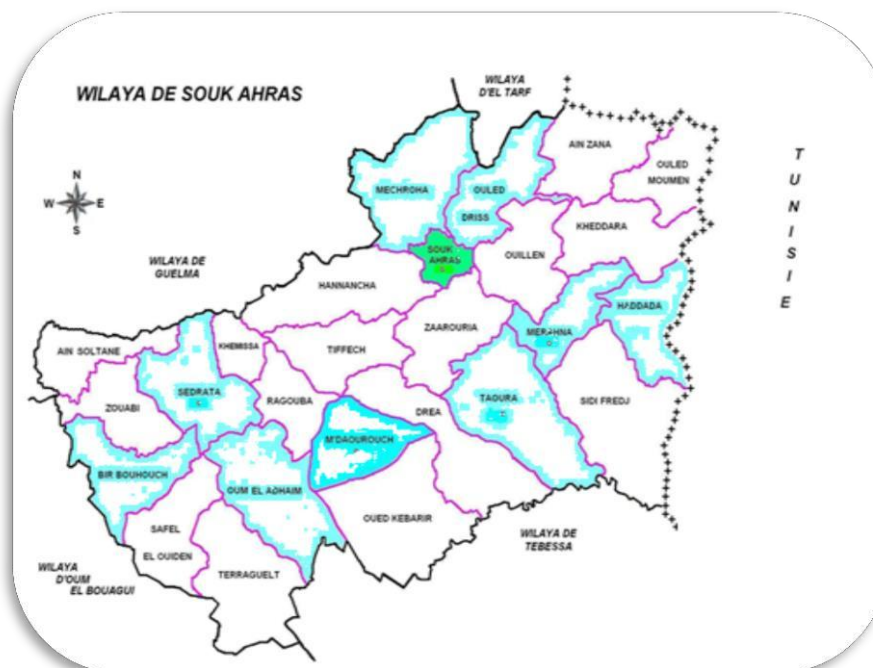
# **PARTIE 2 : PARTIE EXPERIMENTALE**

**CHAPITRE VI :**  
**PRESENTATION DES**  
**STEP DE SOUK**  
**AHRAS**

L'Algérie, a donné plus d'importance à la couverture des stations d'épuration. En effet, d'après un rapport publié par l'Office National d'Assainissement ONA en 2017, On a compté 142 STEP exploitables en fin du mois d'octobre à savoir: (i) 68 stations à boues activées; (ii) 71 stations de lagunage; (iii) 03 filtres plantés. La capacité globale installée de ces 142 stations est de 9 621 714 Equivalent-habitants, soit un débit nominal moyen de 1 478 928 m<sup>3</sup>/j. En revanche la réutilisation des eaux usées épurées, est estimée à 42 % du volume épuré par les 17 STEP et à 08 % du volume total épuré par l'ensemble des 142 STEP en exploitation par l'ONA. En termes d'énergie électrique des STEP, on trouve en octobre 2017 une consommation énergétique de 6 223 882 KWh avec un ratio par rapport au volume d'eau épuré de 316 Wh/m<sup>3</sup>.

### VI.1. PRESENTATION DE LA REGION DE SOUK AHRAS :

La wilaya de Souk-Ahras est localisée au Nord-Est algérien. La wilaya est limitée au Nord-Est par la wilaya d'El Tarf, au Nord-Ouest par la wilaya de Guelma, au Sud par la wilaya de Tébessa, au Sud-Ouest par la wilaya d'Oum El Bouaghi et à l'Est par la Tunisie (Figure 27). La wilaya de Souk-Ahras s'étend sur une superficie de 4.359,65 km<sup>2</sup>, ne représente que 0,18% de l'ensemble du territoire national. Elle est divisée en 26 communes, notre étude couvre deux d'entre elles : Souk-Ahras ville et Sedrata



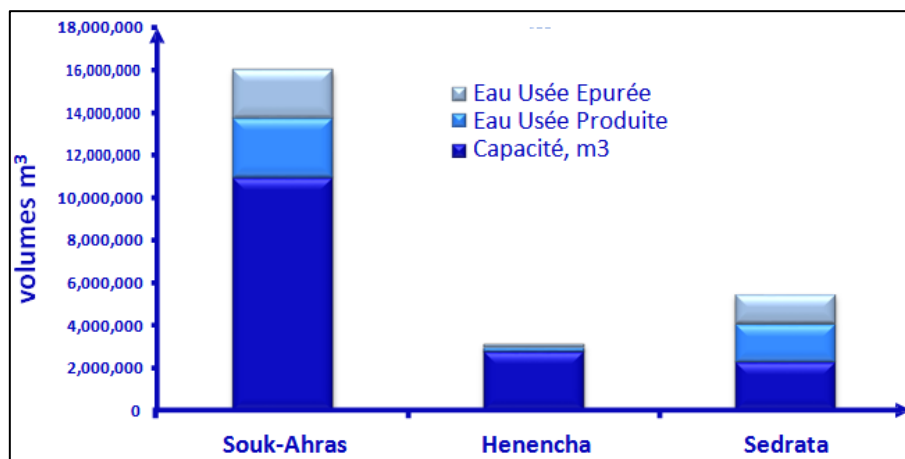
**Figure 27 :** Carte de délimitation de la région de Souk-Ahras.

La géologie de la région, comprend au Nord des terrains allochtones composés d'unités du domaine interne, du domaine des flyschs et du domaine externe ; au Sud et à l'Est, jusqu'aux confins Algéro-Tunisiens, affleure un ensemble intensément plissé et fracturé de l'avant pays atlasique (Wildi, 1983 et Vila, 1980). Ces formations sont constituées généralement par des calcaires, des grés, des marnes, des cailloutis et des alluvions.

La région est traversée de l'Est vers l'Ouest par Oued Medjerda qui est un cours d'eau transfrontalier. Son bassin versant couvre une superficie de 7870 km<sup>2</sup> dont 1411 km<sup>2</sup> sont répartis sur le territoire Algérien.

**VI.2. ESTIMATION DU VOLUME D'EAU USEE EPUREE :**

L'analyse des données fournies par l'office national d'assainissement ONA, fait ressortir que la capacité installée dépasse de loin le débit traité, en outre les eaux usées produites ne sont pas connectées, dans leur totalité, aux STEP. La figure (28) montre une comparaison entre la capacité installée des STEP, le volume des eaux usées produit et le volume des eaux usées épurées. Cette figure illustre clairement qu'une quantité importante d'eau usée est déversée dans la nature sans épuration, alors que les STEP disposent de capacités suffisantes pour traiter la totalité.



**Figure 28 :** comparaison des volumes caractéristiques des 3 STEP de la région de Souk-Ahras

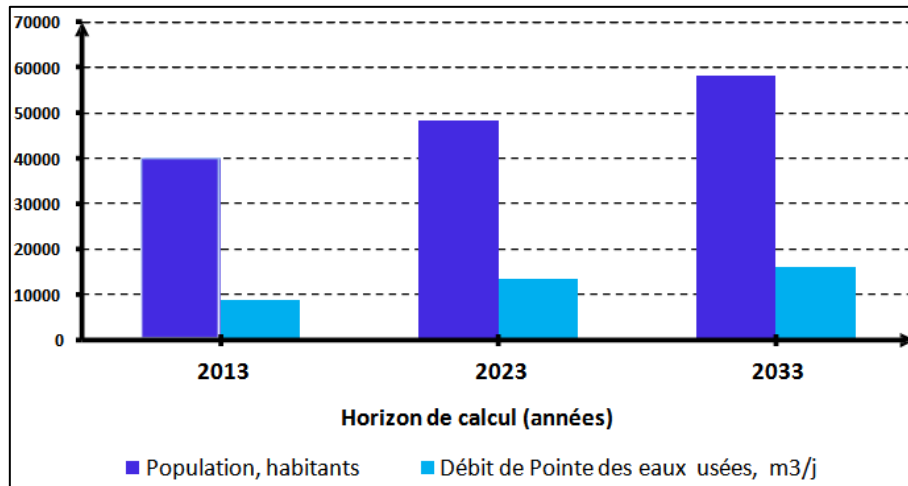
Pour assurer la collecte de toutes les eaux usées de la région, les pouvoirs publics ont mis en priorité deux projets de raccordement des différents points de rejets à savoir :

Le projet d'unification des rejets de la région de Souk-Ahras à travers la construction des six (06) stations de relevage qui sont représentés dans le tableau ci-dessous :

**Tableau 5:** Les stations de relevage de la région de Souk-Ahras (Direction des ressources en eau DRE de la wilaya de Souk-Ahras)

Stations	Capacité
Ouled Driss	20 l/s
Barral Salah (1)	25 l/s
Barral Salah (2)	25 l/s
Djenane Tefah (1)	25 l/s
Djenane Tefah (2)	25 l/s
Zaarouria	10 l/s

Le projet de transfert des eaux usées de M'daourouch vers la station d'épuration de Sedrata comme nous montre la figure (29) qui représente l'évolution de la population et le débit de pointe des eaux usées de la ville de Mdaourouch jusqu'à 2033, ou on remarque que la population pourrait atteindre 58193 habitants, alors qu'elle n'a été que de 39938 en 2013, et que le débit de pointe des eaux usées serait de 16208,61 m<sup>3</sup> /j.



**Figure 29 :** Evaluation de la population de Mdaourouche / Zouabi et le débit de pointe des eaux usées à l'horizon 2033

### VI.3. STATIONS D'EPURATION DE LA REGION DE SOUK-AHRAS :

Il existe Trois (03) stations d'épuration des eaux usées réparties à travers la région de Souk- Ahras, qui sont récapitulées dans le tableau (6) suivant.

**Tableau 6 :** Systèmes d'épuration des eaux usées dans la wilaya de Souk Ahras

Processus d'épuration	Commune	Date de mise en service	Observations
STEP Boues Activées	Hannacha	1994	Irrigation des zones des oued Medjerda et Dardoura en projet
STEP Boues Activées	Sedrata	2008	Protection du barrage, oued Charef et nappe de Tarreguelt
STEP Boues Activées	Souk Ahras	2003	Irrigation des zones des oued Medjerda et Dardoura en projet

#### VI.3.1. Présentation de la station de Souk-Ahras et évaluation des performances épuratoires :

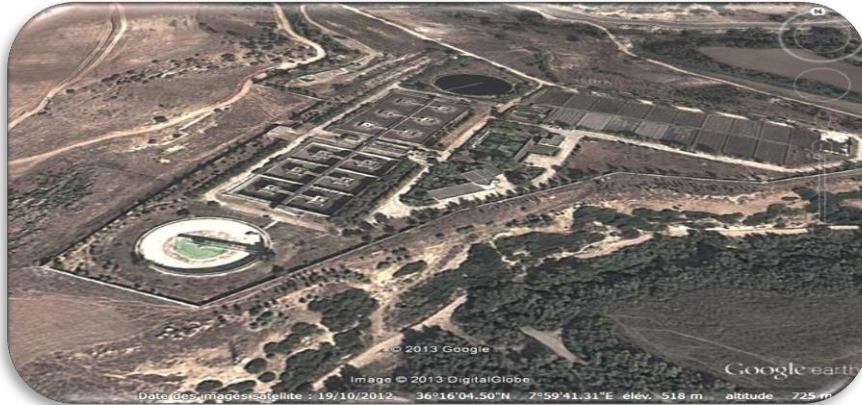
La station d'épuration de la ville de Souk-Ahras est destinée à traiter les eaux usées domestiques avant leur rejet à l'oued de Medjerda selon les étapes suivantes:

- La première étape permet de traiter la pollution résultant d'une population de

150000 équivalents habitant (EH)

- La deuxième étape portera sa capacité à 225 000 EH

La station est conçue pour fonctionner à une charge massique faible, donc suivant le processus d'une aération prolongée. Par ce procédé, nous obtenons une bonne efficacité d'élimination de la DBO, la stabilisation « minéralisation » des boues secondaires s'effectuera au sein même du bassin d'aération.



**Figure 30:** photo aérienne de la STEP de Souk-Ahras

Les caractéristiques de la station sont définies dans le tableau (7) :

**Tableau 7 :** Caractéristiques du procès de l'installation

Temps de séjour hydraulique	21 heures
Temps de séjour des boues	20 jours
Concentration en boue	5 g/l
Débit nominal	30 000 m <sup>3</sup> /j
Charge volumique moyenne	0,34 kg DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> /j
Charge massique moyenne	0,07 g DBO <sub>5</sub> /kg MS.j

Les indicateurs de performance sont des paramètres, le plus souvent chiffrés, permettant d'évaluer la performance d'un processus, la qualité d'un service etc. Regroupés par critères de synthèse, ils sont destinés à aider les responsables à réaliser le suivi du processus ou du service étudié.

Dans notre étude les indicateurs de performances auront le rôle suivants :

➤ **Un outil de pilotage et d'évaluation**

Ces indicateurs permettent à la station d'épuration d'en suivre les évolutions et de préciser les objectifs : si ceux-ci ne sont pas atteints, l'analyse des résultats permet de trouver les causes et d'y remédier

### ➤ Un outil d'incitation à l'amélioration

Les indicateurs de performance permettent de suivre les évolutions services de l'eau et de les comparer avec celles des autres collectivités. Ils constituent en cela des outils d'incitation à l'amélioration des STEP.

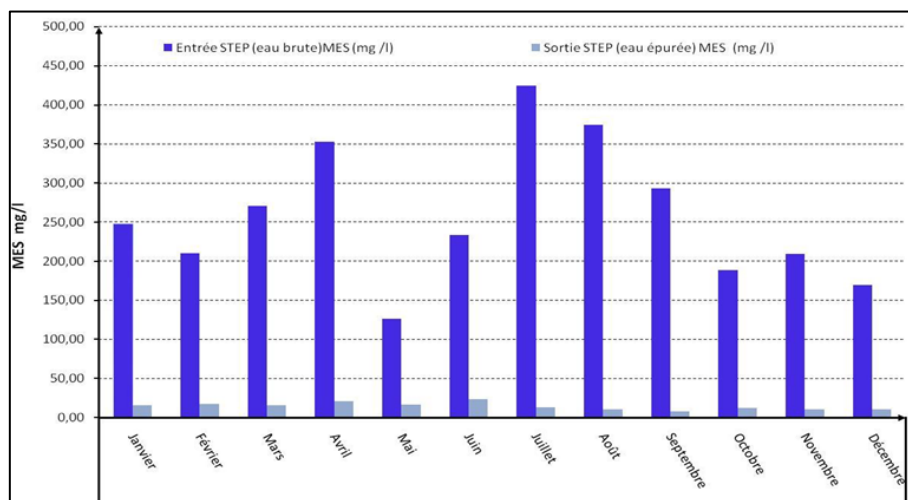
Les indicateurs de performance sont donc des paramètres qui permettent d'une part de suivre de manière détaillée dans le temps les différents résultats de la station d'épuration, d'autre part, une vision globale de son fonctionnement apportant aux responsables de services des éléments simples de comparaison

#### VI.3.1.1. Les matières en suspension MES

A l'entrée de la STEP les teneurs en MES présentent des variations saisonnières, elles dépassent généralement 150 mg/l à l'exception du mois de mai où seulement 126 mg/l sont notés. La valeur moyenne mensuelle est de l'ordre de 258 mg/l (figure 31). C'est en revanche en période estivale, que les teneurs en MES les plus élevées sont enregistrées (varient de 248 à 424 mg/l).

A la sortie de la STEP les teneurs en MES relevées ne dépassent pas 24 mg/l et la teneur moyenne mensuelle est de l'ordre de 14 mg/l . Les teneurs en MES des eaux épurées de la STEP de Souk-Ahras ne dépassent pas la valeur guide admise par l'OMS qui est de 30 mg/l.

Le rendement épuratoire moyen mensuel est de l'ordre de 94% . C'est en période estivale que les valeurs du rendement épuratoire atteignent les taux les plus élevés (supérieurs à 97%).



**Figure 31** : évaluation des matières en suspension MES

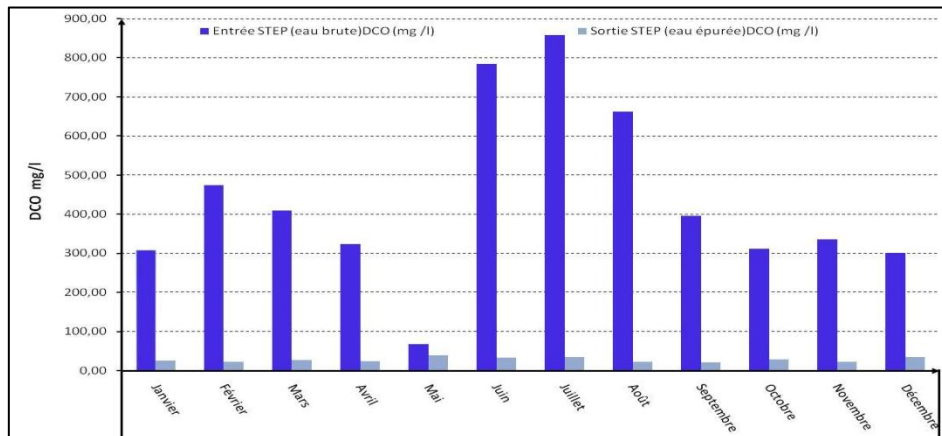
#### VI.3.1.2. La demande chimique en oxygène (DCO)

La figure (32) montre les valeurs mensuelles de la DCO enregistrées dans les eaux brutes de la STEP qui dépassent le plus souvent 300 mg/l sauf en mai où moins de 68mg/l sont notés. Les valeurs relevées mensuellement varient de 67 mg/l à 859 mg/l et la valeur moyenne

mensuelle est de l'ordre de 436 mg/l. C'est de juin à août que des DCO de plus de 650mg/l sont relevées.

A la sortie de la STEP, les valeurs de la DCO sont comprises entre 20 et 39 mg/l , ainsi c'est de mai à juillet que des valeurs de plus de 32mg/l sont notées.

En référence à la valeur guide retenue par l'OMS, nous pouvons affirmer que celles de la DCO des eaux épurées de la STEP de Souk Ahras sont correctes du fait qu'elles font moins de la moitié de la valeur fixée à 90 mg/l.



**Figure 32 :** évaluation de la demande chimique en oxygène DCO

### VI.3.1.3. La demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

La figure (33) montre les valeurs mensuelles de la DBO<sub>5</sub> enregistrées dans les eaux brutes de la STEP qui se varient de 40 mg/l à 545 mg/l avec une valeur moyenne mensuelle de l'ordre de 251 mg/l. C'est de juin à octobre que les valeurs de la DBO<sub>5</sub> sont les plus fortes (comprises entre 246 et 545 mg/l). A la sortie de la STEP, les valeurs de la DBO<sub>5</sub> ne dépassent pas 23 mg/l et les valeurs de plus de 19mg/l sont enregistrées en janvier, en mai et en juillet. Les valeurs de la DBO<sub>5</sub> des eaux épurées de la STEP de Souk Ahras sont au-dessous de celle guide retenue par l'OMS qui est de l'ordre de 30 mg/l.

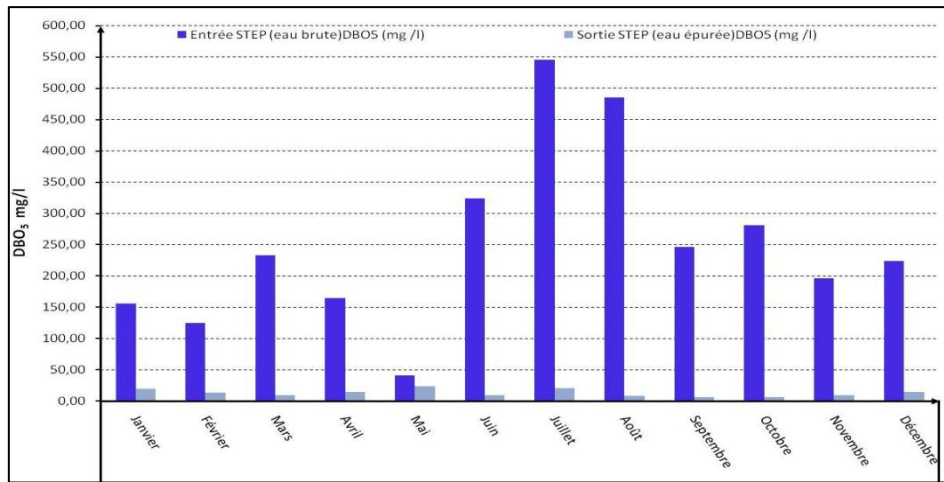


Figure 33 : évaluation saisonnière de la demande biochimique en oxygène DBO<sub>5</sub>

VI.3.1.4. Le rapport DCO/DBO

Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> est représenté dans la figure (34). Ce dernier est le critère de biodégradabilité de la matière organique d'un effluent, il permet de savoir si l'épuration d'un effluent par un procédé biologique est possible ou pas. Dans le cas étudié le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> varie entre 1,39 et 2,5. Ce rapport inférieur à 3, ce qui favorise une épuration biologique.

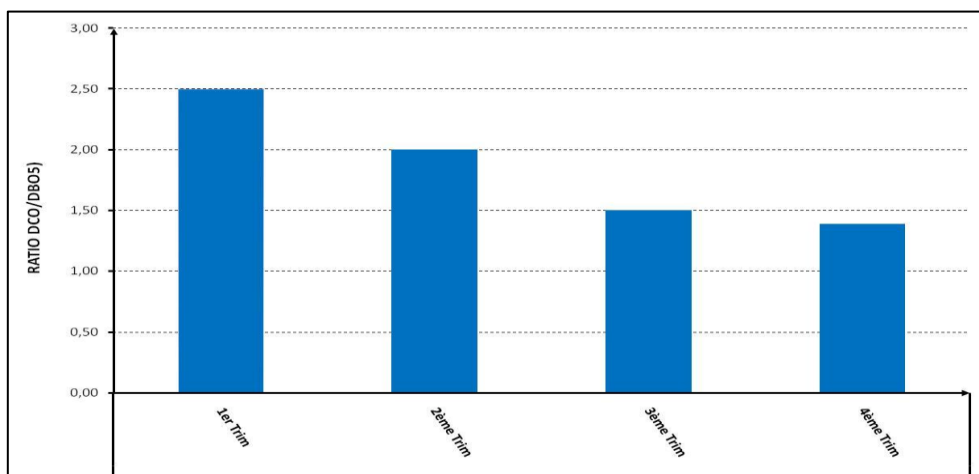


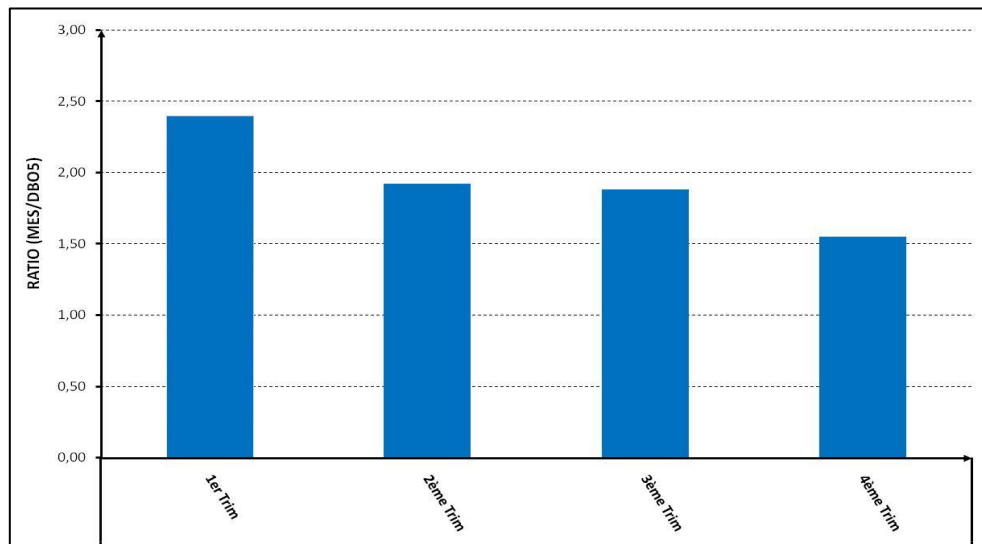
Figure 34 : variation saisonnière du rapport DCO/DBO<sub>5</sub>

VI.3.1.5. Le rapport MES/DBO<sub>5</sub>

Ce ratio, indique la répartition de la pollution particulaire représentée par la MES et de la pollution dissoute représentée par la DBO<sub>5</sub>, dans le cas présent ces rapports varient entre 1.55 et 2.4 avec une moyenne de 1.94

Nous constatons que la pollution de ces eaux caractérise un réseau essentiellement unitaire. Un prétraitement suivi d'une décantation visant à éliminer une grande partie de cette pollution particulaire est donc indispensable pour ne pas perturber la chaîne d'épuration et particulièrement le réacteur biologique.

Les variations observées sur la figure (35) peuvent être expliquées par le phénomène de sédimentation – érosion au sein du réseau ainsi qu’au lessivage du sol (d’après CHEBBO 1992). Les valeurs élevées de ce rapport sont généralement dues à l’augmentation du flux des MES rejetés par temps de pluie dans les milieux récepteurs à cause de la remise en suspension des dépôts accumulés dans le collecteur (kafi-Benyahia et al. 2006).



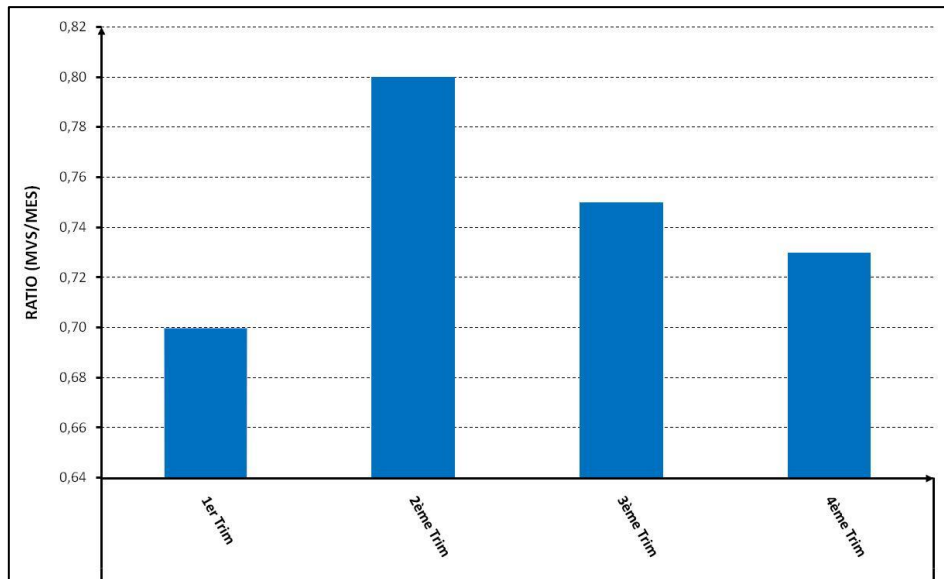
**Figure 35 :** Evolution du rapport MES/DBO<sub>5</sub> à l’entrée de la STEP de Souk-Ahras

#### **VI.3.1.6. Le rapport MVS/MES**

Ce rapport représente la proportion de la matière volatile en suspension par rapport à la matière en suspension et indique l’organicité de l’effluent. Ces ratios varient entre 0.7 et 0.8 avec une moyenne de 0.75. Ce rapport est situé généralement entre 0.65-0.75.

Les valeurs enregistrées indiquent que les particules en suspension dans les eaux usées sont d’origine organique et minérale. Les valeurs basses de ce ratio sont imputables aux rejets industriels d’origine minérale.

Les valeurs enregistrées sont supérieures à 0,7. Ce qui caractérise un réseau unitaire par temps de pluie ou un rejet domestique à caractère organique (figure 36).



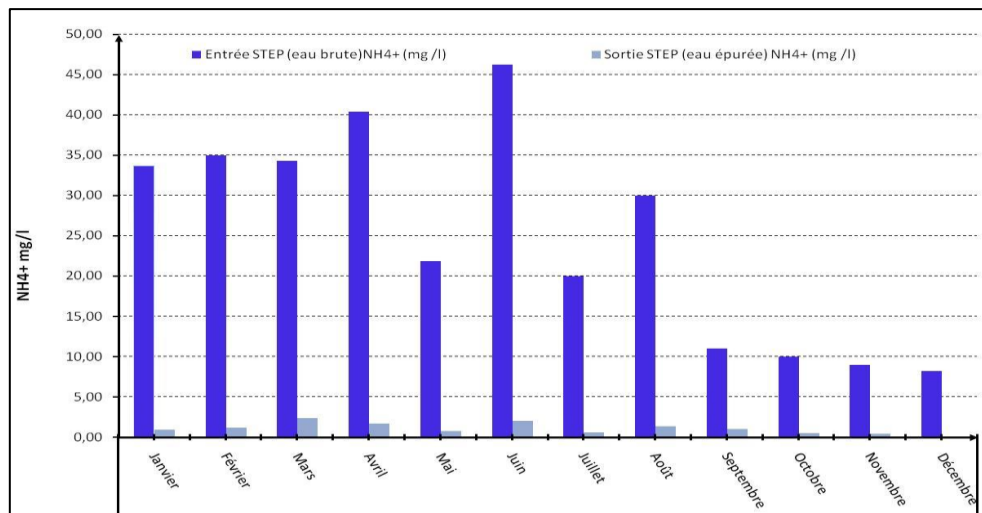
**Figure 36:** Evolution du rapport MVS/MES à l'entrée de la STEP de Souk-Ahras

#### VI.3.1.7. Ammonium ( $NH_4^+$ )

Les résultats de l'analyse des concentrations en  $NH_4^+$  à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras sont portés sur la figure (37). Les teneurs en ammonium mensuelles contenues dans les eaux brutes sont comprises entre 8 et 46,3 mg/l avec une valeur moyenne de l'ordre de 25 mg/l. Les valeurs les plus basses (< 11mg/l) sont enregistrées de septembre à décembre, c'est, en revanche, de janvier à août que des teneurs de plus de 30 mg/l sont notées (à l'exception de mai et juillet où nous notons les teneurs de 21,9 et 20 mg/l respectivement).

Dans les eaux épurées, les teneurs mensuelles en ammonium varient de 0,11 à 2,36 mg/l. On explique cet abattement par l'existence d'une quantité d' $O_2$  importante dans le bassin d'aération qui assure le phénomène de nitrification ( $NH_4^+$  est oxydé en nitrate ou nitrite par la consommation de l'oxygène). La valeur moyenne des teneurs mensuelles en ammonium des eaux épurées est égale à 0,8 mg/l. Les valeurs guides relatives à l'ammonium, que nous avons retenues dans le cadre de cette étude sont celles de Belgique, du fait que l'OMS a adopté des valeurs portant sur les teneurs en azote total. En Belgique la valeur guide admise fixe la teneur en ammonium à 1,5 mg/l, nous pouvons, ainsi, constater que nos valeurs en sont généralement inférieures à cette valeur sauf en mars et en avril où des teneurs de 2,36 et 1,72 mg/l sont notées.

En ce qui concerne le rendement épuratoire, les taux mensuels obtenus varient de 90 à 99% ; la valeur moyenne de ce taux est de l'ordre de 97%. Des valeurs de plus de 98% sont enregistrées durant la période s'étalant d'octobre à février ; la valeur maximale (99,4) est notée en juillet.

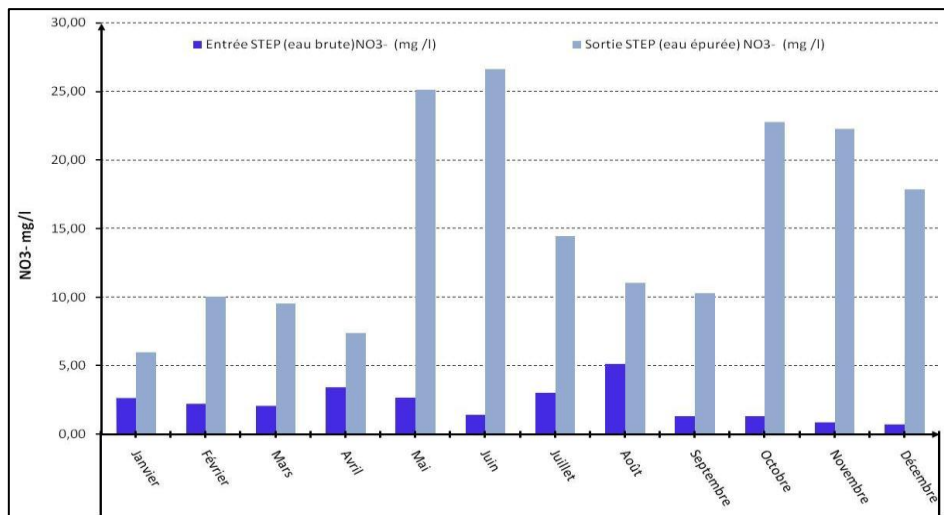


**Figure 37 :** Teneurs en  $\text{NH}_4^+$  relevées mensuellement dans les eaux brutes et les eaux épurées de la STEP de Souk-Ahras

#### VI.3.1.8. Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

D'après les résultats de la concentration en  $\text{NO}_3^-$  regroupés dans la figure (38) à l'entrée et à la sortie de la STEP de Souk-Ahras durant une année, on remarque que les nitrates sont en quantités faibles dans l'eau usée (les teneurs mensuelles en nitrates varient de 0,6 à 4,8 mg/l et la valeur moyenne serait de l'ordre de 2 mg/l) c.-à-d. que la quantité de la pollution azotée est élevée, mais après le traitement le nitrate augmente à cause de la nitrification ce qui signifie que le taux d'oxygène dissous dans le bassin d'aération est suffisant. Les valeurs les plus basses (inférieures à 1,5 mg/l) sont observées de septembre à décembre, nous notons, par ailleurs, 2 pics l'un en avril (3,2 mg/l) et l'autre en août (4,8 mg/l). C'est dans les eaux épurées de la STEP que les teneurs mensuelles en nitrates sont comprises entre 5 et 25 mg/l avec une teneur moyenne égale à 14,25 mg/l. Nous notons que les teneurs restent inférieures à 10mg/l et à 15mg/l respectivement de janvier à avril et de juillet à septembre. Des teneurs de plus de 20 mg/l sont, en revanche, notées à la fin du printemps (en mai et en juin) et en automne (octobre et novembre).

Les teneurs en nitrates des eaux épurées de la STEP dépassent le plus souvent la valeur guide belge admise fixée à moins de 10mg/l de nitrates rejetés dans les milieux récepteurs. C'est seulement de janvier à avril que les teneurs en nitrates rejetées dans les milieux récepteurs sont en dessous des normes admises. Le rendement épuratoire montre des variations d'un mois à l'autre, il varie de 53% à 96% avec un taux plus de 94% sont notés en période automnale.



**Figure 38 :** Teneurs en nitrates relevées mensuellement dans les eaux brutes et les eaux épurées de la STEP de Souk-Ahras

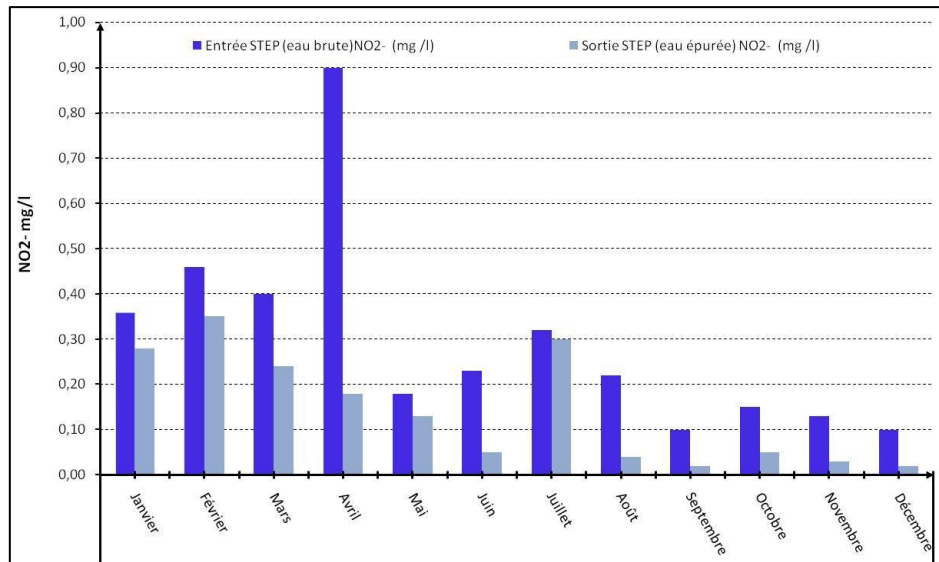
#### VI.3.1.9. Nitrites (NO<sub>2</sub>)

Dans les eaux brutes de la STEP de Souk Ahras, les teneurs mensuelles en nitrites varient de 0,1 à 0,9 mg/l avec une valeur moyenne serait de l'ordre de 0,29 mg/l. Les valeurs les plus basses (inférieures à 0,15 mg/l) sont observées de septembre à décembre, nous notons, par ailleurs, 2 pics l'un en avril (0,9 mg/l) et l'autre en février (0,46 mg/l).

Les teneurs mensuelles en nitrites enregistrées dans les eaux épurées de la STEP varient de 0,02 à 0,35 mg/l avec une teneur moyenne égale à 0,14 mg/l. Nous notons que les teneurs les plus basses (ne dépassant pas 0,05 mg/l) sont relevées durant la période s'étalant d'août à décembre (figure 39).

Les teneurs en nitrites des eaux épurées de la STEP ne dépassent pas la valeur guide belge admise fixée à moins de 10mg/l de nitrites rejetés dans les milieux récepteurs.

Le rendement épuratoire illustre des variations d'un mois à l'autre, il varie de 6% en juillet à 81,8 % en août, ainsi des taux de plus de 60% sont notés d'août à décembre.



**Figure 39 :** Teneurs en nitrites relevées mensuellement dans les eaux brutes et les eaux épurées de la STEP de Souk-Ahras.

### VI.3.2. Présentation de la station de Sedrata et évaluation des performances épuratoires

Elle est située à environ 4 km au sud-ouest de la ville de Sedrata sur la route menant à la commune de Sefl-El-Ouiden, l'implantation de la STEP permet de protéger les bassins versants du barrage Fom-El-Khenga (Oued Krab et Oued El Charef) contre la pollution du paysage et contre la contamination des eaux stockées dans le barrage sachant qu'il est destiné à l'irrigation.



**Figure 40:** photo aérienne de la station de Sedrata

Le climat de notre site est de type continental froid et pluvieux en hiver, chaud et sec en été, les périodes de printemps et de l'automne sont courtes.

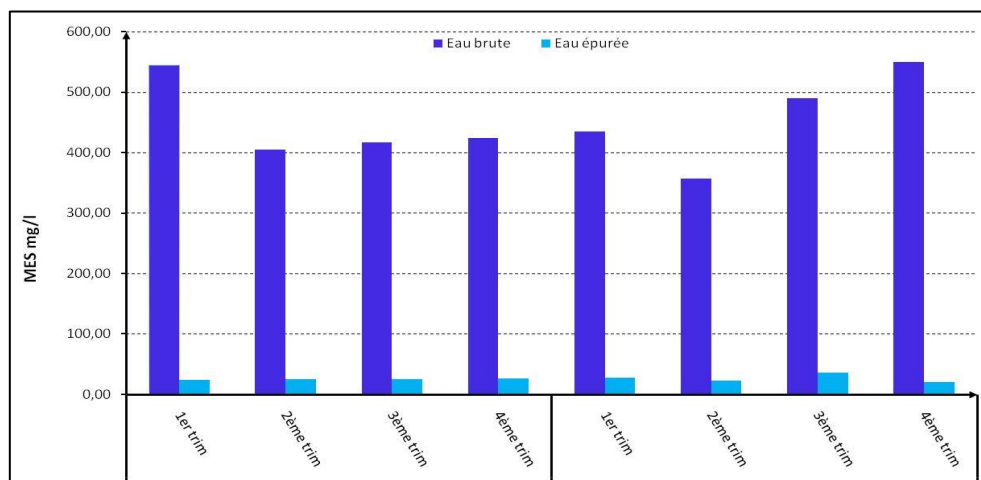
Les caractéristiques de la station sont définies dans le tableau (8) :

**Tableau 8** : Caractéristiques du procès de l'installation

Temps de séjour Hydraulique	19,3 heures
Temps de séjour des boues	20 jours
Concentration en boue	4 g/l
Débit nominal	10 000 m <sup>3</sup> /j

### VI.3.2.1. Les matières en suspension MES

Les MES représentent un degré d'épuration conforme aux normes de rejets dont leur teneur à la sortie de la station ne dépasse pas 35,7 mg/l. Les résultats obtenus sont illustrés dans la figure (41)

**Figure 41** : évaluation des matières en suspension MES

### VI.3.2.2. La demande chimique en oxygène (DCO)

Le taux de rejet selon les normes doit être inférieur à 90 mg/l. d'après l'histogramme de la figure (42) qui donne les valeurs des DCO, on constate que les valeurs de DCO à l'entrée de la STEP varient entre les 300 et 600 mg/l, A la sortie de la station, elles varient entre 24,5 et 40.1 mg/l, conformément aux normes de rejet.

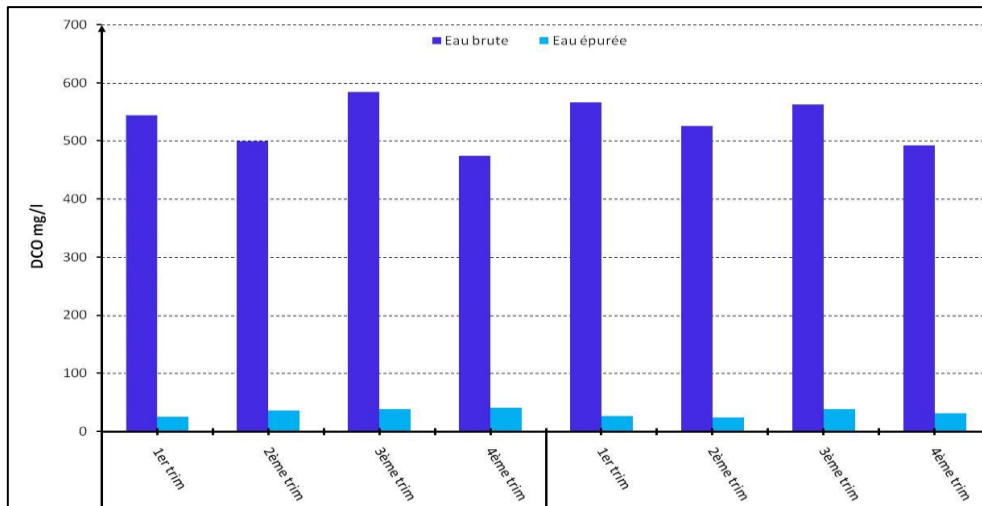


Figure 42 : évaluation de la demande chimique en oxygène (DCO)

VI.3.2.3. La demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

Le procédé de traitement biologique par les boues activées doit générer selon les normes en vigueur une eau traitée dont le taux de la DBO<sub>5</sub> est inférieur à 30 mg/l. les résultats sont présentés dans la figure (43). A la sortie de la STEP, ils sont inférieurs à 15,6 mg/l ce qui traduit la fiabilité du traitement biologique.

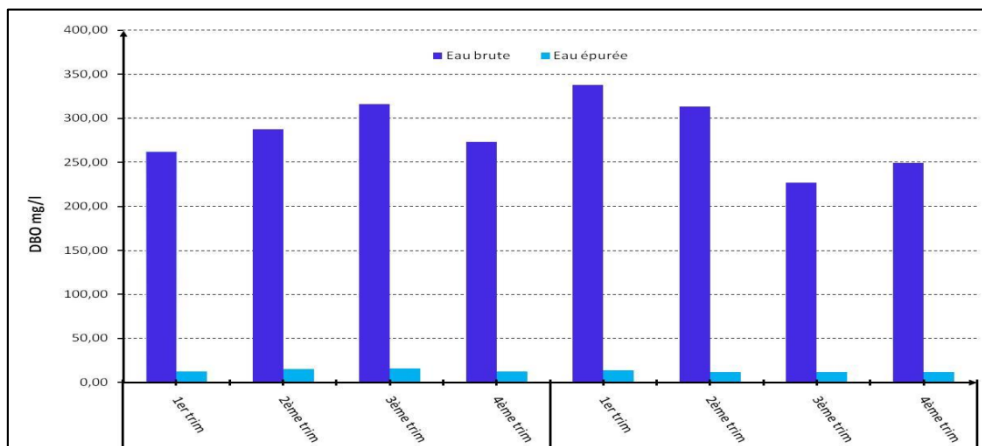
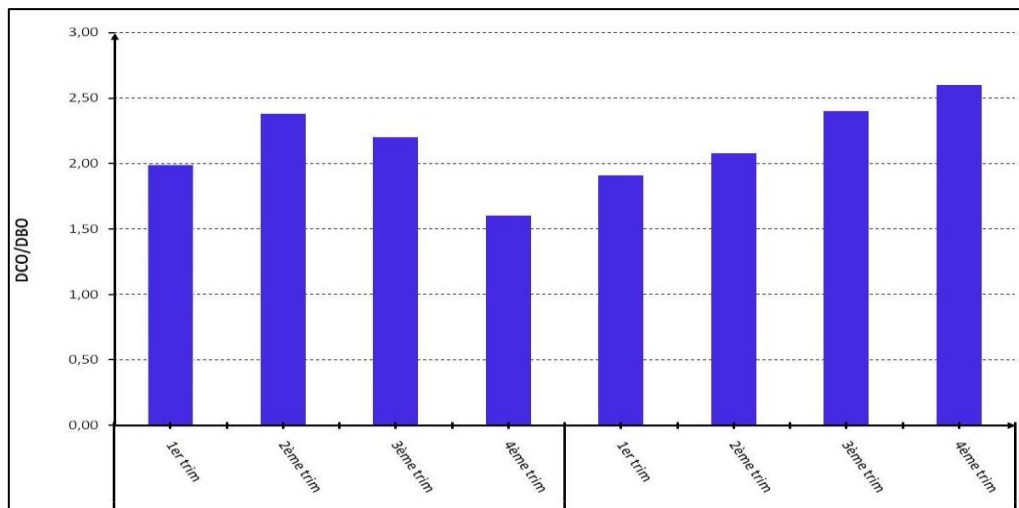


Figure 43 : évaluation de la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

VI.3.2.4. Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub>

Selon les résultats présentés dans la figure (44), le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> varie entre 1.6 et 2.6, donc nos effluents sont biodégradables.



**Figure 44 :** évaluation du rapport DCO/DBO<sub>5</sub>

D'après ces résultats relatifs à la performance épuratoire des deux (02) STEP, on constate que celles de Souk-Ahras et Sedrata ont un rendement épuratoire important et répondent aux normes, tout en restant sous exploitées. Le chapitre suivant évoque les différents scénarios de fonctionnement en utilisant l'outil de modélisation dynamique des STEP afin d'obtenir une meilleure caractérisation.

**CHAPITRE VII :**  
**MODELISATION PAR**  
**FLUENT**

## VII.1. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA MÉCANIQUE DES FLUIDES NUMÉRIQUE APPLIQUÉE AUX BASSINS D'AÉRATION.

Le traitement des eaux usées urbaines par boues activées est largement utilisé dans le monde et en Algérie. Il résulte d'un processus de dégradation biologique des polluants en présence de micro-organismes et d'oxygène. L'eau épurée est ensuite séparée des floccs bactériens par décantation. Bien que tous les éléments de la chaîne d'épuration soient importants lors du traitement des eaux usées urbaines par boues activées, le bassin d'aération reste cependant l'ouvrage déterminant pour la qualité des effluents rejetés et pour le bon fonctionnement de la station d'épuration. Il est à la fois le siège de la réaction biologique de dégradation des polluants, et l'ouvrage dont le fonctionnement est le plus onéreux, il représente 60 à 80 % de la consommation énergétique de l'ensemble de la station d'épuration.

Les dispositifs d'aération des installations d'épuration doivent assurer deux fonctions essentielles: l'aération du milieu afin d'apporter aux micro-organismes aérobies l'oxygène nécessaire pour leur respiration et une circulation suffisante du liquide afin de maintenir la biomasse épuratrice en suspension et uniformiser la concentration en oxygène dissous

L'optimisation du fonctionnement de ce type d'installation passe donc par la connaissance des performances du dispositif d'aération et la compréhension des processus biologiques régissant l'épuration et les besoins en oxygène.

Les performances d'oxygénation des aérateurs de stations d'épuration sont communément mesurées en eau claire (NF-EN-12255-15, 2004). Des travaux synthétisant les résultats obtenus pour les systèmes d'insufflation d'air en fines bulles couplés à des agitateurs. (Groves et al., 1992); (Wagner et Pöpel, 1998) ; (Gillot et al., 2000) ; (Mueller et al., 2002) ;( Gillot et al., 2005(a)).

Des relations issues de l'analyse dimensionnelle (Gillot et al. 2005(b)) ont été proposées pour prédire les capacités d'oxygénation en eau claire. Cependant, ces relations semblent inadaptées dans certains cas, tels que celui des bassins profonds, et ne sont utilisables que dans un domaine d'application bien défini. De plus, ces relations n'étant pas basées sur les phénomènes physiques, elles ne prennent pas en compte l'ensemble des paramètres influençant le transfert d'oxygène (la taille des bulles d'air, notamment) et ne permettent pas d'interpréter l'influence des paramètres de conception et de fonctionnement sur les capacités d'oxygénation des systèmes.

Parallèlement à ces travaux, la mécanique des fluides numérique est de plus en plus utilisée afin d'optimiser les systèmes d'aération (Simon, 2000); (Cockx et al. 2001) ;( Vermande et al., 2003) ; (Vermande et al., 2005). Cependant, aucun chercheur n'a pu inclure l'ensemble des paramètres physiques nécessaires à la compréhension et à la modélisation des écoulements et du transfert d'oxygène sur site réel. Par ailleurs, aucune recherche ne rassemble le choix et la description de l'ensemble des modèles nécessaires à la simulation des écoulements et du transfert d'oxygène dans ce type de bassin.

Les bassins d'aération sont des systèmes complexes et la prédiction de leurs performances d'oxygénation reste très difficile. L'analyse dimensionnelle permet de mettre en évidence l'influence des différents paramètres de conception et de fonctionnement (H. Wang et al. 2014 ; M Gresch et al 2011 ; Y Yang et al 2011 ; G.R. Kasat et al. 2008).

Dans le passé, ce type d'études impliquait toujours des expériences à grande échelle. Avec l'évolution récente de la technologie informatique et de la recherche de flux multiphasé, la dynamique des fluides computationnels (CFD) est progressivement utilisée pour analyser les diagrammes de flux dans divers bassins d'aération (Armbruster et al., 2001; Craig et al., 2002; Do-Quang et al. , 2001; He et al., 2008, Saalbach et Hunze, 2008; Templeton et al., 2006). Les bassins d'aération ont été étudiés avec CFD pour leur mélange global (Le Moullec et al., 2008). Fayolle et al. (2007) a également incorporé l'aération et le transfert d'oxygène. Même les modèles biokinétiques ont été incorporés avec succès dans les simulations CFD (Hunze, 1996; Le Moullec et al., 2010; Zima et al., 2009). Pour les bassins en boucle fermée, ces simulations rapportent également des structures d'écoulement en spirale lors de la transition des sections aérées et non aérées (Fayolle et al., 2007).

Bien que CFD repose principalement sur des principes physiques, la simulation d'un problème de flux multiphase n'est pas encore simple. Les termes de fermeture, en particulier les forces d'interaction entre les phases et les termes de fermeture des turbulences, sont largement discutés dans la littérature (Jakobsen et al., 2005; Tabib et al., 2008; Zhang et al., 2006). Par conséquent, la validation expérimentale d'une étude CFD, en particulier dans des situations d'écoulement complexes, est encore souhaitée

Dans le cas des chenaux d'aération, quelques études utilisant la mécanique des fluides numérique sont recensées :

- à plusieurs échelles (pilote, bassin industriels),
- avec Différentes conditions de fonctionnement (régime monophasique, diphasique)
- avec Différents degrés de validation (étude numérique couplée ou non à des mesures Expérimentales).

(Chatellier 1991) et (Djebbar 1996) initient l'étude des écoulements dans les bassins d'aération en utilisant le code FIDAP et modélisent l'hydrodynamique dans les bassins en écoulement monophasique. (Cockx 1997) modélise à l'aide du code de calcul Estet-Astrid les écoulements diphasiques dans les bassins en présence d'aération. (Simon 2000) réalise l'étude hydrodynamique d'un chenal expérimental de 1 m<sup>3</sup>, qui sera couplée à une étude numérique des écoulements monophasiques.

Plusieurs études des écoulements diphasiques en bassins aérés en 2D ont parallèlement été initiés par (Skote 1994), Czarnota et (Hahn 1995) et Roustan et (Liné 1996). Ces études ont principalement montré l'influence de la vitesse horizontale liquide sur les mouvements de recirculation liquide (« spiral flows »). (Cockx et al. 2001) montre à l'aide du code de calcul Estet-Astrid les perspectives en matière de simulation des écoulements gaz/liquide en 3D, en introduisant le couplage de la simulation des écoulements avec le transfert d'oxygène. (Vermande et al. 2003) a étudié l'hydrodynamique monophasique et diphasique d'un bassin

industriel à l'aide du code Fluent, qui apporte des informations quant à la modélisation de l'agitation dans les bassins.

Par conséquent le champ d'écoulement dans un bassin d'aération est clairement dominé par les sources d'énergie de l'aération et des agitateurs (mélangeurs) tandis que les dispositifs (structures) d'écoulement qui sont liées à l'amenée et à la sortie des eaux sont généralement sans effet.

Pour les systèmes d'aération mécanique Ils assurent l'oxygénation en provoquant une forte turbulence à la surface des bassins d'aération, et permettent ainsi la projection du liquide dans l'air, le renouvellement de la surface libre et la formation de petites bulles. Le développement de l'hydraulique du bassin dépend de nombreux paramètres tels que: la géométrie et la taille du mobile, les dimensions du bassin, l'immersion de la turbine, la vitesse de rotation, la puissance mécanique introduite.

Par contre, pour les systèmes d'aération par insufflation d'air, le développement du champ d'écoulement (hydraulique du bassin) est principalement piloté par des effets de flottabilité. Par conséquent, l'admission d'air est d'intérêt principal. En conséquence, la distribution spatiale des diffuseurs d'air, la cadence de flux d'air et la géométrie de réacteur décident au sujet de la nature du champ d'écoulement dans ce type d'aération.

Ces divers éléments nous ont incités à engager une étude hydrodynamique des bassins d'aération des stations d'épuration par boues activées.

On rappelle que nous avons analysé le champ d'écoulement des différentes géométries des bassins d'aération (rectangulaire, circulaire) dans deux stations d'épuration (Souk Ahras et Sedrata) ayant différents systèmes d'aération (aérateur de surface et insufflation d'air).

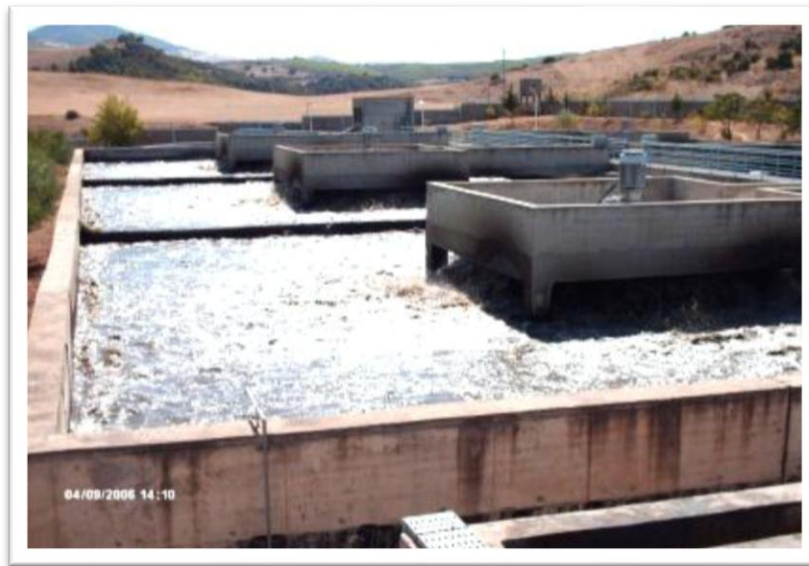
Le code FLUENT a été utilisé pour simuler l'hydrodynamique des bassins d'aération. Le code résout les équations de conservation de la masse, de la quantité de mouvement, de l'énergie et de toute autre variable transportée. La technique est basée sur la méthode des volumes finis et est décrite par les étapes suivantes :

- discrétisation du domaine en volumes de contrôle à l'aide du préprocesseur GAMBIT ;
- discrétisation des équations aux dérivées partielles en un système d'équations algébriques ;
- résolution des équations algébriques numériquement.

Nous nous concentrerons sur le rôle que le système d'aération a sur le champ d'écoulement.

## **VII.2. PREMIER CAS : STEP SOUK AHRAS**

La station est réalisée avec deux bassins d'aération rectangulaire d'une longueur de 66 m, une largeur de 44 m et une hauteur d'eau de 4.5 m. Actuellement un seul bassin est en service. Son aération est assurée par six aérateurs type AVL 3500 à axe vertical et à vitesse de rotation lente.

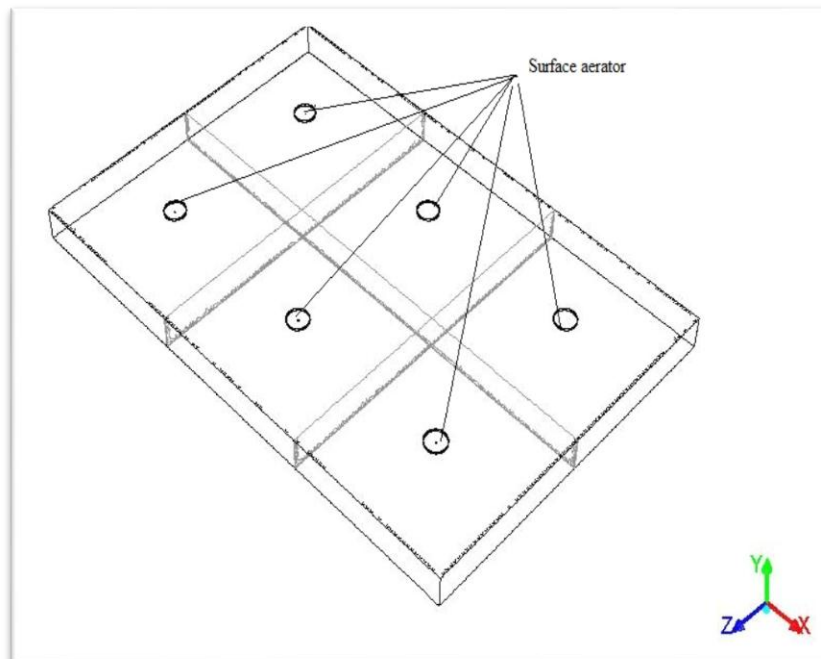


**Photo 6.** Bassin d'aération de la STEP de Souk-Ahras

## VII.2.1. Simulation du bassin d'aération STEP Souk Ahras

### VII.2.1.1. Géométrie et maillage du bassin

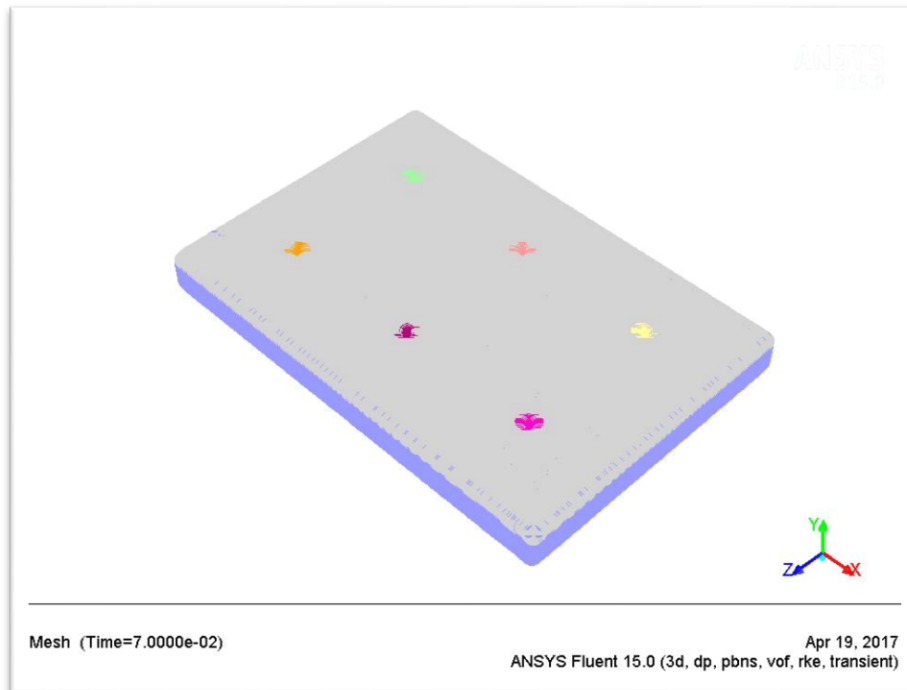
A l'aide du préprocesseur GAMBIT utilisé dans Fluent, nous représentons le bassin d'aération réelle de la STEP sous la forme d'un bassin rectangulaire.



**Figure 45.** Bassin d'aération réel STEP Souk Ahras

L'opération de maillage est très importante. De sa qualité dépend la précision des calculs. Un nombre de mailles insuffisant fera diverger les calculs ou sera responsable d'une diffusion numérique trop importante. Il faut trouver un compromis entre le nombre de mailles et le temps de calcul qui augmente considérablement avec le raffinement de la discrétisation du domaine.

Le maillage est de type non structurées et composées de tétraèdres. Le nombre de maille est largement suffisant pour avoir une solution indépendante du maillage. La figure suivante présente le maillage du bassin réel en 3D.



**Figure 46.** Maillage du bassin d'aération réel STEP Souk Ahras

Le maillage nous donne les valeurs suivantes : volume : 13.068 m<sup>3</sup> ; nombre de cellules : 2.877.518; nombre de faces : 7.028.572; nombre de nœuds : 1.130.471.

---

94228 cells marked for refinement, 0 cells marked for coarsening  
 Additional cells might have been marked because of the requirements of the  
 adaption algorithms.

Dump usage: 2064972 cells, 4988109 faces, 784327 nodes

Dump usage: 2064972 cells, 4988109 faces, 784327 nodes

Dump usage: 2877518 cells, 7028572 faces, 1130471 nodes

Grid size (	original /	adapted /	change)
cells (	2064972 /	2877518 /	812546)
faces (	4988109 /	7028572 /	2040463)

---

Après raffinement du maillage on obtient les nombres illustrés dans la figure suivante :

Mesh Size

Level	Cells	Faces	Nodes	Partitions
0	2877518	7028572	1130471	1

1 cell zone, 9 face zones.

VII.2.1.2. Conditions aux limites

Les conditions aux limites jouent un rôle important pour l'obtention des résultats significatifs en simulations par le CFD. L'état de borne de symétrie a été assigné sur la surface de l'eau ; les aérateurs de surface sont simplifiés à un cylindre, lorsqu'elles sont en action elles sont considérées comme mur mobile. Une vitesse constante est imposée sur la face avant de celui-ci. La vitesse périphérique du disque est de 5 m/s. La vitesse radiale est supposée négligeable. La rugosité constante et la taille de rugosité des murs mobiles ont été pris 0 et 0.05 m respectivement. Les conditions aux limites de non glissement ont été assignées pour tous les autres murs. A noter que l'espace maillé est pris par défaut comme étant fluide.

VII.2.1.3. Convergence des calculs

Nous observons les courbes des résidus, tracées par Fluent, en fonction des itérations. Une fois la solution est atteinte « Solution is converged »est affiché par Fluent. Après plus de 4700 itérations la solution est atteinte comme la montre la figure suivante.

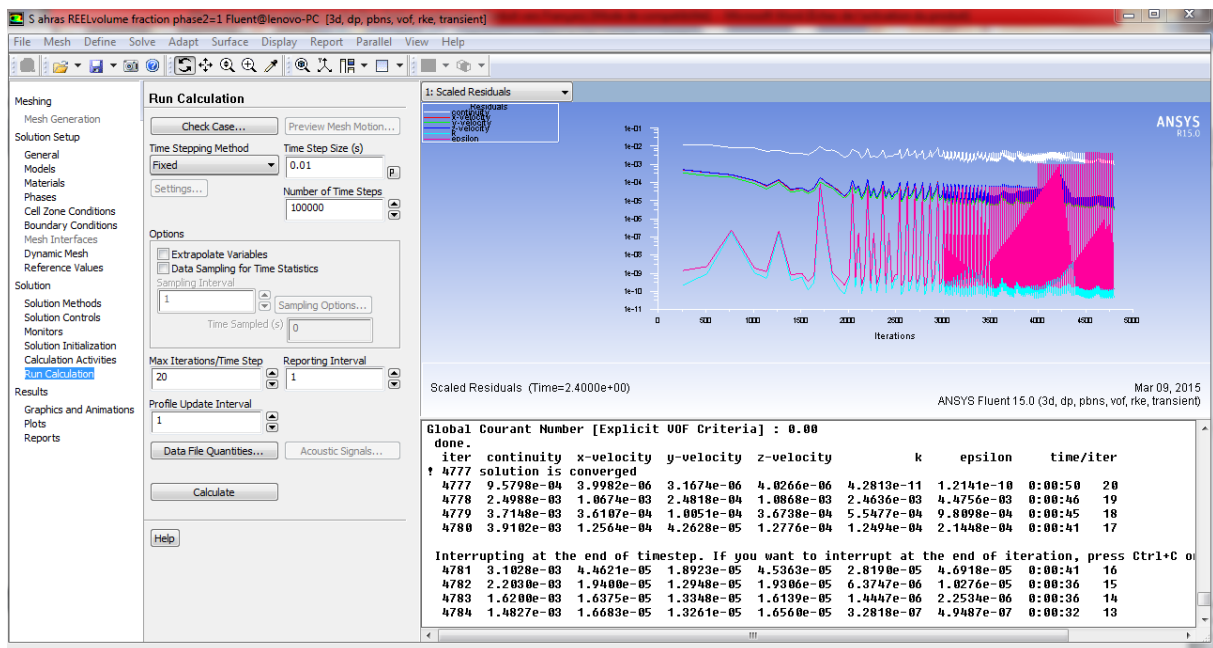
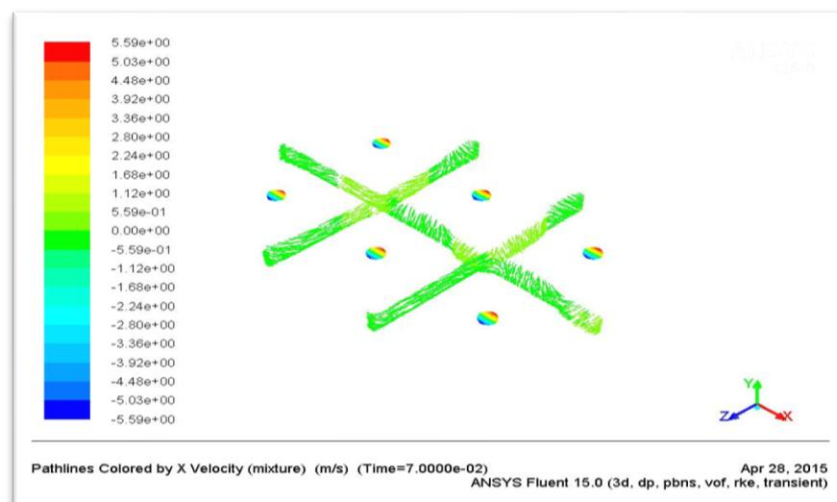
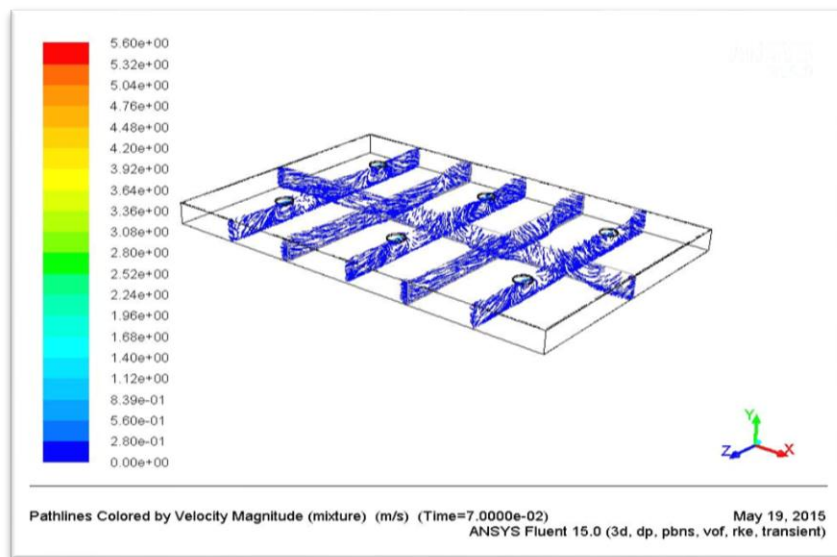
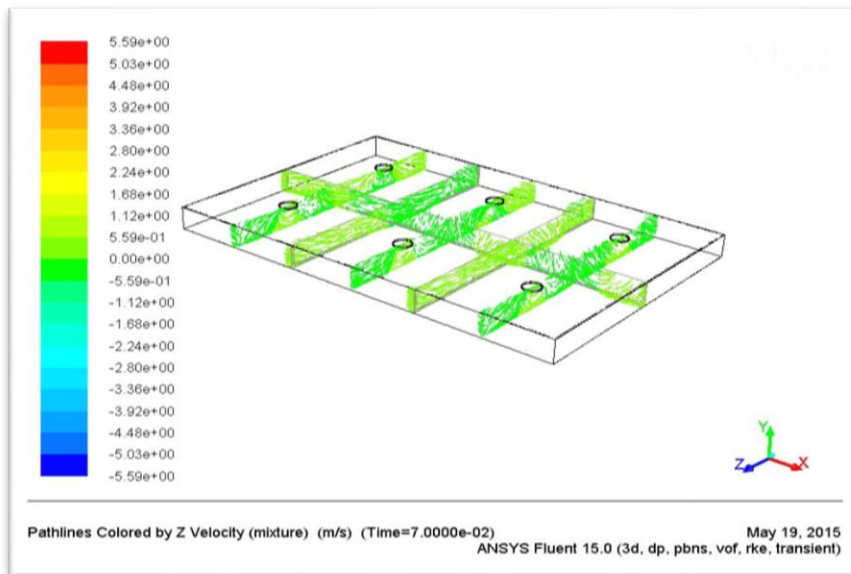
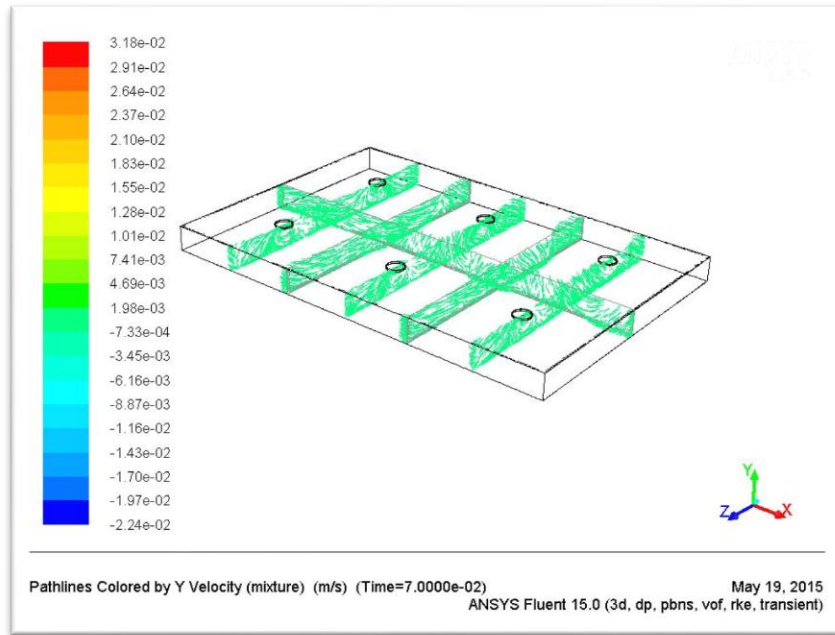


Figure 46. Courbe des résidus STEP Souk Ahras

VII.2.2. Résultats de simulation par Fluent





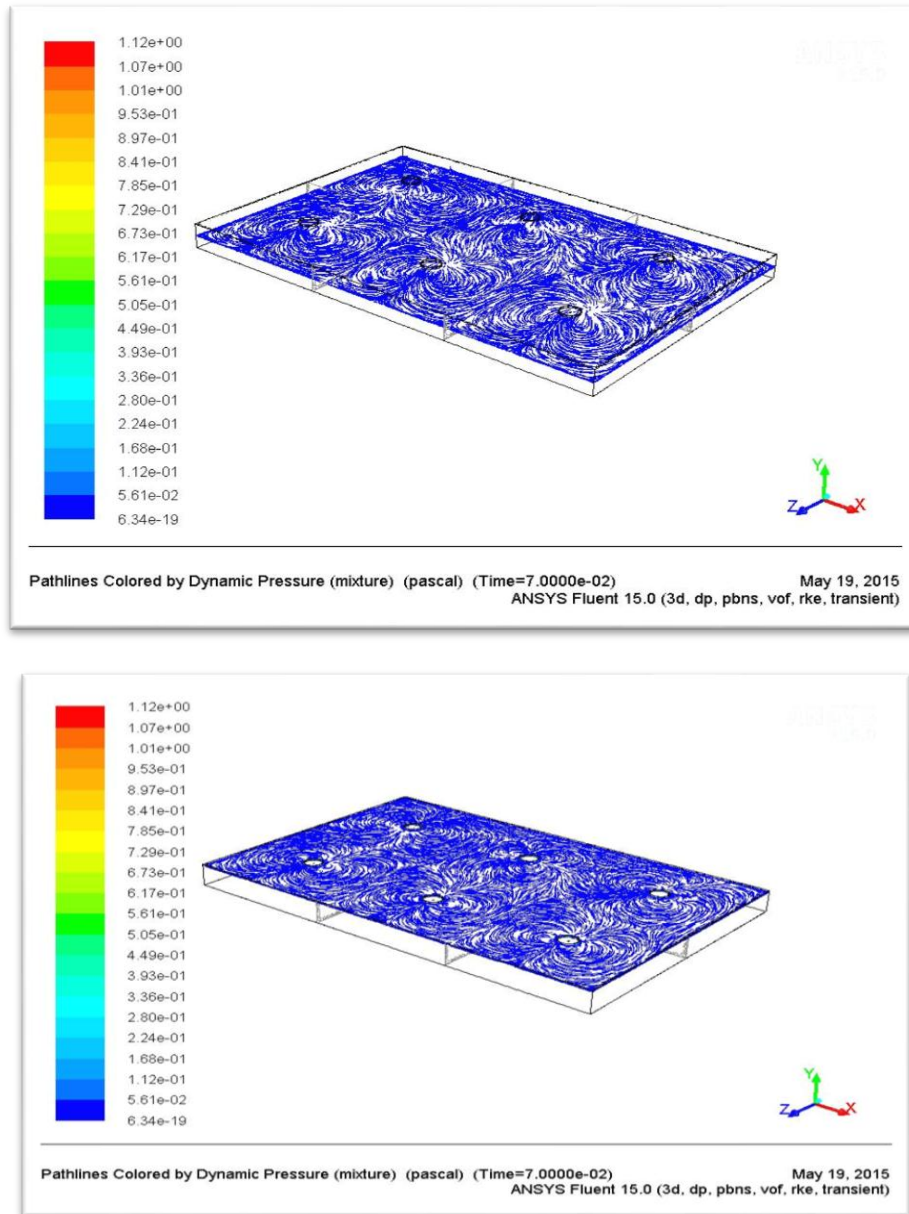


Figure 47. Vitesse simulée STEP Souk Ahras

### VII.3. DEUXIEME CAS : STEP SEDRATA

La station dispose de deux bassins d'aération circulaire Chaque bassin d'aération se compose de deux zones : la première de contact à forte charge qui favorise le développement des bactéries de diamètre 8.7 m, et l'autre zone d'aération où les éléments majeurs à maîtriser au niveau de ce bassin sont : les conditions d'aération et de brassage, le mode d'admission et de circulation de l'eau usée dans l'ouvrage et la bonne gestion de la concentration en boues dans l'ouvrage (diamètre extérieur de 41 m).

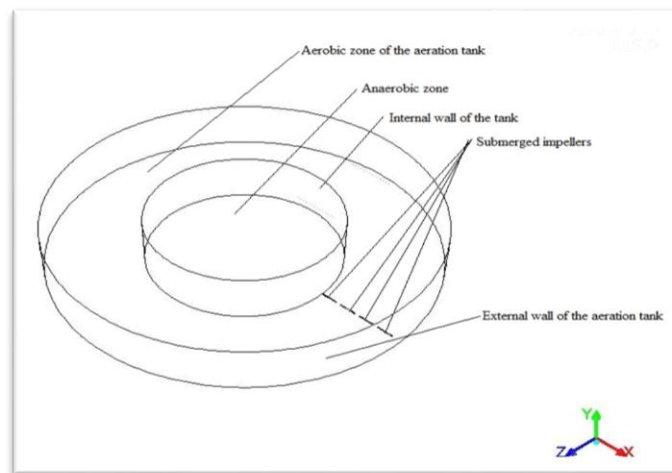


**Photo 7.** Bassin d'aération de la station d'épuration de Sedrata

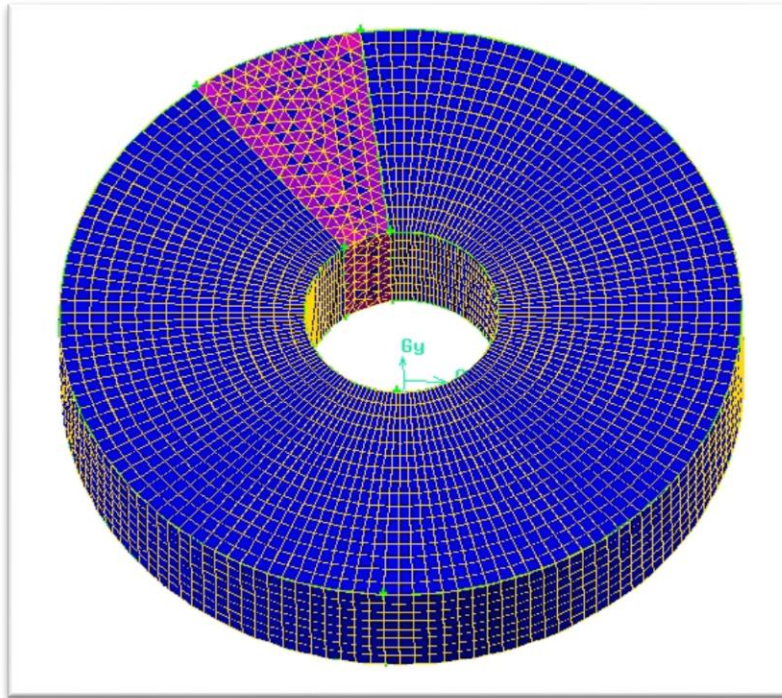
### VII.3.1. Simulation du bassin d'aération STEP Sedrata

#### VII.3.1.1. Géométrie et maillage du bassin

A l'aide du préprocesseur GAMBIT utilisé dans Fluent, nous représentons le bassin d'aération réelle de la STEP sous la forme d'un bassin circulaire avec un volume de  $7.561 \text{ m}^3$  possédant trois agitateurs submergés. L'oxygène est introduit par 558 diffuseurs, disposés dans des rampes.



**Figure 48.** Bassin d'aération Sedrata



**Figure 49.** Maillage bassin d'aération Sedrata

#### ***VII.3.1.2. Conditions aux limites***

L'analyse de champ de vitesses se concentrera seulement sur la partie aérobie du bassin. La simulation par le code de calcul Fluent a été exécutée comme simulation modèle multi phases d'Euler. Les deux phases sont : fluide eau est considérée comme phase continue et l'air est considéré comme phase dispersée avec le diamètre de bulle de 3 millimètres. La turbulence pour la phase continue est modélisée par le k- modèle en utilisant les valeurs par défaut pour toutes les constantes modèles. La forme précise des diffuseurs et la tuyauterie rigide sont négligées dans le modèle. Par conséquent, elles ne sont physiquement pas présentes dans le domaine de calcul mais les diffuseurs sont imprimés sur le plancher et l'air est spécifié à la sortie de ces bornes. Une admission d'air total dans le bassin de  $11.439 \text{ N m}^3/\text{h}$  a été utilisée.

#### ***VII.3.1.3. Convergence des calculs***

Nous observons les courbes des résidus, tracées par Fluent, en fonction des itérations. Une fois la solution est atteinte « Solution is converged » est affiché par Fluent. Après plus de 43000 itérations la solution est atteinte comme la montre la figure suivante.

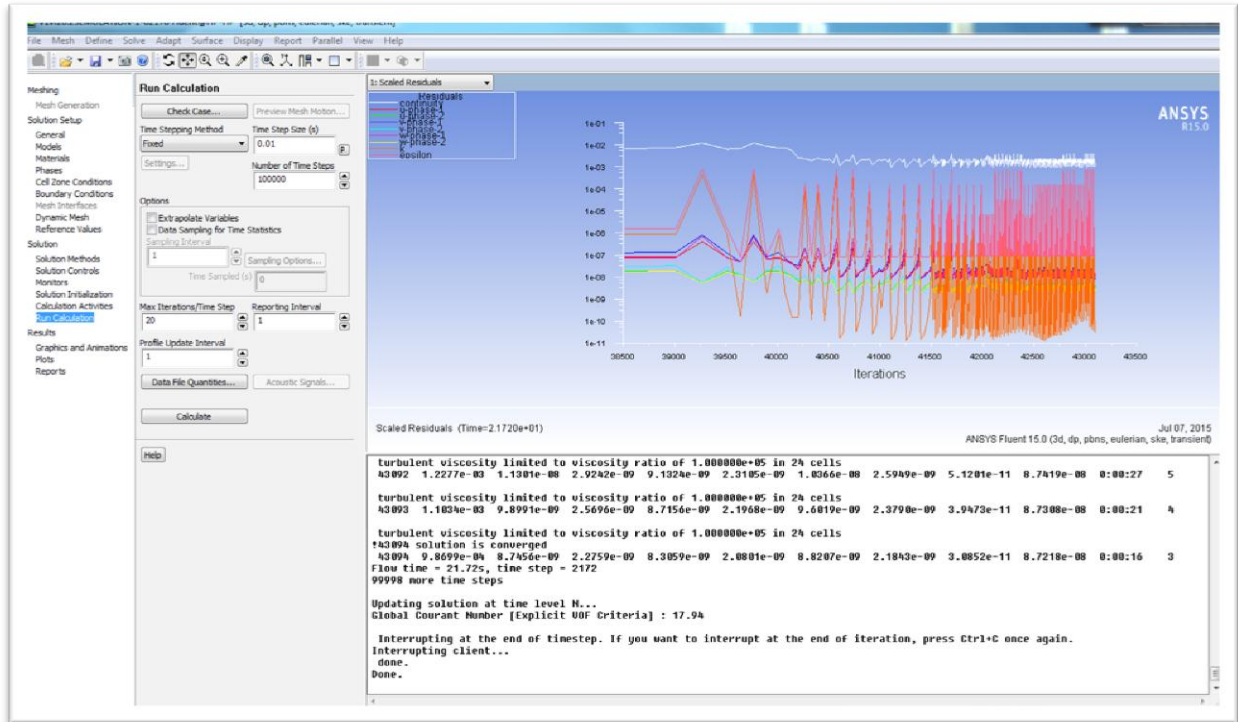
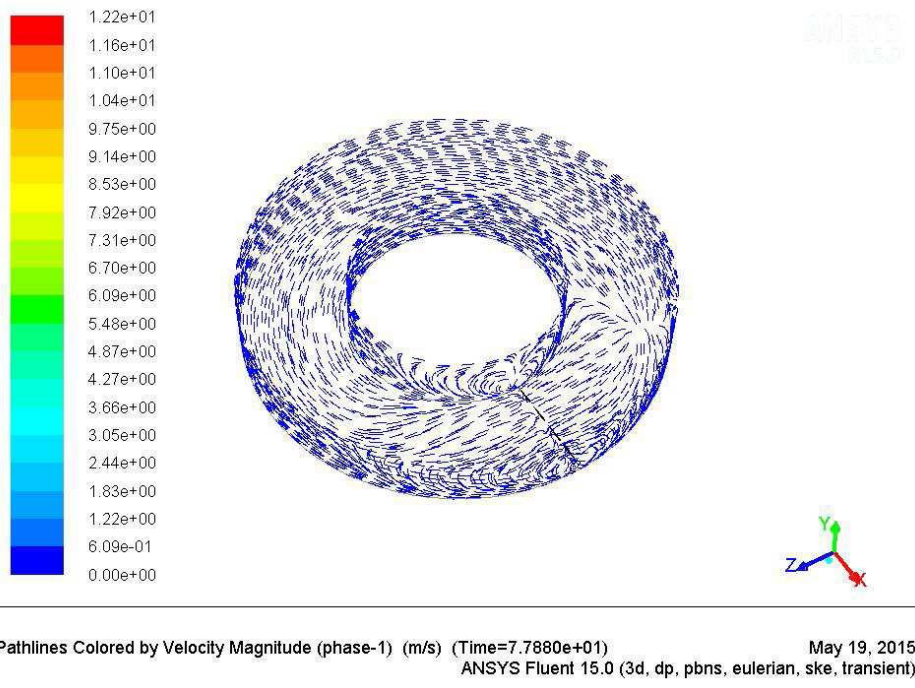
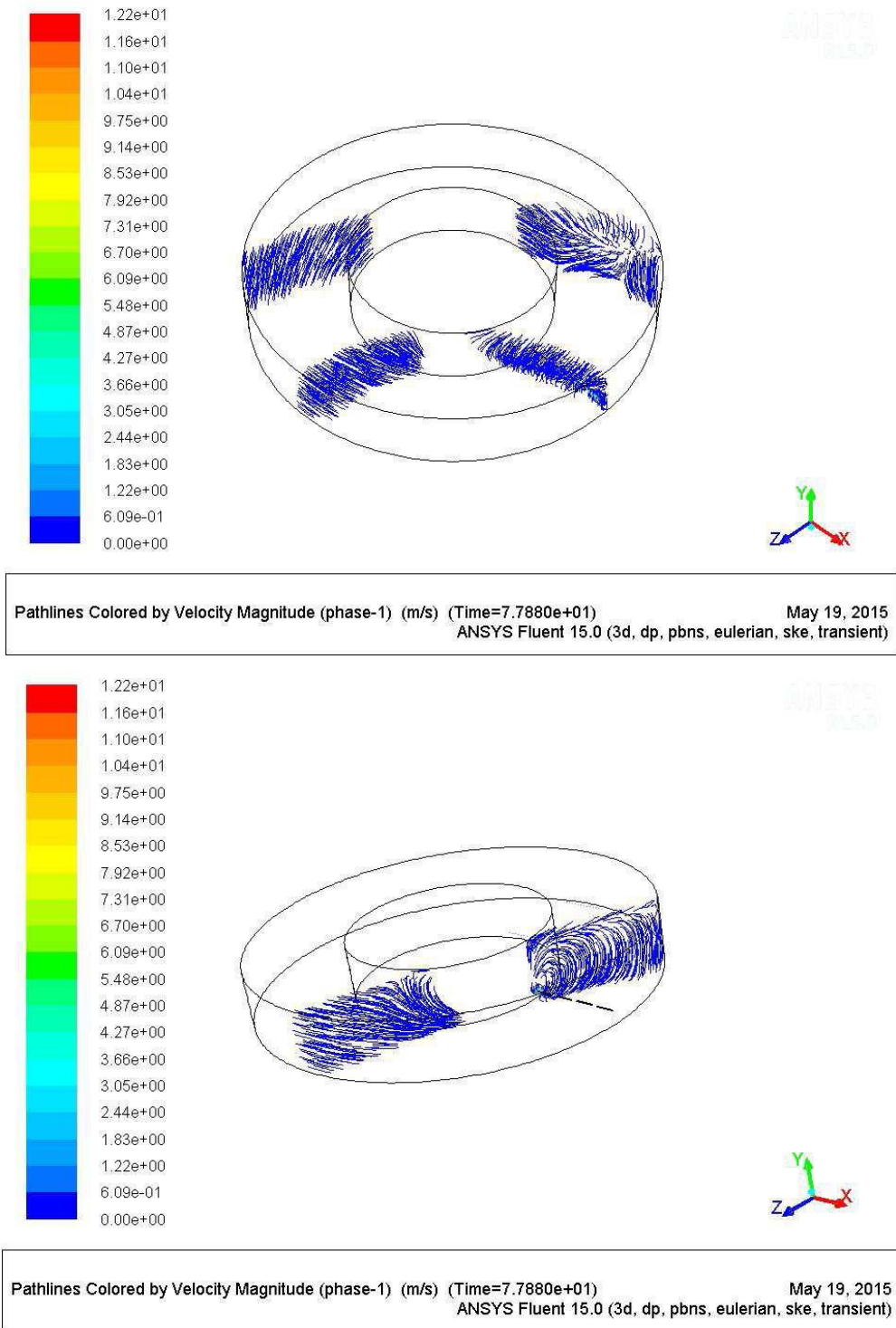


Figure 50. Courbe des résidus

VII.3.2. Résultats de simulation par Fluent

Les (figures.51) suivantes montrent les grandeurs de vitesse d'écoulement dans différentes zones du bassin d'aération





**Figure 51.** Vitesse simulée au bassin d'aération STEP Annaba

Selon les résultats indiqués aux figures 51 la forme géométrique du bassin d'aération ainsi que les effets des agitateurs submergées rendent l'écoulement homogène dans le bassin est maintien la boue activée en suspension.

#### VII.4. CONCLUSION

Cette étude de recherche évalue les performances de deux bassins d'aération de station d'épuration à savoir Souk Ahras et Sedrata. Également la vitesse de champ d'écoulement des eaux dans ces bassins a été simulée par le code de calcul Fluent.

Ces conditions hydrodynamiques ont permis un bon mélange dans la plupart des zones du bassin d'aération, mais il y a des zones mortes autour des coins du bassin. En outre, en dépit de l'oxygénation de l'eau, ces situations hydrodynamiques peuvent régulièrement mettre en suspension la boue activée. Les résultats sont comparés avec les mesures expérimentales. Ils sont avérés en bon concordance avec le bassin expérimenté.

Dans le passé, ce type d'études impliquait toujours des expériences à grande échelle. Avec l'évolution récente de la technologie informatique et de la recherche de flux multi phase, la dynamique des fluides computationnels (CFD) est progressivement utilisée pour analyser les diagrammes de flux dans divers réacteurs de traitement de l'eau

Bien que CFD repose principalement sur des principes physiques, la simulation d'un problème de flux multi phase n'est pas encore simple. Les termes de fermeture, en particulier les forces d'interaction entre les phases et les termes de fermeture des turbulences, sont largement discutés dans la littérature Par conséquent, la validation expérimentale d'une étude CFD, en particulier dans des situations d'écoulement complexes, est encore souhaitée.

**CHAPITRE VIII :**  
**MODELISATION PAR**  
**GPS-X**

Pour mieux évaluer les performances épuratoires des stations d'épuration, on procède à l'élaboration d'un outil d'aide à la décision pour mieux appréhender les conditions d'exploitation des stations d'épuration à boue activée de la région de Souk-Ahras en fonction de leurs tailles et de leurs états. Afin d'étudier la variabilité des fractions de la matière organique et juger leur adéquation au problème posé. Cette section présente les procédures de modélisation des STEP de Souk-Ahras ainsi que celle de Sedrata en respectant la méthodologie suivante :

- La caractérisation du mode de fonctionnement actuel des STEP.
- Choix du modèle et son calage.
- Optimisation des STEP.

### VIII.1. INTRODUCTION

Le processus de boue activée est l'un des procédés les plus répandus pour les STEP de moyennes à grandes population (Jenkins et Wanner, 2014). Le processus de traitement par boue activée est composé de deux entités clés. Ceux-ci sont le réacteur biologique dans lequel la pollution est décomposée via des mécanismes biologiques et le clarificateur, qui sépare l'eau de la biomasse et d'autre matière de particule, essentiellement par des processus physiques (Chachuat et al. 2000).

Cependant, les processus de boue activée deviennent compliqués à cause de leurs caractéristiques physiques et la variabilité de la charge polluante des eaux usées brutes (Barnett et al. 1995). Ceci affirme l'importance de l'utilisation des outils de modélisation, non seulement pour décrire différentes phases et les processus impliqués dans le processus de développement de la culture bactérienne, mais aussi faire des prédictions sous des différents scénarios de gestion.

De nombreuses études et des activités de recherche, traitant la modélisation des mécanismes de dégradation biologiques dans STEP ont été effectués pendant les vingt dernières années pour acquérir la connaissance sur la gestion, la prédiction et le contrôle des stratégies de fonctionnement dans des conditions diverses (Jeppson et al. 2013; Vanrolleghem et al. 2014).

Dans ce contexte, l'Association Internationale de Qualité de l'eau (IAWQ) a développée les modèles ASM1, ASM2 et plus récemment ASM3 (Gujer et al. 1999; Henze et al. 1987). Ceux-ci sont les modèles simples qui simulent les processus de dégradation biologique dans les bassins à boue activée. La demande la plus répandue de ces modèles a montré leurs capacités de prédiction sous différentes conditions de fonctionnement (Jeppson 1996).

Les contributions de modélisation ont été aussi fournies par l'Institut français pour le Génie climatique et Agricole (CEMAGREF), ayant affaire essentiellement : (i) L'évaluation des capacités maximales des bassins de boue activée en ce qui concerne traitement d'azote et l'optimisation de leur gestion dans les conditions critiques (Stricker 2000) ; (ii) La comparaison des résultats de simulation résultant à ceux obtenus par des méthodes conventionnelles, comme la demande d'oxygène biologique et la production de boue (Stricker 2000; Choubert 2002) et (iii) La détermination d'un ensemble de paramètres standard pour

boue activée avec aération prolongée. Siegrist et Tschui (1992) ont modélisé deux STEP en Suisse à l'aide du modèle ASM1 pour optimiser et prévoir leur comportement sous des différentes conditions de fonctionnement. Bahgat (2000) dans Sorour et Bahgat (2004) ont développé un système expert pour aider les opérateurs inexpérimentés à l'exploitation de leurs stations d'épuration de boue activée. Les stratégies de contrôle des STEP ont été présentées par ARAUJO et d'autres. (2013); HUANG et Goel (2015) et NGUYEN et d'autres. (2013) pour atteindre l'opération économique optimale.

Concernant les techniques d'optimisation de processus de boue activée, plusieurs études récentes ont été développées pour examiner un compromis entre le traitement de coûts et la qualité finale d'eaux épurées. Guerrero et al. (2012) a considéré une fonction objective supplémentaire dans leur problème d'optimisation pour faire face au risque de foisonnement des boues. Hakanen et al. (2011, 2013) a utilisé l'approche de multiple-objective optimisation afin de choisir la stratégie la plus adéquate à l'exploitation des STEP de grande taille.

Vu aux efforts de recherche et les innombrables problèmes résolus par l'utilisation de l'outil de modélisation élaboré par IAWQ, le modèle ASM1 en particulier est le plus répandu au niveau international, par des chercheurs et des concepteurs.

Dans ce contexte, cette étude a l'intention de développer une stratégie de contrôle pour deux STEP (Souk-Ahras et Sedrata) au Nord-Est d'Algérie. L'utilisation du modèle à boue activée ASM1 via le simulateur GPS-X en se basant sur les directives fournies par le Groupe de Tâche IWA sur la Bonne Pratique de Modélisation (Rieger et d'autres. 2012) comme un cadre général pour la simulation et la création de la plate-forme virtuelle de tests. Ce dernier est utilisé pour: (i) déterminer les conditions fonctionnantes (courantes) tant de WWTPS comme une fonction de leurs tailles respectives que d'états fonctionnants, (ii) examiner la variabilité de matière organique selon la qualité de l'eau brute et (iii) prévoir le comportement d'un réacteur biologique en conséquence d'une variation de paramètres ou des données en entrée.

Cette section présente la représentation de la configuration des bassins et le système opératoire des deux STEP dans le logiciel de GPS-X. Le contexte théorique du modèle ASM1 a été décrit en détail dans le chapitre 4. Après le calibrage du modèle et la validation, les simulations sont exécutées pour les deux STEP pour prévoir leurs comportements appropriés sous différents scénarios de gestion. Les résultats obtenus sont alors discutés et comparés.

## **VIII.2. MODELISATION DU PROCEDE A BOUE ACTIVEE**

### **VIII.2.1. Présentation du logiciel GPS-X**

Le logiciel de simulation utilisé dans cette section est GPS-X de la société canadienne Hydromantis (Hydromantis.2007). Ce logiciel, s'est développé en 1988, et est largement utilisé dans le monde entier par des entreprises de conseil et des municipalités. Plus tard, beaucoup d'améliorations ont été présentées au modèle basé sur de nouvelles découvertes de recherche dans le domaine du traitement des eaux usées. Le modèle incorpore des différents sousprogrammes dans une bibliothèque. On considère la simulation des STEP par le GPS-X comme un outil de gestion important. En effet, un opérateur peut contrôler virtuellement une

STEP en temps réel, en observant sur l'écran l'effet de changer n'importe lequel des paramètres d'exploitation.

### VIII.2.2. Les modèles employés dans l'étude

Le modèle ASM1 tel qu'il a été bien décrit dans le chapitre 1, repose sur un certain nombre de simplifications. En effet, il ne prend pas en compte :

- l'effet de la température de l'eau au niveau de l'activité bactérienne ;
- l'impact de l'alcalinité sur la cinétique de nitrification,
- la présence d'azote organique soluble inerte (SNI) en concentration presque négligeable.

Le modèle ASM1 doit être combiné avec un modèle décrivant le processus de décantation pour rapporter des résultats réalistes (Henze et al. 1987). Il s'avère donc indispensable pour modéliser les boues activées d'associer à ce modèle biologique, un modèle physique de décantation. Ce dernier est un modèle à plusieurs couches dimensionnelles qui caractérise la sédimentation en basant sur la théorie de flux massif solide dans la direction verticale (Ekama et al. 1997). Le clarificateur est subdivisé dans un certain nombre d'équidistant des couches complètement mixtes. Cette approche formule des équilibres massifs pour garder les masses solides totales suspendues dans chaque couche.

### VIII.2.3. Objectifs d'une simulation

- L'anticipation et la prévision devant différents phénomènes possibles : soit naturels, soit artificiels,
- Faire des études comparatives pour une aide à la décision.
- L'analyse et la critique des mesures, la détermination de variables impossibles à mesurer.

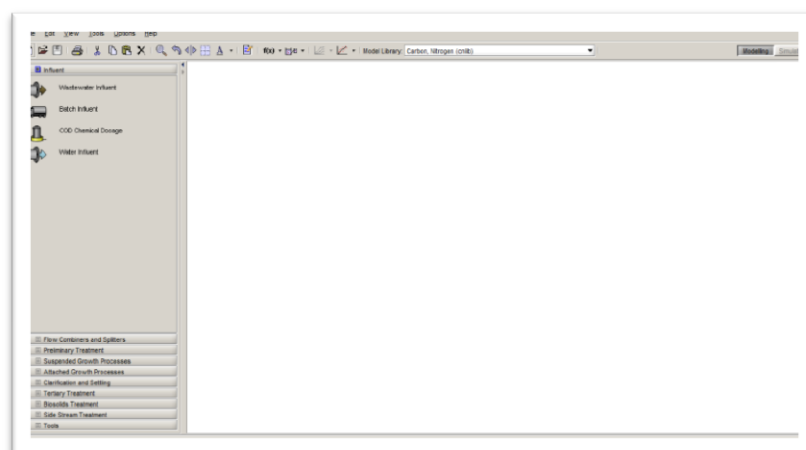


Figure 52. L'interface du GPS-X en mode Modélisation

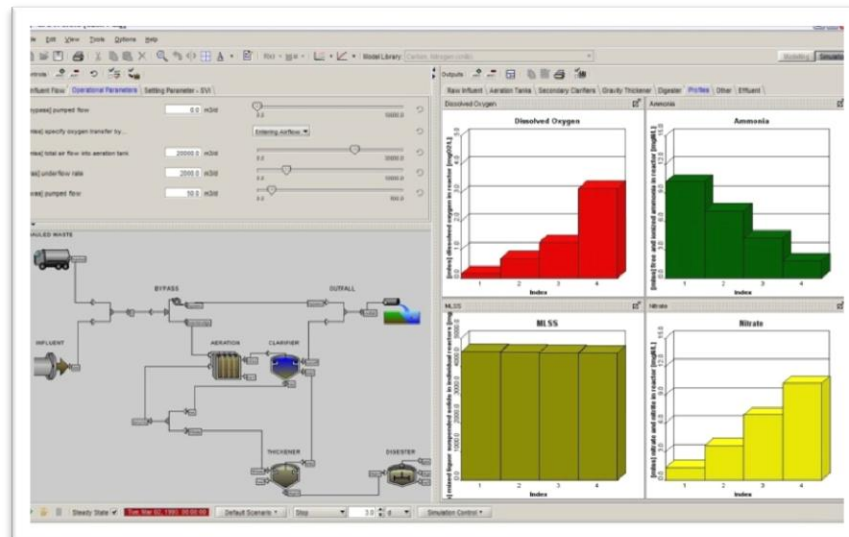


Figure 53. L'interface du GPS-X en mode Simulation

#### VIII.2.4. Utilité du GPS-X

Le logiciel nous permet de créer la configuration actuelle de la station. L'utilisation de GPS-X se fait par l'élaboration de schémas simplifiés de la station à l'aide d'outils prédéfinis. Chaque outil représente un ouvrage (effluent d'entrée, bassin d'aération, clarificateur,..) que le concepteur doit ensuite assembler pour définir le profil hydraulique.

Le GPS-X est un outil qui nous permet de faire la configuration de n'importe quel type de fonctionnement, aussi c'est un aide de simulation, d'analyse et d'optimisation :

**a - Simulation** : Le fondement de toutes les fonctionnalités de modélisation et de simulation dans le GPS-X, nous permet d'exécuter des simulations de plus de 50 modèles préconfigurés avec GPS-X, ainsi que de nos propres schémas de conception.

**b - Configuration** : le GPS-X utilise l'interface graphique pour custom-conception et la construction d'une station d'épuration ou modifier les processus de diagrammes de flux.

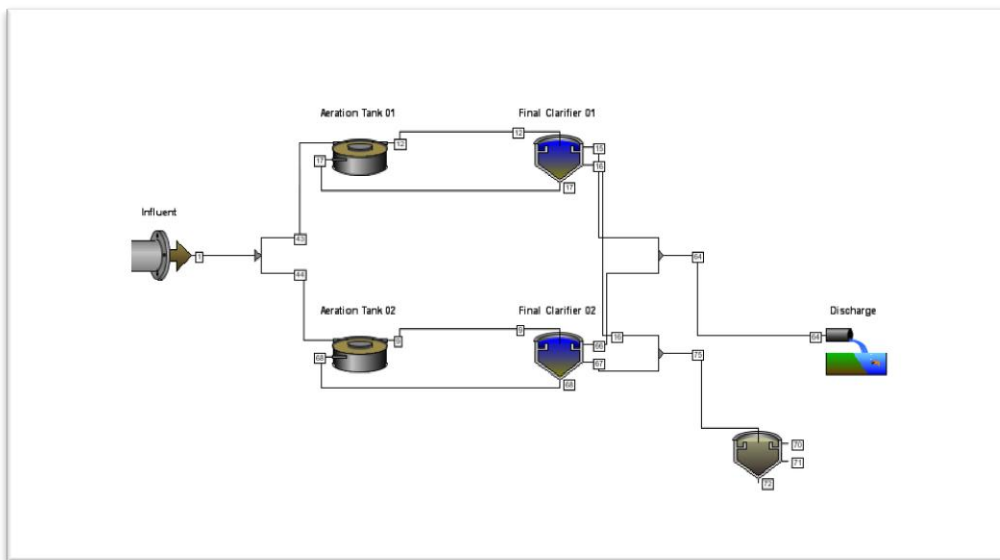
**c - Analyse** : L'analyse automatique est effectuée pour maîtriser la sensibilité des paramètres du modèle, soit dans l'état d'équilibre ou dynamique des simulations. Par exemple, l'analyseur va nous permettre de développer automatiquement l'état opérationnel illustrant l'orientation de la nitrification par les paramètres essentiels tels que l'âge des boues, temps de séjour hydraulique et la température.

Une forme de bibliothèque (library) est choisie, permettant de prendre en compte les modèles associés soit au traitement du carbone et de l'azote (Cnlib), soit au traitement du carbone, de l'azote et du phosphore (CNPIib).

Le logiciel permet de réaliser des simulations aussi bien caractérisant un régime permanent qu'un régime dynamique. En outre, des analyses de sensibilité vis-à-vis de paramètres ou variables sont possibles. Enfin, l'optimisation de leurs valeurs est proposée par l'utilisation d'algorithmes mathématiques.

### VIII.2.5. Choix du modèle

Le modèle ASM1 associant une description simple des phénomènes biologiques et une représentation conforme à la réalité. Il exprime les vitesses de dégradation du substrat carboné et azoté en fonction de l'état de pollution (nommé par les variables) et caractéristiques de la biomasse assurant le traitement (nommé par des paramètres). Le modèle ASM1 fait appel à différentes notions que nous allons essayer de décrire.



**Figure 54.** Un schéma d'une STEP dans GPS-X

### VIII.2.6. Choix et calage du modèle

Pour notre modélisation le modèle choisi est l'ASM1. Toute modélisation doit passer par les phases de paramétrage et de vérification du modèle comme le montre la figure suivante :

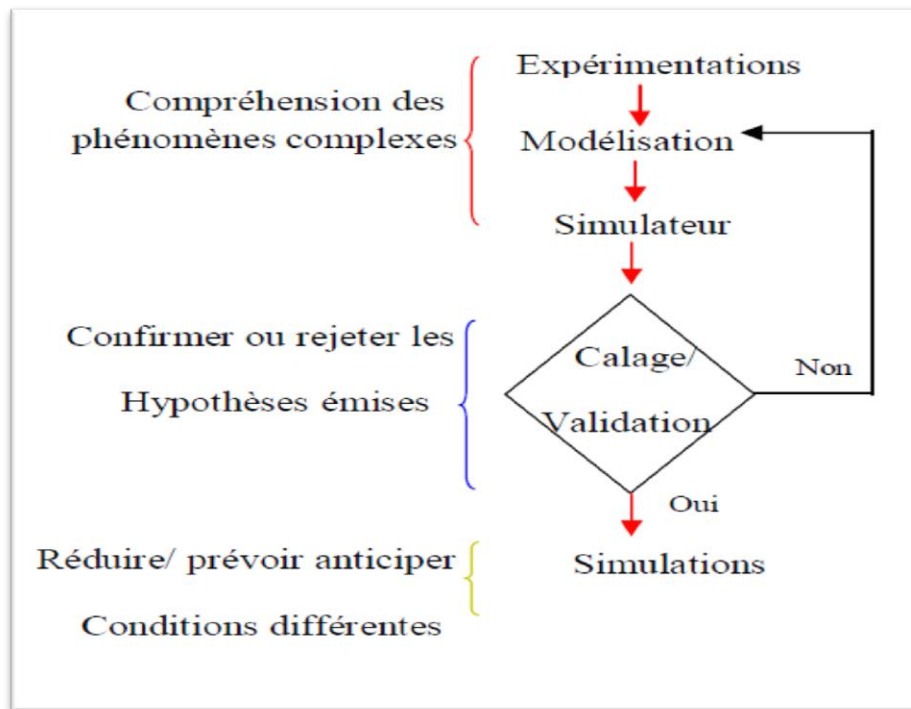


Figure 55. Etapes de calage et validation

### VIII.3. STATION D'EPURATION DE SOUK AHRAS

La station de Souk-Ahras est représentée en GPS-X selon la configuration suivante :

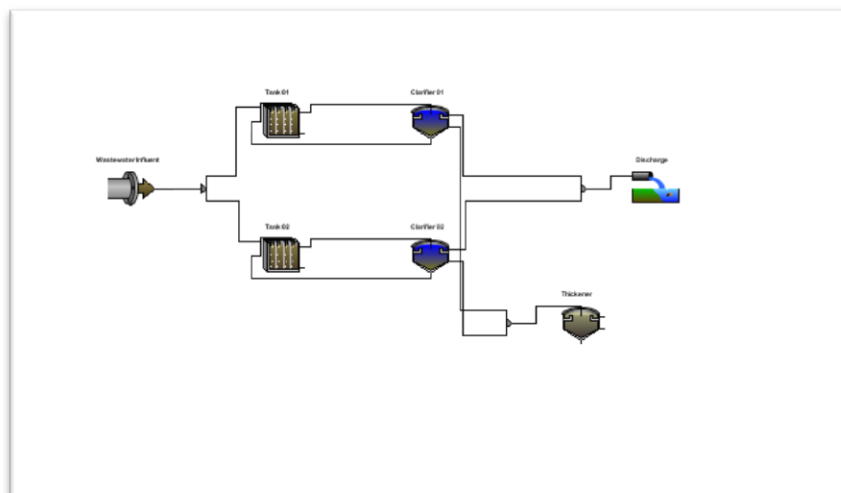


Figure 56. Configuration de la STEP de Souk-Ahras

#### VIII.3.1. Recirculation

Elle est proportionnelle au débit d'entrée tout en restant dans une fourchette centrée à 6000 m<sup>3</sup>/j, la fraction de boue recyclée vers le réacteur se fait par l'intermédiaire des deux vis de recyclages vers le bassin d'aération (13068 m<sup>3</sup>). Nous avons choisi pour la simulation en

régime permanent une recirculation de 5000 m<sup>3</sup>/j ce qui permet de maintenir les concentrations dans le bassin d'aération proches des valeurs mesurées.

La courbe suivante montre la concentration des MES à la sortie du clarificateur obtenu par les analyses et les valeurs simulées par GPS-X. station de souk Ahras

### VIII.3.2. Extraction des boues

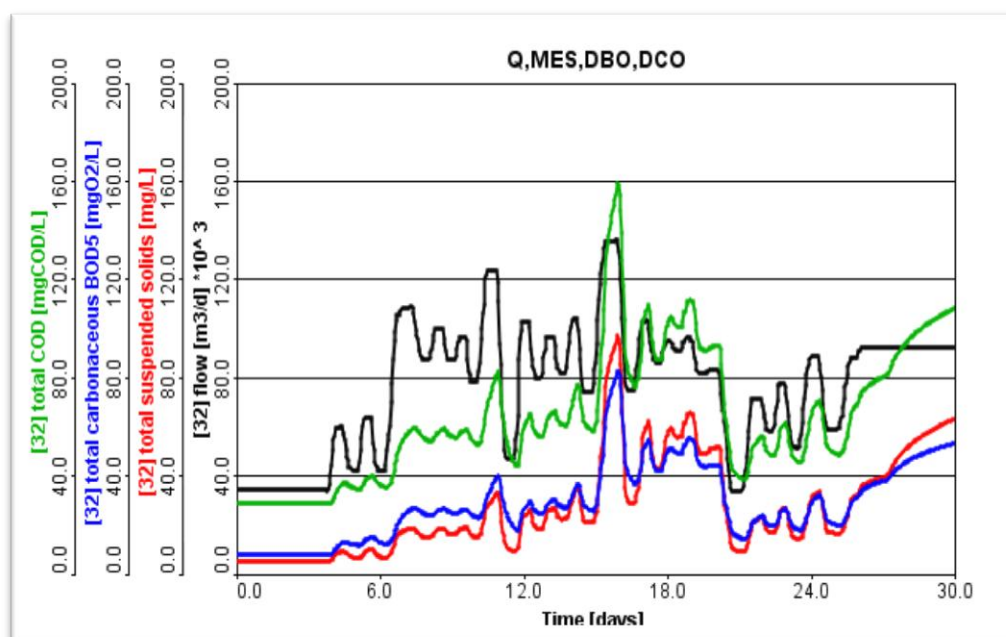
Un débit d'extraction de 610 m<sup>3</sup>/j est choisi afin de refléter le mode opératoire actuel de la STEP ( Debbabi Aissa, 2013)( Dairi Sabri, 2009).

### VIII.3.3. Résultats de simulation

Une fois qu'on a trouvé le mode opératoire qui reflète réellement le fonctionnement de la STEP de Souk Ahras des simulations ont été effectués selon les variables choisies citées en haut et avec les recommandations trouvées au chapitre de l'hydrodynamique des bassins d'aération :

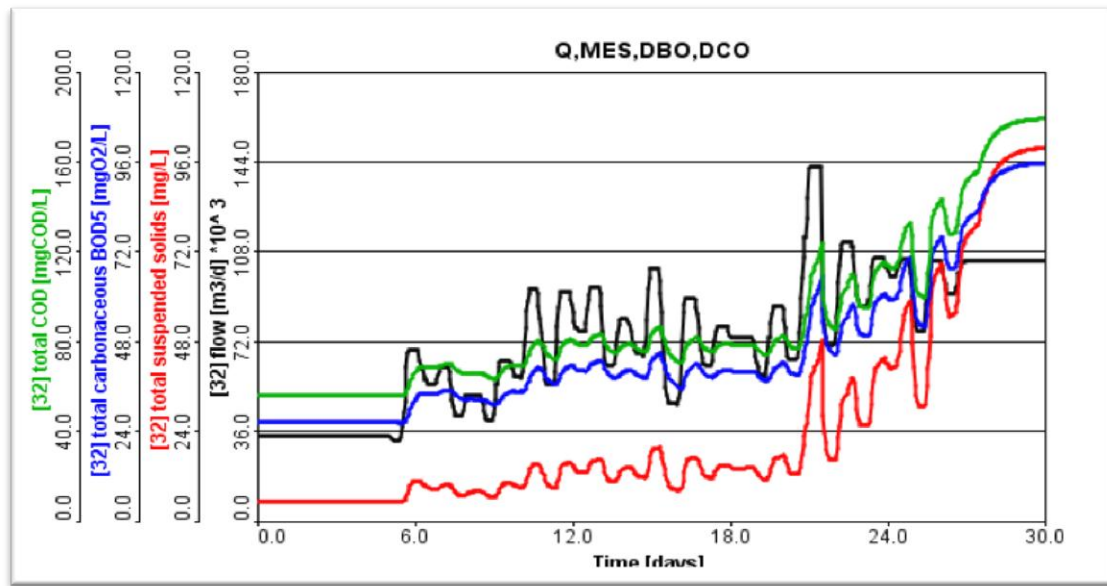
- Premier cas : Etat actuel de fonctionnement.

Les résultats de simulations de l'état actuel du fonctionnement de la STEP est illustré par la courbe des paramètres de sortie par GPS-X (Bassin d'aération rectangulaire avec Aérateur de surface).



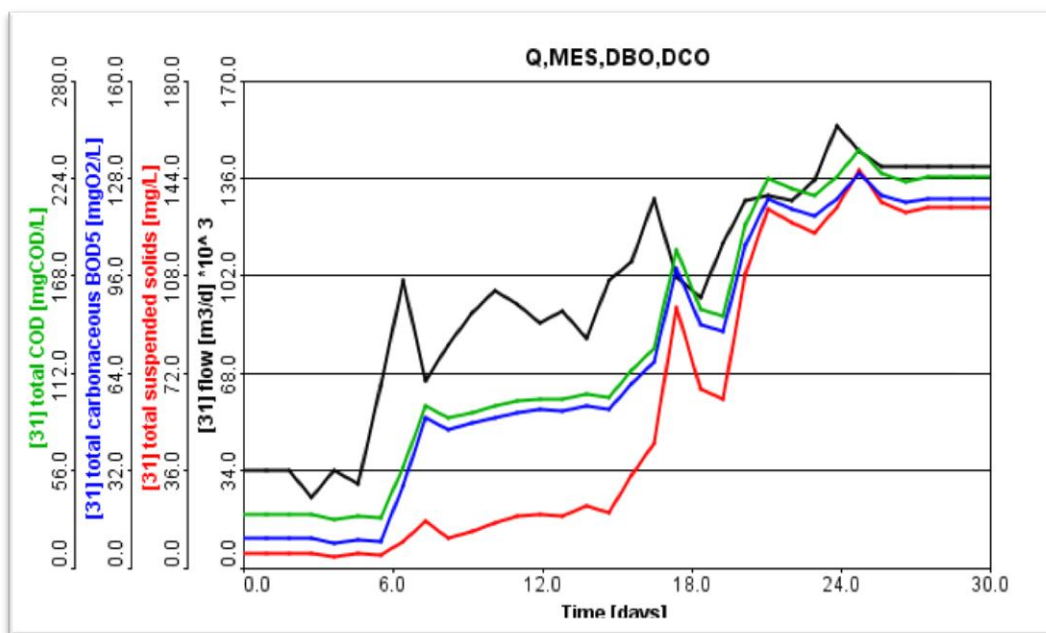
**Figure 57.** Paramètres de sortie station simulée par GPS-X (Bassin d'aération rectangulaire avec Aérateur de surface)

Deuxième cas : Changement du système d'aération



**Figure 58.** Paramètres de sortie station simulée par GPS-X (Bassin d’aération rectangulaire avec diffuseur)

Troisième cas : Changement de la forme géométrique du bassin et du système d’aération



**Figure 59.** Paramètres de sortie station simulée par GPS-X (Bassin d’aération circulaire avec diffuseur)

**VIII.3.4. Interprétation :**

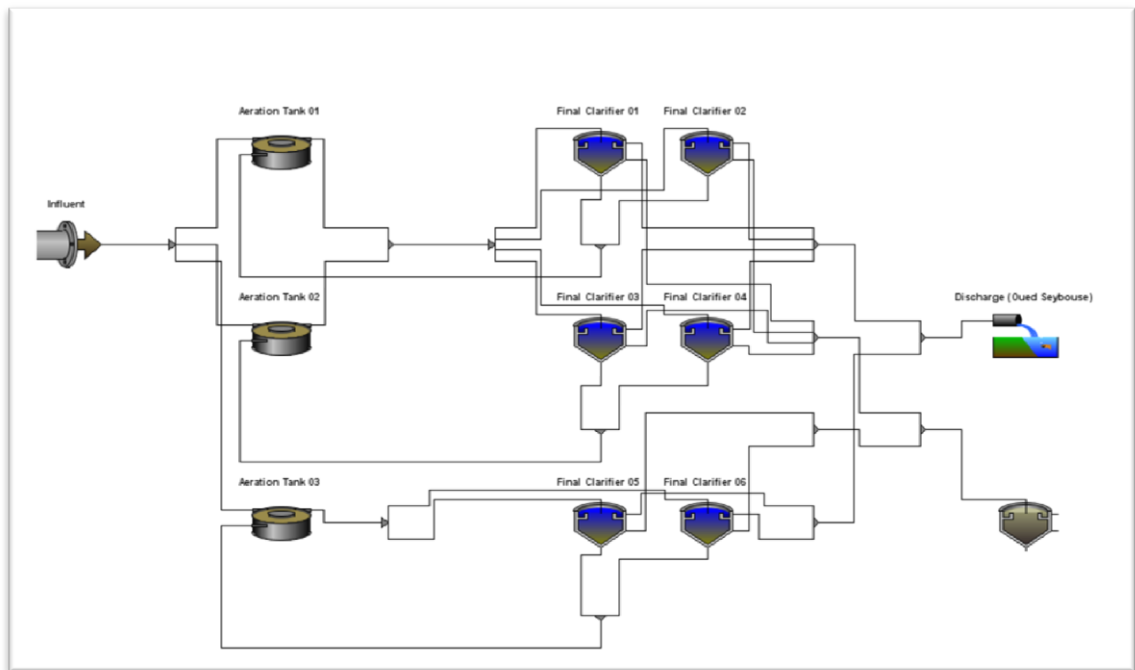
En vue de l’ensemble des cas de simulations avec différent scénarii on constate que pour le premier changement des variables à savoir le système d’aération en maintenant la même forme de géométrie du bassin on constate que il n’y a pas d’amélioration dans les paramètres de sortie, alors que pour le deuxième changement de la forme de géométrie du bassin

d'aération ainsi que le système d'aération on remarque une nette amélioration des résultats de sortie obtenues par simulation par GPS-X.

**VIII.4. LA STATION D'EPURATION DE SEDRATA**

Nous allons essayer de suivre les performances épuratoires de la station de Sedrata par GPS-X et comparer les résultats obtenus avec ceux simulés.

La figure suivante présente une description schématique de la STEP :



**Figure 60.** Configuration de la STEP de Sedrata

Le tableau suivant représente une comparaison entre les valeurs moyennes observées avec ceux simulés et le tableau suivant illustre les paramètres de calage du modèle propre à la STEP.

**Tableau 9.** Comparaison entre les valeurs moyennes observées avec ceux simulés (Bilan 2014)

		<i>Bilan STEP (2014)</i>	<i>Simulation GPS-X</i>
<i>Mois</i>	<i>Paramètres</i>	<i>Valeurs observées</i>	<i>Valeurs calculées</i>
	DCO [mg/l]	24,19	24,56
<i>Février</i>	MES [mg/l]	6,54	4,50
	DBO5 [mg/l]	4,10	10,25

	DCO [mg/l]	22,31	22,10
<i>Mars</i>	MES [mg/l]	5,60	5,19
	DBO5 [mg/l]	2,20	7,77
	DCO [mg/l]	24,04	23,32
<i>Avril</i>	MES [mg/l]	5,71	5,76
	DBO5 [mg/l]	2,81	10,80
	DCO [mg/l]	44,41	32,26
<i>Mai</i>	MES [mg/l]	27,88	15,81
	DBO5 [mg/l]	7,26	15,55

**Tableau 10.** Comparaison entre les valeurs moyennes observées avec ceux simulées (Avril 2015)

		<i>Bilan STEP (2015)</i>	<i>Simulation GPS-X</i>
<i>Mois</i>	<i>Paramètres</i>	<i>Valeurs observées</i>	<i>Valeurs calculées</i>
	DCO [mg/l]	21,20	22,71
<i>Avril</i>	MES [mg/l]	4,45	5,56
	DBO5 [mg/l]	2,53	11,10

#### VIII.4.1. Recirculation

Le débit des boues recyclées vers le réacteur (14800 m<sup>3</sup>) est 1040 m<sup>3</sup>/h. J'ai choisi pour la simulation un débit de recirculation pour chaque mois qui permet de maintenir les concentrations dans la sortie du clarificateur proches des valeurs mesurées.

Le tableau suivant représente les débits de recirculation de chaque mois :

**Tableau 11 .** Débits de recirculation de chaque mois

<i>Année</i>	<i>Mois</i>	<i>Le débit de recirculation [m<sup>3</sup>/j]</i>
	<i>Février</i>	1024
<i>2014</i>	<i>Mars</i>	1024
	<i>Avril</i>	1024
	<i>Mai</i>	1000
<i>2015</i>	<i>Avril</i>	1576

#### VIII.4.2. Extraction des boues

Le tableau suivant représente les débits d'extraction de chaque mois

**Tableau 12 .** Débits d'extraction de chaque mois

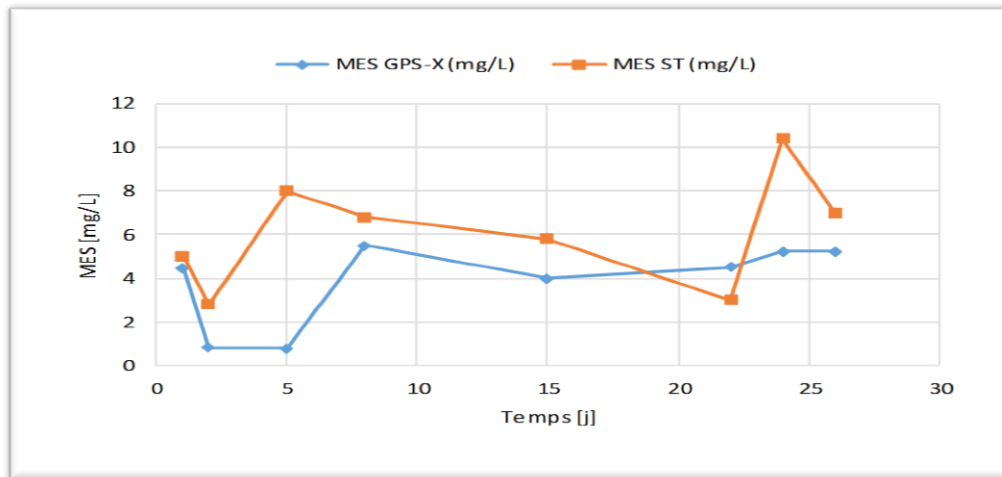
<i>Année</i>	<i>Mois</i>	<i>Le débit d'extraction [m<sup>3</sup>/j]</i>
	<i>Février</i>	948
<i>2014</i>	<i>Mars</i>	948
	<i>Avril</i>	948
	<i>Mai</i>	400
<i>2015</i>	<i>Avril</i>	1200

*Durant l'année 2014*

*a) Février*

*Comparaison des résultats (MES)*

La courbe suivante montre la concentration des MES à la sortie du clarificateur obtenu par les analyses et les valeurs simulées par GPS-X.



**Figure 61.** Comparaison des résultats de Février 2014 (MES)

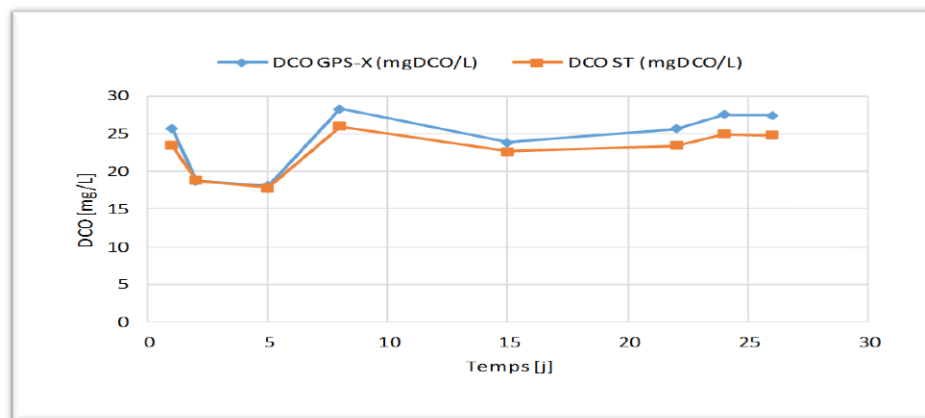
### *Interprétation*

On remarque :

- Les concentrations en MES sortie obtenu par les analyses varient de 2,80 à 10,40 mg/l alors que les concentrations en MES simulées par GPS-X varient de 0,75 à 5,50 mg/l, ces résultats répondent à la norme de rejet qui fixe les MES à 30 mg/l.

### *Comparaison des résultats : (DCO)*

La courbe suivante montre la concentration de DCO à la sortie du clarificateur obtenu par les analyses et les valeurs simulées par GPS-X.



**Figure 62.** Comparaison des résultats de Février 2014 (DCO)

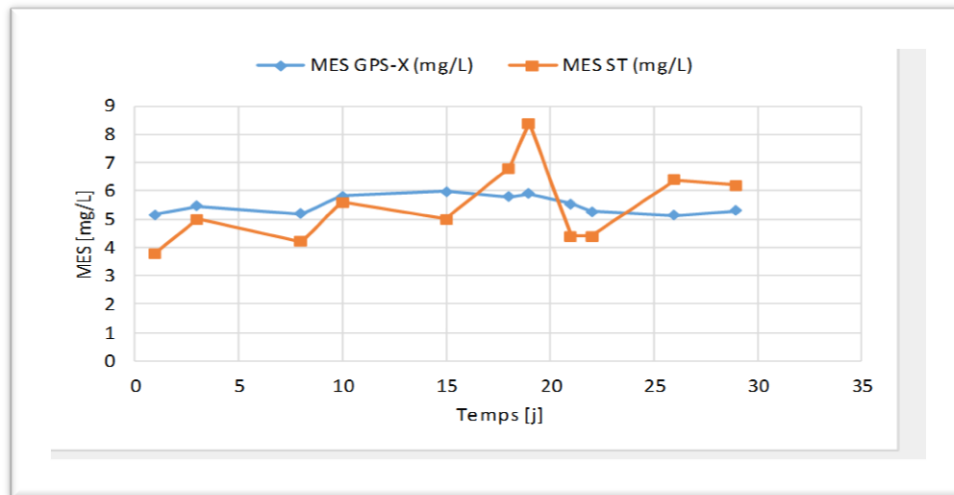
### *Interprétation*

On remarque :

- Les concentrations en DCO sortie obtenu par les analyses varient de 17,80 à 26 mg/l alors que les concentrations en DCO simulées par GPS-X varient de 17,10 à 28,30 mg/l, ces résultats répondent à la norme de rejet qui est fixée à 90 mg/l.

*b) Mars :**Comparaison des résultats : (MES)*

La courbe suivante montre la concentration des MES à la sortie du clarificateur obtenu par les analyses et les valeurs simulées par GPS-X.



**Figure 63.** Comparaison des résultats de Mars 2014 (MES)

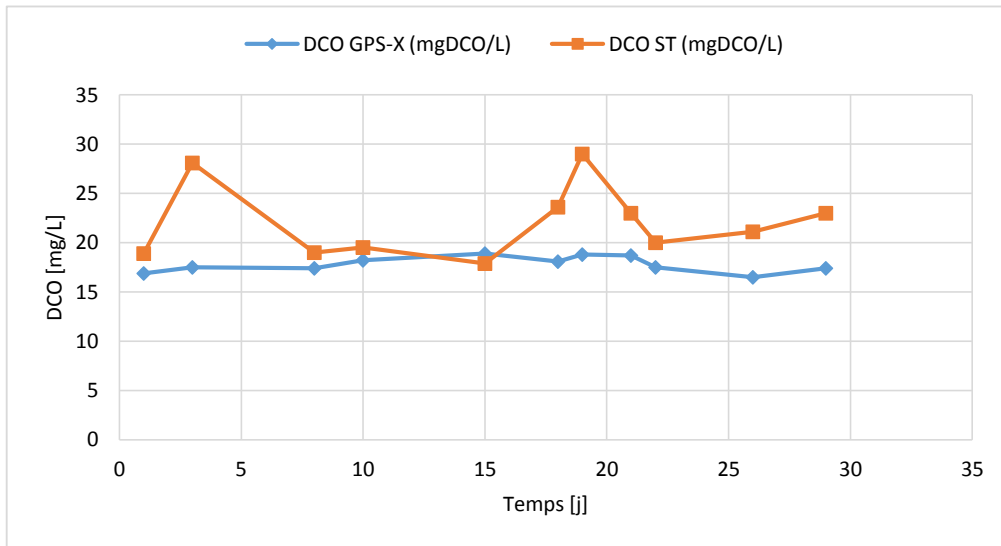
*Interprétation*

On remarque :

- Les concentrations en MES sortie obtenu par les analyses varient de 3,80 à 8,40 mg/l alors que les concentrations en MES simulées par GPS-X varient de 5,12 à 5,99 mg/l, ces résultats répondent à la norme de rejet qui est fixée à 30 mg/l.

*Comparaison des résultats : (DCO)*

La courbe suivante montre la concentration de DCO à la sortie du clarificateur obtenu par les analyses et les valeurs simulées par GPS-X.



**Figure 64.** Comparaison des résultats de Mars 2014 (DCO)

**Interprétation**

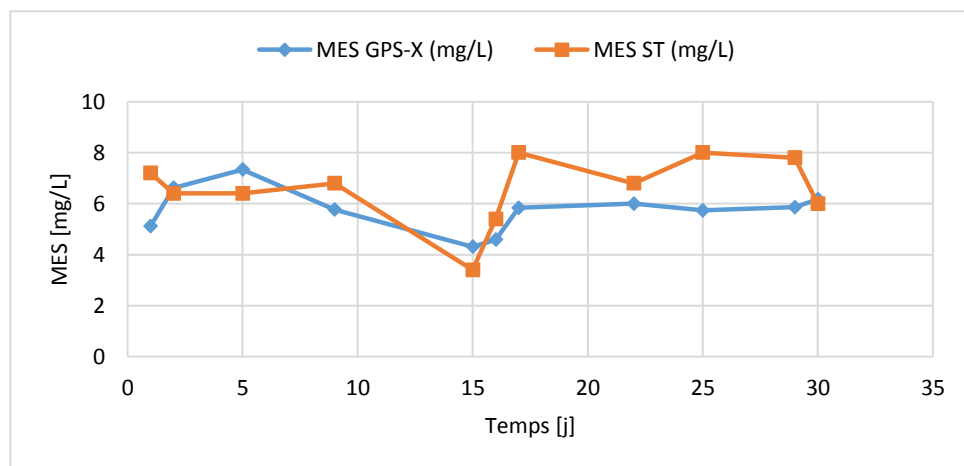
On remarque :

- Les concentrations en DCO sortie obtenu par les analyses varient de 17,90 à 29 mg/l alors que les concentrations en DCO simulées par GPS-X varient de 16,50 à 18,90 mg/l, ces résultats répondent à la norme de rejet qui est fixée à 90 mg/l.

*c) Avril :*

**Comparaison des résultats (MES)**

La courbe suivante montre la concentration des MES à la sortie du clarificateur obtenu par les analyses et les valeurs simulées par GPS-X.



**Figure 65.** Comparaison des résultats d'Avril 2014 (MES).

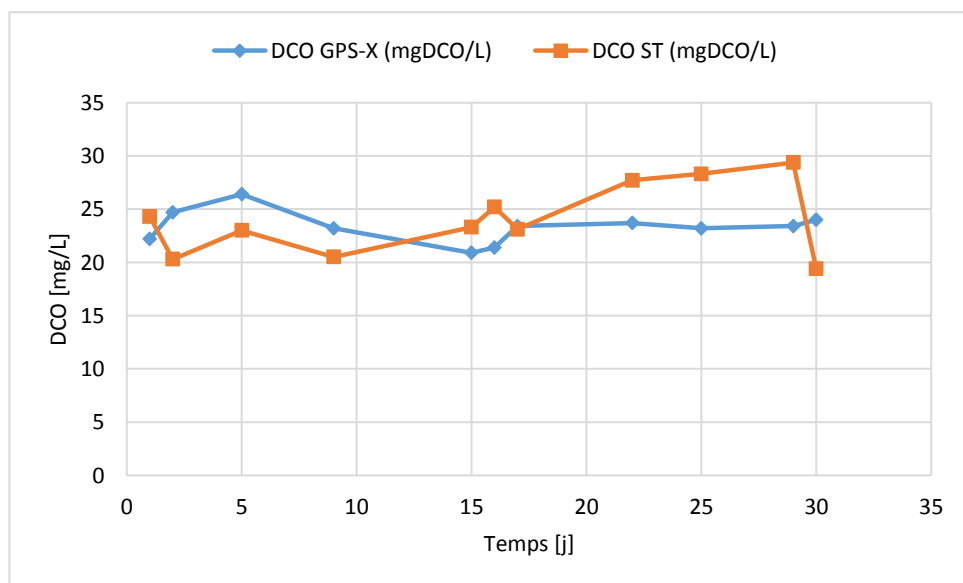
**Interprétation**

On remarque :

- Les concentrations en MES sortie obtenu par les analyses varient de 3,40 à 8 mg/L alors que les concentrations en MES simulées par GPS-X varient de 4,31 à 7,34 mg/L, ces résultats répondent à la norme de rejet qui est fixée à 30 mg/L.

**Comparaison des résultats (DCO)**

La courbe suivante montre la concentration de DCO à la sortie du clarificateur obtenu par les analyses et les valeurs simulées par GPS-X.



**Figure 66.** Comparaison des résultats d'Avril 2014 (DCO)

**Interprétation**

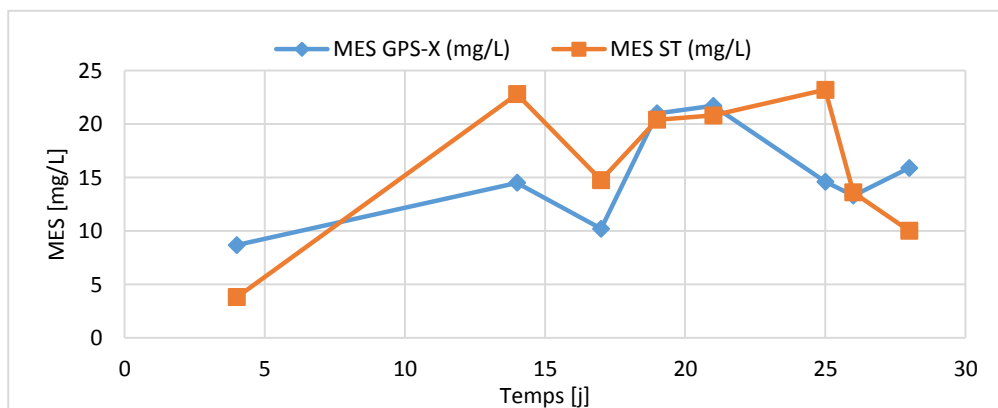
On remarque :

- Les concentrations en DCO sortie obtenu par les analyses varient de 19,39 à 29,38 mg/l alors que les concentrations en DCO simulées par GPS-X varient de 20,90 à 24,40 mg/l, ces résultats répondent à la norme de rejet qui est fixée à 90 mg/l.

**d) Mai :**

**Comparaison des résultats (MES)**

La courbe suivante montre la concentration des MES à la sortie du clarificateur obtenu par les analyses et les valeurs simulées par GPS-X.



**Figure 67.** Comparaison des résultats de Mai 2014 (MES)

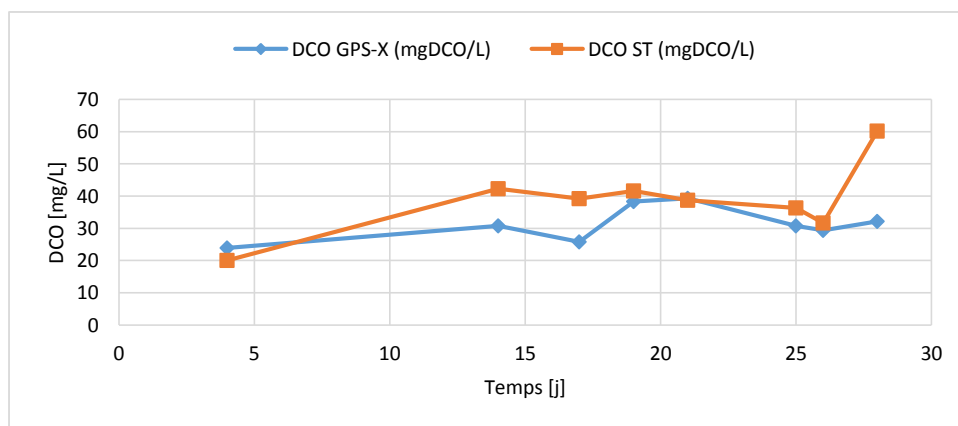
### *Interprétation*

On remarque :

- Les concentrations en MES sortie obtenu par les analyses varient de 3,80 à 23,2 mg/l alors que les concentrations en MES simulées par GPS-X varient de 8,67 à 21,70 mg/l, ces résultats répondent à la norme de rejet qui est fixée à 30 mg/l.

### *Comparaison des résultats (DCO)*

La courbe suivante montre la concentration de DCO à la sortie du clarificateur obtenu par les analyses et les valeurs simulées par GPS-X.



**Figure 68.** Comparaison des résultats de Mai 2014 (DCO)

### *Interprétation*

On remarque :

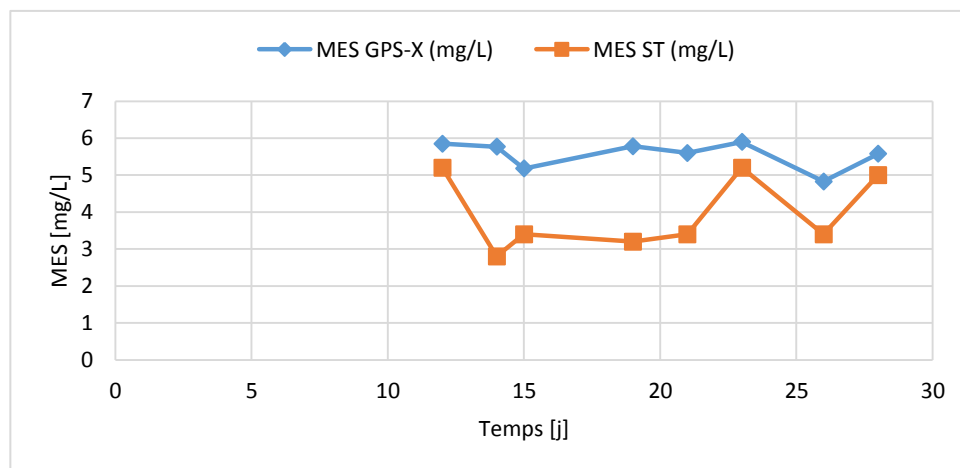
- Les concentrations en DCO sortie obtenu par les analyses varient de 20 à 60,2 mg/l alors que les concentrations en DCO simulées par GPS-X varient de 23,90 à 39,30 mg/l, ces résultats répondent à la norme de rejet qui est fixée à 90 mg/l.

### *Durant l'année 2015*

e)Avril :

**Comparaison des résultats : (MES)**

La courbe suivante montre la concentration des MES à la sortie du clarificateur obtenu par les analyses et les valeurs simulées par GPS-X.



**Figure 69.** Comparaison des résultats d'Avril 2015 (MES)

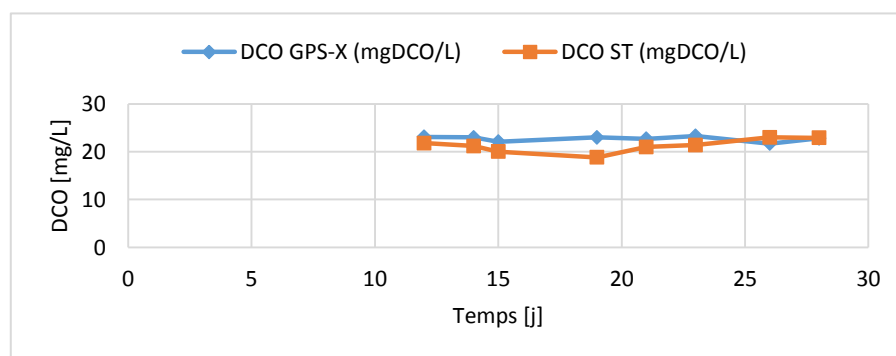
**Interprétation**

On remarque :

- Les concentrations en MES sortie obtenu par les analyses varient de 2,80 à 5,20 mg/l alors que les concentrations en MES simulées par GPS-X varient de 4,83 à 5,9 mg/l, ces résultats répondent à la norme de rejet qui est fixée à 30 mg/l.

**Comparaison des résultats (DCO) :**

La courbe suivante montre la concentration de DCO à la sortie du clarificateur obtenu par les analyses et les valeurs simulées par GPS-X.



**Figure 70.** Comparaison des résultats d'Avril 2015 (DCO)

***Interprétation :***

On remarque :

- Les concentrations en DCO sortie obtenu par les analyses varient de 18,80 à 23 mg/l alors que les concentrations en DCO simulées par GPS-X varient de 21,70 à 23,30 mg/l, ces résultats répondent à la norme de rejet qui est fixée à 90 mg/l.

**VIII.5. CONCLUSION**

Le procédé à boue activée s'est considérablement amélioré au cours de ces dernières décennies depuis le développement des modèles de boue activée ASM qui constitue un outil d'aide à la gestion particulièrement adaptée pour optimiser les procédés biologiques à boues activées.

Des simulations de performances épuratoires ont été effectuées sur deux stations ayant des bassins d'aération de forme géométrique rectangulaire et des systèmes d'aération par aérateur de surface.

Les résultats obtenus au chapitre hydrodynamique ont été utilisé pour la simulation des différents scénarii de fonctionnement avec différentes configurations physiques de bassins et de systèmes d'aération. Il est à noter qu'un bon rendement d'épuration par simulation est obtenu pour les deux stations avec la forme circulaire et diffuseurs d'air.

En fin un suivi des performances épuratoires de la station d'Annaba qui possède des bassins d'aération circulaire et systèmes d'aération diffuseurs d'air est effectué.

**CHAPITRE IX :  
OPTIMISATION  
ENERGETIQUE**

L'estimation théorique de la consommation annuelle d'énergie électrique d'un système d'aération nécessite d'effectuer les calculs suivants : la détermination des besoins réels d'oxygène [actual oxygen requirement (AOR)] selon les charges à traiter pour les différentes périodes de l'année ; le calcul des taux de transfert d'oxygène aux conditions du procédé [oxygen transfer rate field ( $OTR_F$ )] à partir des taux de transfert d'oxygène aux conditions standard [standard oxygen transfer rate (SOTR)] pour le type d'appareil d'aération sélectionné ; la détermination du nombre d'appareils d'aération requis pour chaque période ; le calcul des débits volumétriques d'air nécessaire, le cas échéant (principalement pour les systèmes utilisant des diffuseurs) ; la détermination des puissances absorbées par les équipements et, enfin, le calcul de la consommation annuelle d'énergie.

Les principales équations employées pour effectuer ces calculs sont présentées ci-après.

### XI.1. EQUATIONS DES BESOINS REELS D'OXYGENE (AOR) :

Les besoins réels d'oxygène (AOR) correspondent aux besoins en oxygène du procédé biologique aux conditions réelles d'exploitation.

Ces besoins sont liés avec autres paramètres :

- Le débit;
- La charge polluante ;
- La charge volumique ;
- La charge massique.

La quantité d'oxygène nécessaire pour le bon fonctionnement de l'aérateur est donnée par la formule suivante :

$$AOR_i = \frac{a'_i \cdot DBO_{5,i}}{14} + \frac{b'_i \cdot Sa}{24} \quad (31)$$

Où :

$AOR_i$  : Besoin réel d'oxygène en  $kg\ O_2/h$  ;

$DBO_{5,i}$  : Charge polluante en  $DBO_5$  en  $kg/j$  ;

$Sa$  : Quantité de boues présentes dans le bassin d'aération en  $kg$  :

$Sa = \text{Volume du bassin} \times \text{Concentration en boue}$

$a'_i$  et  $b'_i$  : Coefficient de respiration déterminés en fonction de la charge massique :

$$a'_i = 0,5 \cdot C_{m,i}^{-0,12}$$

$$b'_i = 0,13 \cdot C_{m,i}^{0,16}$$

### XI.2. EQUATION DES TAUX DE TRANSFERT D'OXYGENE AUX CONDITIONS DU PROCEDE ( $OTR_F$ ) :

Les fabricants d'appareils d'aération fournissent des données sur les performances de leurs équipements sous forme de courbes ou de tableaux. Ces données proviennent d'essais réalisés

en eau claire dans des conditions standard. Les taux de transfert d'oxygène standard (SOTR) fournis par les fabricants (sous forme de taux unitaires) doivent être convertis en taux de transfert d'oxygène aux conditions du procédé ( $OTR_F$ ) afin de faire l'adéquation avec les besoins réels d'oxygène (AOR).

**XI.2.1. Aérateurs mécaniques de surface :**

Dans le cas des aérateurs mécaniques de surface, on effectue le calcul du  $OTR_F$  à l'aide de l'équation suivante :

$$OTR_{F,i} = \alpha [SOTR] \Theta^{(T_{eau,i}-20)} \frac{(\beta \Omega C_{ST,i} - C_L)}{C_{S20}} \quad (32)$$

Où :

- $OTR_{F,i}$  : Taux de transfert d'oxygène aux conditions du procédé (kg O<sub>2</sub>/h)
- $\alpha$  : Facteur de correction du  $K_L$  a pour la nature de l'eau et le type d'équipement (décimales) (voir l'Annexe pour obtenir des valeurs types)
- SOTR : Taux de transfert d'oxygène aux conditions standard (kg O<sub>2</sub>/h)
- $\Theta$  : Facteur de correction du  $K_L$  a pour la température de l'eau (valeur normalement utilisée : 1,024)
- $T_{eau,i}$  : Température de l'eau (°C)
- $\beta$  : Facteur de correction de la concentration à saturation d'oxygène dissous pour la nature de l'eau (décimales) (voir l'Annexe pour obtenir des valeurs types)
- $\Omega$  : Facteur de correction de la concentration à saturation d'oxygène dissous pour la pression barométrique ( $\Omega = P_b/P_s$ , où :  $P_b$  : pression barométrique et  $P_s$  : pression standard)
- $C_{ST,i}$  : Concentration à saturation d'oxygène dissous en eau pure à une température donnée et à une pression de 1 atm (mg/L) (voir l'Annexe pour obtenir des valeurs types)
- $C_L$  : Concentration d'oxygène dissous dans le liquide (mg/L)
- $C_{S20}$  : Concentration à saturation d'oxygène dissous en eau pure à une température de 20°C et à une pression de 1 atm (mg/L) ( $C_{S20} = 9,092$  mg/L)

On détermine le nombre d'aérateurs requis pour chacune des périodes considérées en divisant les besoins réels d'oxygène d'une période donnée par le taux de transfert d'oxygène d'un aérateur aux conditions du procédé pour cette même période.

$$Nombre\ d'a\acute{e}rateur = \frac{AOR\ (totale)_i}{OTR_{F\ unitaire}_i} \quad (33)$$

**XI.2.2. Appareils d'aération submergés :**

Pour les appareils d'aération submergés tels que les diffuseurs à grosses bulles, les diffuseurs à fines bulles, les diffuseurs à jets et les aérateurs mécaniques submergés, le calcul du  $OTR_F$  est effectué à l'aide de l'équation suivante :

$$OTR_{F,i} = \alpha F [SOTR_i] \Theta^{(T_{eau,i}-20)} \frac{(\beta C_{SW,i} - C_L)}{C_{SS}} \quad (34)$$

Où :

- OTR<sub>F,i</sub> : Taux de transfert d'oxygène aux conditions du procédé (kg O<sub>2</sub>/h)
- α : Facteur de correction du K<sub>L</sub> a pour la nature de l'eau et le type d'équipement (décimales) (voir l'Annexe pour obtenir des valeurs types)
- F : Facteur de correction pour la perte d'efficacité avec le temps (valeur fournie par le fabricant, variant en général entre 0,8 et 1,0 selon le type de diffuseur) (voir l'Annexe pour obtenir des valeurs types)
- SOTR<sub>i</sub> : Taux de transfert d'oxygène aux conditions standard (kg O<sub>2</sub>/h)
- Θ : Facteur de correction du K<sub>L</sub> a pour la température de l'eau (valeur normalement utilisée : 1,024)
- T<sub>eau,i</sub> : Température de l'eau (°C)
- β : Facteur de correction de la concentration à saturation d'oxygène dissous pour la nature de l'eau (décimales) (voir l'Annexe pour obtenir des valeurs types)
- C<sub>SW,i</sub> : Concentration à saturation d'oxygène dissous en eau pure, corrigée en fonction de la température, de la pression barométrique et de la profondeur (mg/L)
- C<sub>L</sub> : Concentration d'oxygène dissous dans le liquide (mg/L)
- C<sub>SS</sub> : Concentration à saturation d'oxygène dissous en eau pure à la condition standard, corrigée en fonction de la profondeur (mg/L)

Les concentrations C<sub>SW</sub> et C<sub>SS</sub> sont calculées à l'aide des équations suivantes :

$$C_{SW,i} = \frac{C_{ST,i} [Pb * 0,01934 + 0,142224 * DWD * f]}{P_s * 0,01934} \quad (35)$$

$$C_{SS} = \frac{C_{S20} [P_s * 0,01934 + 0,42224 * DWD * f]}{P_s * 0,01934} \quad (36)$$

Où :

- C<sub>ST,i</sub> : Concentration à saturation d'oxygène dissous en eau pure à une température donnée et à une pression de 1 atm (mg/L) (voir l'Annexe pour obtenir des valeurs types)
- C<sub>S20</sub> : Concentration à saturation d'oxygène dissous en eau pure à une température de 20°C et à une pression de 1 atm (mg/L) (C<sub>S20</sub> = 9,092 mg/L)
- Pb : Pression barométrique (mmHg)
- P<sub>s</sub> : Pression standard (mmHg) (P<sub>s</sub> = 760 mmHg)
- DWD : Profondeur de relâche des bulles d'air (m)
- f : Facteur de profondeur effective (décimale) (valeur fournie par le fabricant, variant généralement entre 0,2 et 0,4)

On détermine le nombre d'appareils d'aération (aérateurs mécaniques ou diffuseurs) requis pour chacune des périodes considérées en divisant les bassins réels d'oxygène (AOR) d'une période donnée par le taux de transfert d'oxygène de l'appareil sélectionné aux conditions du procédé ( $OTR_F$ ) pour cette même période.

$$\text{Nombre d'appareils s'aération} = \frac{AOR(\text{totale})_i}{OTR_{F\text{unitaire}_i}} \quad (37)$$

Dans le cas des appareils d'aération alimentés en air, le  $OTR_F$  unitaire est associé à un certain débit volumétrique d'air en général exprimé aux conditions standard (20 °C, 1 atm et 36 % d'humidité). On calcule le débit total d'air requis pour la période considérée à l'aide de l'équation suivante :

$$Q_{\text{airS total}_i} = \text{Nombre d'appareils d'aération} * Q_{\text{airS unitaire}_i} \quad (38)$$

### XI.3. EQUATION DE LA PUISSANCE A L'ARBRE DES EQUIPEMENTS D'AERATION :

#### XI.3.1. Aérateurs mécaniques :

Dans le cas des aérateurs mécaniques, qu'il s'agisse d'appareils de surface ou d'appareils submergés, on peut obtenir la puissance à l'arbre ( $P_a$ ) du modèle d'aérateur utilisé auprès du fabricant. D'ailleurs, la plupart des fabricants expriment les performances de ce type d'appareil selon l'efficacité énergétique d'aération standard (SAE), exprimée en masse d'oxygène transférée par unité de temps et de puissance. Ainsi, on évalue la puissance totale absorbée par les aérateurs à partir de l'équation suivante :

$$P_a(\text{totale}) = \text{Nombre d'aérateurs}_i * \text{puissance à l'arbre de chaque aérateur} \quad (39)$$

#### XI.3.2. Surpresseurs :

La puissance à l'arbre d'un surpresseur comprend la puissance de compression et les pertes mécaniques. Elle peut être déterminée selon différents. Trois méthodes sont ici présentées : le calcul théorique de la puissance à l'arbre à l'aide de l'équation de la compression adiabatique d'un gaz parfait, le calcul théorique suivant l'équation du volume engendré (applicable au surpresseur volumétrique à lobes droits) et l'estimation à partir des courbes de performances des fabricants.

##### XI.3.2.1. Méthode de calcul basée sur la compression adiabatique d'un gaz parfait :

La puissance à l'arbre d'un surpresseur, qu'il soit volumétrique ou centrifuge, correspond à la puissance de compression adiabatique additionnée aux pertes de puissance mécanique.

$$P_{a,i} = P_{\text{comp},i} + P_{\text{méc},i} \quad (40)$$

Où :

$P_{a,i}$  : Puissance à l'arbre du surpresseur considéré (kW)

$P_{\text{comp},i}$  : Puissance de compression (kW)

$P_{méc,i}$  : Pertes de puissance mécanique (kW)

La puissance de compression adiabatique et les pertes de puissance mécanique sont calculées à l'aide des équations suivantes.

**A. Equation de la puissance de compression adiabatique :**

On utilise l'équation suivante pour calculer la puissance de compression adiabatique :

$$P_{comp,i} = \frac{w_i H_{ad,i}}{240E_{ad}} \quad (41)$$

Où :

$W_i$  : Débit massique d'air humide (kg/s)

$H_{ad,i}$  : Travail adiabatique (m/kg)

$E_{ad}$  : Efficacité de compression adiabatique (décimale) (voir l'Annexe pour obtenir des valeurs types)

Le débit massique d'air humide ( $w_i$ ) et le travail adiabatique ( $H_{ad,i}$ ) sont calculés à l'aide des équations suivantes :

$$w_i = \frac{Q_{airS} \rho_{airS}}{60} \left[ \frac{P_S - H_{RS} P_{VS}}{P_b - H_{R,i} P_{V,i}} \right] \left[ \frac{P_b}{P_S} \right] \quad (42)$$

Où :

$Q_{airS}$  : Débit volumétrique d'air standard du surpresseur considéré ( $m^3/mn$ )

$\rho_{airS}$  : Masse volumique de l'air aux conditions standard ( $kg/m^3$ )  
( $\rho_{airS} = 1,2 \text{ kg/m}^3$ )

$P_b$  : Pression barométrique (mmHg)

$P_S$  : Pression standard (mmHg) ( $P_S = 760 \text{ mmHg}$ )

$H_{R,i}$  : Humidité relative de l'air (décimales)

$H_{RS}$  : Humidité relative de l'air aux conditions standard (décimales) ( $H_{RS} = 0,36$ )

$P_{V,i}$  : Pression de vapeur à la température de l'air (mmHg) (voir le tableau A-2 de l'Annexe)

$P_{VS}$  : Pression de vapeur aux conditions standard (mmHg) ( $P_{VS} = 17,535 \text{ mmHg}$ )

$$H_{ad,i} = \frac{RT_{1,i}}{M_i n} \left[ \left( \frac{P_2}{P_1} \right)^n - 1 \right] \quad (43)$$

Où :

$R$  : Constante des gaz parfait ( $R = 470,916 \text{ m/ mole} \cdot ^\circ R$ )

$T_1$  : Température absolue de l'air à l'aspiration du surpresseur ( $^\circ R$ ) ( $^\circ R = ^\circ F + 460$  ;  
 $^\circ F = (^\circ C * 1,8) + 32$  ;  $^\circ R = (^\circ C * 1,8) + 492$  ;

$M$  : Masse molaire du mélange d'air humide (kg/mole)

$n$  :  $n = (k - 1) / k$ . Le coefficient  $k$ , appelé coefficient d'expansion adiabatique, est égal au rapport  $C_p/C_v$  ou  $C_p$  est la chaleur spécifique de l'air à pression constante

et  $C_v$  la chaleur spécifique de l'air à volume constant. Ce coefficient varie avec la température, la pression et l'humidité relative. Cependant, dans des conditions normales, on peut utiliser une valeur moyenne de  $k = 1,4$ .

- $P_1$  : Pression à l'aspiration du surpresseur (mmHg) ( $P_1 = P_b - \text{pertes à l'aspiration}$ )
- $P_2$  : Pression au refoulement du surpresseur (mmHg) ( $P_2 = P_b + \text{hauteur manométrique statique} + \text{pertes de charge}$ )

La masse molaire du mélange d'air humide ( $M$ ) est calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$M_i = \left[ \frac{P_b - H_{R,i} P_{V,i}}{P_b} \right] 13,139 + \left[ \frac{H_{R,i} P_{V,i}}{P_b} \right] 8,172 \quad (44)$$

**B. Equation des pertes de puissance mécanique :**

Les pertes de la puissance mécanique peuvent être estimées à l'aide de l'équation suivante :

$$P_{\text{méc},i} = (P_{\text{comp},i})^{0,4} \quad (45)$$

**XI.3.2.2. Equation de la puissance absorbée par les moteurs des équipements d'aération :**

La puissance à l'arbre des différents équipements d'aération (aérateurs mécaniques, pompes et surpresseurs) doit être corrigée pour obtenir la puissance absorbée par les moteurs. En effet, les systèmes de transmission mécaniques des équipements d'aération (accouplement direct, boîte de transmission, poulies-courroies) entraînent des pertes d'énergie. De même, chaque moteur électrique engendre lui-même des pertes d'énergie qui varient selon la charge appliquée. La figure 43 présente le positionnement des paramètres relatifs au calcul des puissances absorbées par les moteurs des surpresseurs. En règle générale, la puissance absorbée par un moteur est évaluée à l'aide de l'équation suivante :

$$P_i = \frac{P_{a,i}}{E_t E_n F_m} \quad (46)$$

Où :

- $P_i$  : Puissance absorbée par le moteur (kW)
- $P_{a,i}$  : Puissance à l'arbre de l'équipement (kW)
- $E_t$  : Efficacité de transmission mécanique (décimales)  
  - Accouplement direct :  $E_t \geq 0,99$
  - Poulies-courroies :  $0,90 < E_t < 0,98$
- $E_n$  : Efficacité nominale du moteur (décimales)  
  - Selon le type de moteur :  $0,85 < E_n < 0,98$
- $F_m$  : Facteur de correction pour la charge appliquée au moteur

**XI.3.3. Equation de la consommation annuelle d'énergie électrique :**

La consommation annuelle d'énergie électrique est calculée en multipliant les puissances absorbées par les moteurs par les heures de fonctionnement.

$$\text{consommation annuelle (kWh)} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m P_{ij} * h_{ij} \quad (47)$$

Où :

n : Nombre de périodes considérées dans l'année

m : Nombre d'unités

$P_{ij}$  : Puissance absorbée par le moteur de l'unité j durant la période i (kW)

$h_{ij}$  : Nombre d'heures de fonctionnement de l'unité j lors de la période i (h)

#### XI.4. ESTIMATION DU BESOIN REEL D'OXYGENE (AOR)

Le calcul du besoin réel d'oxygène est obtenu par les équations précédentes (4), (5), et (31), les résultats sont reproduits dans le tableau 13 ci-dessous :

**Tableau 13 :** Estimation du besoin d'oxygène (AOR)

Paramét.	Charge polluant e en DBO <sub>5</sub>	Charge volumiqu e	Charge massique	Coef. Respira t.	Coef. Respira t.	Quantit é de boue	Besoin s en oxygè ne
	Kg/j	Kg DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> /j	Kg DBO <sub>5</sub> /Kg MVS/j			Kg	Kg O <sub>2</sub> /h
Janv	592	0,05	0,01	0,88	0,06	65340	203,90
Fév.	1 015	0,08	0,02	0,82	0,07	65340	241,54
Mar s	2 352	0,18	0,04	0,75	0,08	65340	333,12
Avri l	3 458	0,26	0,05	0,71	0,08	65340	396,88
Mai	3 923	0,30	0,06	0,70	0,08	65340	422,02
Juin	2 306	0,18	0,04	0,75	0,08	65345	330,31
Juil.	6 153	0,47	0,09	0,66	0,09	65350	534,34
Août	2 522	0,19	0,04	0,74	0,08	65355	343,38
Sept.	4 948	0,38	0,08	0,68	0,09	65360	475,13
Oct.	1 691	0,13	0,03	0,78	0,07	65365	290,93
Nov.	1 762	0,13	0,03	0,77	0,07	65370	295,71
Déc.	1 008	0,08	0,02	0,82	0,07	65375	241,01

#### XI.5. ESTIMATION DU TAUX DE TRANSFERT D'OXYGENE AUX CONDITIONS DU PROCEDE OTR<sub>F</sub>

Le taux de transfert d'oxygène par aérateur de surface est obtenu à l'aide des équations (32) et (33) ainsi par injecteur d'air est en fonction des équations (34), (35), (36) et (37), les résultats sont indiqués respectivement aux tableaux 14 et 15.

**Tableau 14** : Estimation du taux de transfert d'oxygène ( $OTR_F$ ) pour aérateur de surface (turbine lente)

Paramét.	Concentrat . saturation Teau°C	Concentrat . saturation 20°C	Coef. de transfert d'oxygène	Taux de transfert du procédé	Nombre des aérateurs
	mg/l	mg/l		Kg O <sub>2</sub> /h	
<b>Janv</b>	10,54	9,092	0,69	99,93	3
<b>Fév.</b>	10,54	9,092	0,69	99,93	3
<b>Mar s</b>	10,31	9,092	0,69	99,82	4
<b>Avri l</b>	9,47	9,092	0,69	99,70	4
<b>Mai</b>	9,28	9,092	0,69	99,75	5
<b>Juin</b>	8,58	9,092	0,69	100,26	4
<b>Juil.</b>	8,58	9,092	0,69	100,26	6
<b>Août</b>	8,11	9,092	0,69	100,93	4
<b>Sept.</b>	8,42	9,092	0,69	100,46	5
<b>Oct.</b>	8,92	9,092	0,69	99,95	3
<b>Nov.</b>	9,87	9,092	0,69	99,69	3
<b>Déc.</b>	10,31	9,092	0,69	99,82	3

**Tableau 15** : Estimation du taux de transfert d'oxygène (OTR<sub>F</sub>) pour injecteur d'air (diffuseurs fines bulles)

Paramét.	Concentrat	Concentrat	Coef. de transfert d'oxygène	Taux de transfert du procédé	Nombre des diffuseurs	Nombre des surpresseurs
	à saturation d'oxygène dissous en eau pure	à saturation d'oxygène dissous en eau pure aux conditions standard				
	mg/l	mg/l		Kg O <sub>2</sub> /h		
Janv	9,88	9,24	0,5	0,116	1755	2
Fév.	9,88	9,24	0,5	0,116	2079	2
Mars	9,66	9,24	0,5	0,145	2290	2
Avril	8,87	9,24	0,5	0,145	2729	2
Mai	8,69	9,24	0,5	0,239	1765	2
Juin	8,04	9,24	0,5	0,240	1373	2
Juil.	8,04	9,24	0,5	0,240	2222	2
Août	7,60	9,24	0,5	0,242	1418	2
Sept.	7,89	9,24	0,5	0,236	2016	2
Oct.	8,36	9,24	0,5	0,234	1242	2
Nov.	9,25	9,24	0,5	0,233	1267	2
Déc.	9,66	9,24	0,5	0,116	2076	2

## XI.6. ESTIMATION DE LA CONSOMMATION D'ENERGIE ELECTRIQUE DE LA STATION

La station de Souk Ahras possède 12 aérateurs de surface (6 par bassin d'aération), chaque aérateur de surface doit délivrer au minimum un besoin en oxygène de :  $1\,200,78/12 = 100,06$  Kg O<sub>2</sub>/h (première condition pour le choix d'un aérateur de surface) (Ascanio G. et al., 2004).

Le second critère réside dans la puissance de brassage qui ne doit pas être inférieure à 30 W/m<sup>3</sup> (environ) (Ascanio G. et al., 2004).

Chaque bassin d'aération est équipé de 6 aérateurs de surface ayant une puissance nominale de 75 kW. Dans ces conditions, la puissance nominale de brassage est de  $(12 \times 75\,000) / (26\,136) = 34,4$  W/m<sup>3</sup>

Pour une telle puissance spécifique de brassage, la capacité d'oxygénation des aérateurs de surface vaut : 120 Kg O<sub>2</sub>/h (Selon spécification technique du constructeur).

L'estimation théorique de la consommation mensuelle en énergie électrique pour la station d'épuration représenté dans la figure 71 ci-dessous, a donné des valeurs extrêmes :

minimale de 80,35 MWh (Méga watt heure) et maximale de 237,46 MWh dans le cas d'un aérateur de surface, ainsi, le système d'aération à diffuseurs à fines bulles comprend 2 729 diffuseurs alimentés en air par deux (2) surpresseurs centrifuges en service donnant une consommation mensuelle minimale de 61,67 MWh et maximale de 187,53 MWh.

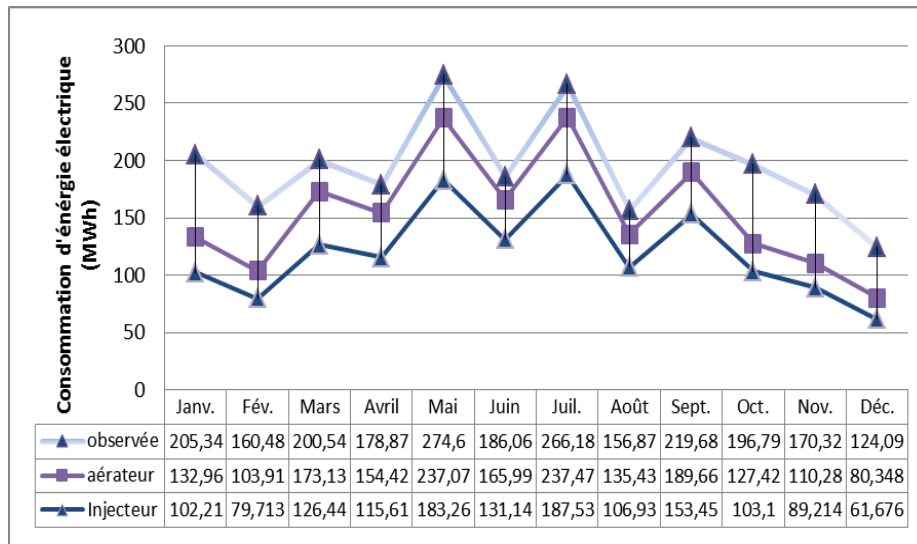


Figure 71 : Evaluation de la consommation mensuelle d'énergie électrique de la station

## XI.7. CONCLUSION

L'énergie consommée par les systèmes d'aération représente une partie importante de l'électricité utilisée dans les stations d'épuration des eaux usées. L'implantation de mesures d'économie d'énergie électrique permet aux municipalités de mieux gérer la consommation d'électricité de leurs stations et réduire leurs frais d'exploitation. En outre, il est possible d'optimiser les systèmes d'aération sans affecter le rendement épuratoire des procédés de traitement biologique.

Cet article présente les calculs d'économie d'énergie les plus susceptibles d'être implantées dans les stations de traitement des eaux usées. Le coût total de la station d'épuration de fonctionnement est optimisé. Plusieurs cas d'optimisation sous les contraintes réglementaires sur l'effluent sont effectués en agissant sur l'aération. Les résultats montrent que le coût total peut être réduit d'environ 23 à 37 %.

Enfin, il ne saurait cependant être exhaustif, car il existe d'autres mesures d'optimisation énergétique liées à l'aération peuvent aussi être mises en place.

# CONCLUSION GENERALE

## CONCLUSION GENERALE

Ce présent travail de recherche fait partie de la première action d'un programme de recherche visant l'amélioration des performances épuratoires des STEP de la région de Souk-Ahras. En effet le procédé à boue activée s'est considérablement amélioré au cours de ces dernières décennies depuis le développement des modèles de boue activée ASM qui constitue un outil d'aide à la gestion particulièrement adaptée pour optimiser les procédés biologiques de traitement des eaux usées. Selon une étude bibliographique assez importante, on a synthétisé les connaissances actuelles concernant les modèles biologiques déterministes ASM, le modèle physique de décantation et les protocoles de calage du modèle pour un procédé à boue activée ainsi que l'application de la technique du CFD dans les STEP et les simulateurs commerciaux utilisés dans le monde. L'orientation de ce travail s'est principalement intéressée à la modélisation des éléments clés dans la chaîne épuratoire (réacteur biologique, clarificateur et bassin de désinfection). Il a visé en particulier l'amélioration de la description de l'hydrodynamique de ces ouvrages ainsi que les interactions entre l'hydrodynamique et la cinétique biologique dynamique.

L'utilisation du modèle pour la caractérisation et l'optimisation des deux STEP nous a permis de déduire ce qui suit :

- Sur la base de la configuration actuelle de la STEP de Sedrata on a trouvé que sa capacité de traitement biologique est de 40 000 m<sup>3</sup>/j à l'horizon de 2033, c.à.d. 20 000 m<sup>3</sup>/j pour chaque filière tenant compte du transfert des eaux usées de la ville de M'Daourouch.
- La stratégie de contrôle du traitement actuel lors du branchement des eaux usées de la ville de M'Daourouch est basée principalement sur l'augmentation de la capacité des pompes de recyclage (9200 m<sup>3</sup>/j) et d'extraction (950 m<sup>3</sup>/j).

Dans la première partie, nous avons considéré la simulation numérique du bassin d'aération de des STEP de Souk Ahras et Sedrata à l'aide du code de calcul Fluent pour étudier le comportement hydrodynamique. Cette recherche fait partie des actions de diagnostic des STEP visant à définir des règles de constructions destinées à améliorer le fonctionnement des bassins en terme de capacité épuratoire.

Pour la seconde partie la simulation numérique des STEP de Souk- Ahras a été évaluée pour pouvoir renseigner toutes les contraintes liées au fonctionnement de ce bassin en utilisant des données mises à notre disposition, à l'aide du code calcul GPS-X.

En troisième partie, nous nous sommes intéressés aux besoins biologiques en oxygène et à la simulation de l'oxygène dissous dans le bassin d'aération de la STEP de Souk-Ahras. L'oxygène dissous est considéré comme variable de contrôle dans le modèle des boues activées.

L'utilisation du modèle pour la caractérisation et l'optimisation de la consommation énergétique nous a donné une approche de contrôle vis-à-vis les points suivants:

- Sur la base de la configuration actuelle de la STEP de Souk-Ahras, on a trouvé que la concentration minimale en oxygène dissous qu'on doit assurer dans le réacteur biologique.

- La consommation énergétique sera réduite de l'ordre de 23% à 37% lorsqu'on remplace les aérateurs par diffuseur d'air. Cette réduction servira les gestionnaires du service public de l'assainissement par un gain mensuel de 270 000 DA.

## **Perspectives**

La modélisation des STEP présentée dans cette thèse est une démarche importante pour un domaine assez récent, du moins en Algérie. Beaucoup de recherches restent à faire pour améliorer la représentation du fonctionnement réel par les modèles numériques. L'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de ce travail ouvre des perspectives intéressantes pour la suite.

Parmi ces perspectives, on peut citer :

- ❖ La plupart des applications en épuration des eaux usées introduisent des incertitudes dans ces modèles, ce qui rend nécessaire le calage et la validation. En effet, la description des concentrations (transport solide notamment) fait appel à des relations empiriques et à des paramètres nécessitant des données expérimentales pour être calés. Par exemple, les vitesses de sédimentation peuvent être mesurées sur site. Des profils de concentration en matières en suspension (MES) peuvent être mesurés dans des conditions données et comparés aux résultats de simulation.
- ❖ La problématique de la réduction de la consommation énergétique au niveau de la station d'épuration de Souk-Ahras présentée dans ce travail n'est pas complète. Il s'agit d'une démarche préliminaire pour un sujet d'actualité. Beaucoup de travaux seront abordés autour des axes suivants:
  - le contrôle du cycle de fonctionnement des aérateurs de surface pour optimiser les heures de marche et d'arrêt qui correspondent à système épuratoire normalisé ;
  - l'élaboration d'une politique optimale d'aération fondée sur les conditions nécessaires et suffisantes d'optimalité. Autrement dit, il s'agit de développer des algorithmes d'optimisation globale pour notamment voir dans quelle mesure les performances des stations d'épuration peuvent encore être améliorées.

Enfin, une dernière perspective consiste à consolider la partie de simulation issue de la technique CFD par des mesures expérimentales. Pour ce faire, il est nécessaire de disposer de nombreuses mesures expérimentales sur site réel ou sur pilote. Il pourrait s'agir de mesures de vitesses sur site réel, en plusieurs sections d'écoulement. Des mesures de vitesse dans le Clifford pourraient également être utilisées ainsi que des mesures de turbulence associées.

**REFERENCES**  
**BIBLIOGRAPHIQUES**

## REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- A. ALVARADO, S. VEDANTAM, P. GOETHALS et I. NOPENS. «A compartmental model to describe hydraulics in a full-scale waste stabilization pond ».In : *Water Research* 46.2 (2012), p. 521–530.
- A. DELAFOSSE, M.-L. COLLIGNON, S. CALVO, F. DELVIGNE, M. CRINE, P. THONART et D. TOYE. « CFD-based compartment model for description of mixing in bioreactors ».In : *Chemical Engineering Science* 106 (mar. 2014), p. 76–85.
- A. M. KARPINSKA et J. BRIDGEMAN. « CFD-aided modelling of activated sludge systems – A critical review ».In : *WaterResearch* 88 (jan. 2016), p. 861–879.
- Albert AMSELEM, Montréal, Le 26 Avril 2013 « étude des effets de la minimalisation des boues sur la méthanisation par digestion anaérobique », mémoire présenté à l'école de technologie supérieure, université du Québec.
- ALBERTSON E., DIGREGORIO D., "Biologically mediated inconsistencies in aeration equipment performance", *Journal Water Pollution Control Federation*, 1975, Vol.47, 976-988
- Alex, J. et al., (2001). *The COST Simulation Benchmark: Description and Simulator Manual*. COST Action 624 and COST Action 682.
- ASCE TASK COMMITTEE ON TURBULENCE MODELS IN HYDRAULIC COMPUTATIONS. « Turbulence Modeling of Surface Water Flow and Transport : Part I, II, III, IV and V ». In : *Journal of Hydraulic Engineering* 114.9 (1988), p. 970–973.
- B. ANDERSSON, éd. *Computational fluid dynamics for engineers*. OCLC : ocn751752493. Cambridge ; New York : Cambridge University Press, 2012.
- B. DE CLERCQ. « Computational fluid dynamics of settling tanks : development of experiments and rheological, settling, and scraper submodels ». Thèse de doct. Ghent : Ghent University, 2003.
- B. E. LAUNDER et D. B. SPALDING. *Lectures in mathematical models of turbulence*.en. Google-Books-ID : 9e5QAAAAMAAJ. Academic Press, 1979.
- B.WU. « CFD simulation of gas and non-Newtonian fluid two-phase flow in anaerobic digesters ».In : *Water Research* 44.13 (juil. 2010), p. 3861–3874.
- BENNETT G.F., KEMPE L.L., "Oxygen transfer mechanisms in the gluconic acid fermentation by *pseudomonas ovalis*", *Biotechnology and Bioengineering*, 1964, Vol. 6, 347-360
- Bongiovanni, J.-M, (1998), *Traitement des boues résiduelles par l'association en série d'une déshydratation mécanique et d'un séchage thermique*, thèse de doctorat, université de Pau et des Pays de l'Adour.
- BOON A.G., "Oxygen transfer in the activated sludge process, *New processes of waste-water treatment and recovery*", (ed.) Mattock G., SCLand Ellis Horwood/Wiley, 1978, 17-33
- Boudez, j-c, (2001), *Rhéologie et physico-chimie des boues résiduelles pâteuses pour l'étude du stockage et de l'épandage*, thèse de doctorat Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (ENGREF) de Paris .
- BRUXELMANE M., "Comportement hydrodynamique et efficacité de transfert des turbines à disque utilisées comme aérateurs de surface", *International Symposium of Mixing*. Faculté Polytechnique de Mons, 1978, février

C. K. HO, S. KHALSA, H. WRIGHT et E. A. WICKLEIN. Computational Fluid Dynamics Based Models for Assessing UV Reactor Design and Installation. Rapp. tech. 4107. Denver, CO, USA : Water Research Foundation, 2011.

C. T. CROWE, J. D. SCHWARZKOPF, M. SOMMERFELD et Y. TSUJI. Multiphase Flows with Droplets and Particles. en. Google-Books-ID :CioXotlGMiYC. CRC Press, nov. 1997.

CASEY T.J., KARMO O.T., "The influence of suspended solids on oxygen transfer in aeration systems", Water Research, 1974, Vol. 8,805-811

CHARPENTIER J.C., WILD G., "Absorption avec réaction chimique", Techniques de l'Ingénieur, 1983, N° J2640

D. BRENNAN. « The Numerical Simulation of Two-Phase Flows in Settling Tanks ». PhD. London, UK : Imperial College, 2001.

D. C. WILCOX. Turbulence Modeling for CFD. English. 3rd edition. La Canada, California : D C W Industries, nov. 2006.

D. STROPKY, K. POUATCH, P. NOWAK, M. SALCUDEAN, P. PAGORIA, I. GARTSHORE et J. YUAN. « Residence time distribution predictions in large mechanically aerated lagoons ». In : Water Science and Technology 55.11 (2007), p. 29–36.

DANCKWERTS P.V., "Gas-liquid reaction", Mac-Graw Hill Book Cy, 1970

DEGREMONT SUEZ, 2005, Mémento technique de l'eau : Edition technique et documentation Lavoisier.

Dold, P. L., Jones, R. M., & Bye, C. M. (2005). Importance and measurement of decay rate when assessing nitrification kinetics. Water Science and Technology, 52(10-11), 469-477.

DUCHENE P., HEDUIT A., "Aération et brassage en stations d'épuration: efficacité des divers systèmes", Informations techniques du CEMAGREF, 1990, nO 78, 1-7

E. GUYONVARCH, E. RAMIN, M. KULAHCI et B. G. PLÓSZ. « iCFD : Interpreted Computational Fluid Dynamics – Degeneration of CFD to one-dimensional advection dispersion models using statistical experimental design – The secondary clarifier ». In : Water Research 83 (oct. 2015), p. 396–411.

E. WICKLEIN, D. J. BATSTONE, J. DUCOSTE, J. LAURENT, A. GRIBORIO, J. WICKS, S. SAUNDERS, R. SAMSTAG, O. POTIER et I. NOPENS. « Good modelling practice in applying computational fluid dynamics for WWTP modelling ». en. In : Water Science and Technology 73.5 (2015), p. 969–982.

ECKENFELDER W.W., "Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Caractérisation, technique d'épuration, aspect économique", Technique et Documentation, Lavoisier, 1982

ECKENFELDER W.W., FORD D.L., "Engineering aspects of surface aeration design", 22nd IndustrialWasteConference. PurdueUniversity, 1967, mai, 279-291

F. LIOTTA, P. CHATELLIER, G. ESPOSITO, M. FABBRICINO, E. D. van HULLEBUSCH et P. N. L. LENS. « Hydrodynamic mathematical modeling of aerobic plug flow and non-ideal flow reactors : a critical and hystorical review ». In : Critical Reviews in Environmental Science and Technology 44.23 (2014), p. 2642–2673.

F. MARKIS, J.-C. BAUDEZ, R. PARTHASARATHY, P. SLATTER et N. ESHTIAGHI. « Rheological characterisation of primary and secondary sludge : Impact of solids concentration ». English. In : Chemical Engineering Journal 253 (2014), p. 526–537. ISSN : 1385-8947.

Faby J.A, Brissaud F,(1997), L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau.

G. ISENMANN, J. VAZQUEZ, M. TRAUTMANN et R. MOSÉ. « CFD modelling of particles transport and deposition in a cylindrical settling tank ».In : 10th International Urban Drainage Modeling Conference (UDM). Mont-Sainte-Anne, Québec, Canada, 2015.

GROSCLAUDE, (1999), L'eau : usage et polluant, Tome II .4ème Edition. INRA, Paris.

Guisasola, A., Sin, G., Baeza, J. A., Carrera, J., & Vanrolleghem, P. A. (2005). Limitations of ASM1 and ASM3: a comparison based on batch oxygen uptake rate profiles from different full-scale wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 52(10-11), 69-77.

Gujer, W., Henze, M., Mino, T., & Van Loosdrecht, M. (1999). Activated sludge model no. 3. *Water science and technology*, 39(1), 183-193.

H. K. VERSTEEG et W.MALALASEKERA. An Introduction to Computational Fluid Dynamics : The Finite Volume Method. en. Pearson Education Limited, 2007.

H. LOMAX, T. H. PULLIAM et D. W. ZINGG. Fundamentals of Computational Fluid Dynamics. Scientific Computation. Berlin, Heidelberg : Springer Berlin Heidelberg, 2001.

Hatem Dhaouadi , (2008), « Traitement des eaux usées urbaines , les procédés biologiques d'épuration , université Virtuelle de Tunis .

HEDUIT A., "Mesure de performances d'aérateurs: méthode et résultats", la Tribune du Cebedeau, 1979, nO 431, 371-381

HEDUIT A., RACAULT Y., "Essais d'aérateurs : enseignements tirés de 500 essais en eau claire effectués sur 200 stations d'épuration différentes-I méthodologie", *Water Research*, 1983, Vol. 17, 97-103

Henri Aussel, Graziella Dornier ,( Novembre 2004), le traitement des eaux usées (Institut national de recherche et de sécurité),Paris.

Henze, M. (1987). Activated sludge model No. 1. IAWPRC Scientific and Technical report,1.

Henze, M. et al., (1995). Activated Sludge Model No.2. IAWQ Scientific and Technical Report 3, London, UK.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. V. R., & Van Loosdrecht, M. C. (1999). Activated sludge model no. 2d, ASM2d. *Water Science and Technology*, 39(1), 165-182

HIGBIE R, "The rate of absorption of a pure gas into a still liquid during short periods of exposure", *American Institute of Chemical Engineering*, 1935, 365-389

I. NOPENS, D. J. BATSTONE, A. GRIBORIO, R. SAMSTAG, E. WICKLEIN et J. WICKS. « Computational Fluid Dynamics (CFD) : What is Good CFD-Modeling Practice and What Can Be the Added Value of CFD Models to WWTP Modeling ? » en. In : Proceedings of the Water Environment Federation 2012.7 (jan. 2012), p. 7400–7405. ISSN : 19386478.

I. SEYSSIECQ, B. MARROT, D. DJERROUD et N. ROCHE. « In situ triphasic rheological characterisation of activated sludge in an aerated bioreactor ».English. In : *Chemical Engineering Journal* 142.1 (2008), p. 40–47. ISSN : 1385-8947.

I. SEYSSIECQ, M. KARRABI et N. ROCHE. « In situ rheological characterization of wastewater sludge : Comparison of stirred bioreactor and pipe flow configurations ». English. In : *Chemical Engineering Journal* 259 (2015), p. 205–212. ISSN : 1385-8947.

IWA TASK GROUP ON GOOD MODELLING PRACTICE. Guidelines for Using Activated Sludge Models is a Scientific and Technical Report that presents the results of the IWA Task Group on Good Modelling Practice. London : IWA Publishing, 2012.

J. BRIDGEMAN. « Computational fluid dynamics modelling of sewage sludge mixing in an anaerobic digester ». In : Advances in Engineering Software. CIVIL-COMP 44.1 (fév. 2012), p. 54–62.

J. H. FERZIGER et M. PERIĆ. Computational Methods for Fluid Dynamics. en. Berlin, Heidelberg : Springer Berlin Heidelberg, 2002.

J. LAURENT, P. FINAUD GUYOT, A. WANKO, P. BOIS et R. MOSÉ. « Hydrodynamic of artificial wetlands at the outlet of urban catchment : complementarity of the systemic approach and computational fluid dynamics tools ». In : Récents Progrès en Génie des Procédés : Actes du XIVe congrès de la Société Française de Génie des Procédés 104 (2013).

J. LAURENT, R. SAMSTAG, A. GRIBORIO, I. NOPENS, D. BATSTONE, J. WICKS, S. SAUNDERS et O. POTIER. « A protocol for the use of computational fluid dynamics as a supportive tool for wastewater treatment plant modelling ». In : Water Science and Technology 70.10 (2014), p. 1575–1584.

J. THYN, R. ZITNY, J. J. HA et P. STRASAK. « RTD prediction, modeling and measurement of gas flow in reactor ». English. In : Nukleonika 43.1 (1998), p. 95–114.

J. MCCORQUODALE, A. GRIBORIO, J. LI, H. HORNECK et N. BISWAS. « Modeling a Retention Treatment Basin for CSO ». In : Journal of Environmental Engineering 133.3 (mar. 2007), p. 263–270.

JU L.K., SUNDARARAJAN A., "Model analysis of biological oxygen transfer enhancement in surface-aerated bioreactors", Biotechnology and Bioengineering, 1992, Vol. 40, 1343-1352

Karima Allaoui (2008-2009) « modélisation hydraulique d'un bassin d'aération des stations d'épuration des eaux usées », mémoire en vue de l'obtention du diplôme de magister, université d'Annaba.

KAUL S.N., NANDY T., "Scale up relationship for pitch blade surface aerator for wastewater treatment facility", Asian Environment, 1990, Vol. 19, 73-81

KORMANIK R, "How does tank geometry affect the oxygen transfer rate of mechanical surface aerators", Water Sewage Works, 1976, Vol. 123, 64-67

L. A. KHAN, E. A. WICKLEIN et M. RASHID. « A 3D CFD model analysis of the hydraulics of an outfall structure at a power plant ». en. In : Journal of Hydroinformatics 7.4 (oct. 2005), p. 283–290.

L. KHAN, E. WICKLEIN et E. TEIXEIRA. « Validation of a Three-Dimensional Computational Fluid Dynamics Model of a Contact Tank ». In : Journal of Hydraulic Engineering 132.7 (juil. 2006), p. 741–746.

LI Y., WANG M., SONG C., "A study of modified coefficients  $\alpha$  and  $\beta$  of aeration for sewage treatment", Water Treatment, 1989, Vol. 4, 47-57

M. BRANNOCK, Y. WANG et G. LESLIE. « Mixing characterisation of full-scale membrane bioreactors : CFD modelling with experimental validation ». In : Water Research 44.10 (2010), p. 3181–3191.

M. GRESCH, D. BRAUN et W. GUJER. « Using reactive tracers to detect flow field anomalies in water treatment reactors ». In : Water Research 45.5 (fév. 2011), p. 1984–1994.

- M. HENZE, C. GRADY JR, W. GUJER, G. MARAIS, T. MATSUO, T. MINO, M. WENTZEL et M. VAN LOOSDRECHT. Activated sludge models ASM1 ASM2 ASM2d and ASM3. Scientific and Technical Report 9. IWA Publishing, 2000.
- MINES RO., SHERRARD J.H., "Biological enhancement of oxygen transfer in activated sludge process", Journal Water Pollution Control Federation, 1987, Vol. 59, 19-24
- MUELLER J.S., STENDEL H.D., "Biologically enhanced oxygen transfer in activated sludge process", Research Journal Water Pollution Control Federation, 1990, Vol. 62, 193-203
- MUNZ C., ROBERTS P.V., "Gas- and liquid-phase mass transfer resistances of organic compounds during mechanical surface aeration", Water Research, 1989, Vol. 23, 589-601
- N. ESHTIAGHI, F.MARKIS, S. YAP, J.-C. BAUDEZ et P. SLATTER. « Rheological characterisation of municipal sludge : A review ». English. In : Water Research 47.15 (2013), p. 5493–5510.
- N. RATKOVICH, W. HORN, F. HELMUS, S. ROSENBERGER, W. NAESSENS, I. NOPENS et T. BENTZEN. « Activated sludge rheology : A critical review on data collection and modelling ». In : Water Research 47.2 (2013), p. 463–482.
- Nguyen, D. H. (2014). Optimisation de la conception et du fonctionnement des stations de traitement des eaux usées (Doctoral dissertation, Université de Lorraine).
- O. POTIER, J.-P. LECLERC et M.-N. PONS. « Influence of geometrical and operational parameters on the axial dispersion in an aerated channel reactor ». In : Water Research 39.18 (nov. 2005), p. 4454–4462.
- OGNEAN T., "Aspects concerning scale-up criteria for surface aerators", Water Research, 1993, Vol. 27, 477-484
- P. VANROLLEGHEM, B. CLERCQ, J. CLERCQ, M. DEVISSCHER, D. KINNEAR et I. NOPENS. « New measurement techniques for secondary settlers : a review ». In : Water Science & Technology 53.4-5 (mar. 2006), p. 419.
- PALM J.C., JENKINS D., PARKER D.S., "Relationship between organic loading dissolved oxygen concentration and sludge settleability in completely mixed activated sludge process", Journal Water Pollution Control Federation, 1980, Vol. 52, 2484-2506
- Petersen, B., Gernaey, K., Henze, M., & Vanrolleghem, P. A. (2003). Calibration of activated sludge models: A critical review of experimental designs. In *Biotechnology for the environment: Wastewater treatment and modeling, waste gas handling* (pp. 101-186). Springer Netherlands.
- R. W. SAMSTAG, E. A. WICKLEIN, R. D. REARDON, R. J. LEETCH, R. M. PARKS et C. D. GROFF. « Field and CFD Analysis of Jet Aeration and Mixing ». In : Proceedings of the Water Environment Federation 2012.12 (jan. 2012), p. 4113–4139.
- Régis Bourrier , Marc Satin , Béchir Selmi, (2010), « Guide technique de l'assainissement » (collecte-épuración-conception-exploitation), 4<sup>ème</sup> édition.
- REJSEK, (2002) , analyse des eaux , aspect réglementaire et techniques, édition scérén CPDP A quitaine , Bordeaux.
- ROUGON R., CAROT B., JELENC R., "Influence des conditions d'utilisation des aérateurs de surface sur leurs performances", Technique de l'Eau et de l'Assainissement, 1980, nO 397, 39-47

- ROUSTAN M., ROQUES H., "Les aérateurs mécaniques de surface: Principe et méthode de calcul", la Tribune du Cebedeau, 1979, n0426, 193-199
- S. LI, Y. LAI, L. WEBER, J. M. SILVA et V. C. PATEL. « Validation of a three-dimensional numerical model for water-pump intakes ».In : Journal of Hydraulic Research 42.3 (jan. 2004), p. 282–292.
- S. PATANKAR. Numerical Heat Transfer and Fluid Flow.en. Google- Books-ID : 5JMYZMX3OVcC. CRC Press, jan. 1980.
- S. TALVY, A. COCKX et A. LINÉ. « Modeling hydrodynamics of gas liquid airlift reactor ».en. In : AIChE Journal 53.2 (fév. 2007), p. 335– 353.
- Satin M, Selmi B, (2006), Agence de l'eau seine-Normandie, Guides des procédés épuratoires intensifs proposés aux petites collectivités, Nanterre.
- SCHMIDTKE N.W., HORVATH 1., "Scale-up methodology for surface aerated reactors", Progress in Water Technology, 1977, Vol. 7, 477-493
- STRENTROM M.K., GILBERT R.G., "Effects of alpha, beta and theta factor upon the design, specification and operation of aeration systems",Water Research, 1981,Vol.I5, 643-654
- T. AMATO et J. WICKS. « The practical application of computational fluid dynamics to dissolved air flotation, water treatment plant operation, design and development ». en. In : Journal of Water Supply : Research and Technology - Aqua 58.1 (fév. 2009), p. 65–73.
- TSAO G.T., "Simultaneous gas-liquid interfacial oxygen absorption and biochemical oxidation", Biotechnology and Bioengineering, 1968, Vol. 16, 765-785
- V. SCHMITT, M. DUFRESNE, J. VAZQUEZ, M. FISCHER et A. MORIN. « Optimization of a hydrodynamic separator using a multiscale computational fluid dynamics approach ».en. In : Water Science and Technology 68.7 (oct. 2013), p. 1574–1581.
- VAN DER KROON G.T.M., "The influence of suspended solids on the rate of oxygen transfer in aqueous solutions", 1969, Advances in Water Pollution Research, 219-240
- VASEL J.L., "Commentaires quant aux capacités d'aération de divers procédés d'assainissement", la Tribune de l'eau, 1990, Vol. 43, 29-38
- W. RODI. Turbulence Models and Their Application in Hydraulics.en. Google-Books-ID : 7fiADgU8gp4C. CRC Press, jan. 1993.
- WHEATLAND A.B., BOON A.G., "Aeration and oxygenation in sewage treatment – some recent developments", Progress in Water Technology, 1979, VoU 1, 171-180
- X. LIU et M. GARCÍA. « Computational Fluid Dynamics Modeling for the Design of Large Primary Settling Tanks ».In : Journal of Hydraulic Engineering 137.3 (août 2010), p. 343–355.
- Y. FAYOLLE, A. COCKX, S. GILLOT, M. ROUSTAN et A. HÉDUIT. « Oxygen transfer prediction in aeration tanks using CFD ». In : Chemical Engineering Science 62.24 (2007), p. 7163–7171.
- Y. LE MOULLEC, C. GENTRIC, O. POTIER et J. LECLERC. « CFD simulation of the hydrodynamics and reactions in an activated sludge channel reactor of wastewater treatment ».In : Chemical Engineering Science 65.1 (2010), p. 492–498.
- Y. LE MOULLEC, C. GENTRIC, O. POTIER et J. LECLERC. « Comparison of systemic, compartmental and CFD modelling approaches : Application to the simulation of a biological

reactor of wastewater treatment ». In : Chemical Engineering Science 65.1 (2010), p. 343–350.

Y. LE MOULLEC, O. POTIER, C. GENTRIC et J. LECLERC. « Flow field and residence time distribution simulation of a cross-flow gas–liquid wastewater treatment reactor using CFD ». In : Chemical Engineering Science 63.9 (mai 2008), p. 2436–2449.