



HAL
open science

Étude d'une station d'épuration utilisant l'électrofloculation dans un contexte de variation d'affluence saisonnière, intérêts et perspectives d'applications

Firmin Delong

► **To cite this version:**

Firmin Delong. Étude d'une station d'épuration utilisant l'électrofloculation dans un contexte de variation d'affluence saisonnière, intérêts et perspectives d'applications. Sciences de l'ingénieur [physics]. 2018. dumas-03543790

HAL Id: dumas-03543790

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03543790v1>

Submitted on 26 Jan 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Etude d'une station d'épuration utilisant l'électrofloculation dans un contexte de variation d'affluence saisonnière, intérêts et perspectives d'applications

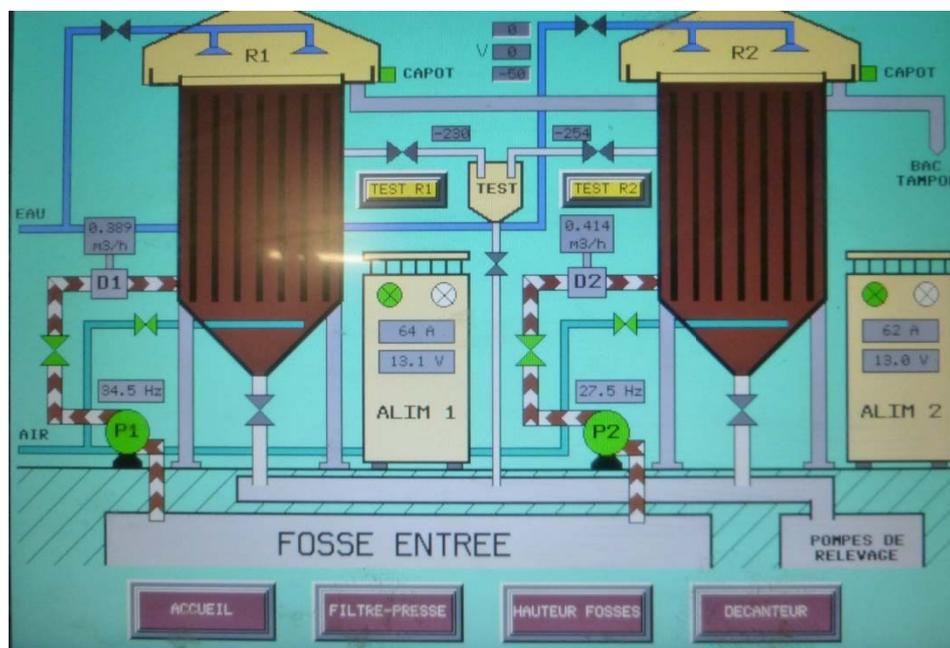


Diagramme fonctionnel des cellules d'électrofloculation de la STEP du Markstein (source : personnelle)

Mémoire de travaux de fin d'étude réalisé par : Firmin DELONG

Etudiant en 3^{ème} année à l'ENGEES

Du 08/01/18 au 29/06/18

Diplôme préparé : Diplôme d'Ingénieur ENGEES – Formation initiale civile

Etablissement : Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES) – 1 Quai Koch - 67000 STRASBOURG

Tuteur Académique : Christian BECK

Entreprise : BEREST Rhin-Rhône – 71 Rue du Prunier – 68000 COLMAR

Tuteur Entreprise : Thierry BAUER

Etude d'une station d'épuration utilisant l'électrofloculation dans un contexte de variation d'affluence saisonnière, intérêts et perspectives d'applications

Mémoire de travaux de fin d'étude réalisé par : Firmin DELONG

Etudiant en 3^{ème} année à l'ENGEES

Du 08/01/18 au 29/06/18

Diplôme préparé : Diplôme d'Ingénieur ENGEES – Formation initiale civile

Etablissement : Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES) – 1 Quai Koch -
67000 STRASBOURG

Tuteur Académique : Christian BECK

Entreprise : BEREST Rhin-Rhône – 71 Rue du Prunier – 68000 COLMAR

Tuteur Entreprise : Thierry BAUER

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Mr ASELMAYER, président directeur général de BEREST, pour m'avoir permis d'effectuer mon stage dans son entreprise ainsi que Mr BOLTZ, directeur de BEREST Rhin-Rhône, de m'avoir accueilli au sein de son agence de Colmar.

Je remercie tout particulièrement Thierry BAUER, directeur des études et mon maître de stage, pour son implication constante dans le déroulement de mon stage, pour ses précieux conseils et la confiance qu'il a su m'accorder.

Mes remerciements vont par ailleurs à l'endroit de Mr PEENAERT, de l'entreprise AMP, pour m'avoir permis d'effectuer des essais en laboratoire en me mettant à disposition un pilote ainsi que des réactifs.

De même je remercie Mme LUTZ, responsable du Laboratoire d'Etudes des Eaux (LEE), de m'avoir permis de mener à bien mes expérimentations dans son laboratoire, ainsi que Mme OTTERMATTE, technicienne de laboratoire, pour ses conseils et son aide lors de cette phase du projet.

Je remercie également l'ensemble du personnel de l'agence de Colmar pour leur sympathie et pour avoir fait en sorte que mon stage se déroule dans les meilleures conditions.

Merci à Mr SADOWZKI, consultant dans le domaine du traitement de l'eau et ex-professeur de l'ENGEES dans le domaine, pour ses conseils avisés.

Merci à Mr TISSERAND, responsable du SATESE du Haut-Rhin, pour m'avoir permis de l'accompagner sur la STEP du Markstein lors d'un de ses contrôles.

Merci à Mr FOUGNIE, de l'entreprise HYDREX, de m'avoir permis de tester l'apport que pourraient avoir des polymères d'origine naturelle sur le procédé.

Pour finir je remercie l'ensemble de mes relecteurs pour leur aide et leurs avis extérieurs ainsi que mes parents sans qui mes études n'auraient pu être menées à bien.

Résumés

Cette étude porte sur la station de traitement des eaux usées du Markstein, une station touristique du massif Vosgien, qui a la particularité de fonctionner principalement selon le principe d'électrofloculation. C'est un procédé électrochimique dont le principe est de dissoudre des électrodes métalliques pour produire des cations (faisant office de coagulants) sous l'effet d'un courant électrique. Dans un premier temps il a été réalisé une étude bibliographique de la technique ainsi qu'une étude sur les principaux phénomènes l'accompagnant. Cette partie de l'étude est riche en enseignement et permet de comprendre tous les aspects de ce procédé. On apprend notamment que le paramètre dont dépend la qualité du traitement est la quantité d'électrons qui est entré en jeu dans la réaction de traitement. Celui-ci dépend de plusieurs autres paramètres comme la conductivité, la tension appliquée par le générateur, le temps de séjour et l'écartement des électrodes. Ensuite, une description détaillée de la STEP et de son fonctionnement a été produite. Sur la base de ces deux parties, il a été effectué des essais en laboratoires qui avaient pour but de confirmer la variation des différents paramètres selon les conditions de traitement. Ces essais permettent également d'avoir des données sur lesquelles travailler pour améliorer la qualité de l'épuration. Il a été révélé par ce biais que cette technique montre des performances impressionnantes pour la plupart des polluants testés. La dernière partie de l'étude expose des pistes d'optimisation du process selon les enseignements tirés des parties précédente. Il a notamment été trouvé que la majeure partie des efforts à fournir sur la STEP du Markstein doivent se porter sur les automatismes et la régulation (automatique) de l'alimentation électrique.

Summary

This study concerns the wastewater treatment plant of the Markstein, a tourist resort in the Vosges mountains, which has the particularity of operating mainly on the principle of electroflocculation. It is an electrochemical process whose principle is to dissolve metal electrodes to produce cations (acting as coagulants) under the effect of an electric current. At first, a bibliographic study of the technique was carried out as well as a study on the main phenomena accompanying it. This part of the study is rich in teaching and allows to understand all aspects of this process. We learn in particular that the parameter on which the quality of the treatment depends is the quantity of electrons that came into play in the treatment reaction. This one depends on several other parameters such as the conductivity, the voltage applied by the generator, the residence time and the spacing of the electrodes. Then, a detailed description of the WWTP and its operation was produced. On the basis of these two parts, laboratory tests was carried out and were intended to confirm the variation of the different parameters according to the conditions of treatment. These tests allow also to have data on which to work to improve the quality of purification. It has been revealed that this technique shows impressive performance for most pollutants tested. The last part of the study presents some optimization of the process according to the lessons learned from the previous parts. In particular, it has been found that the major part of the efforts to be made on the Markstein WWTP must focus on automation and (automatic) regulation of the electric feed.

Errata

Sommaire

Remerciements.....	4
Résumés	5
Summary.....	5
Errata	6
Sommaire	7
Liste des illustrations	8
Liste des tableaux	10
Liste des sigles et abréviations	11
Glossaire	12
Introduction.....	13
1. Contexte de l'étude	15
1.1. La structure d'accueil : BEREST Rhin-Rhône.....	15
1.2. Contexte et historique.....	15
2. Présentation du procédé	17
2.1. Prérequis.....	17
2.2. Synthèse bibliographique	24
3. Présentation de la STEP	29
3.1. Contexte	29
3.2. Historique de la STEP.....	31
3.3. Données de dimensionnement	32
3.4. Fonctionnement actuel de la STEP	32
3.5. Exploitation.....	42
3.6. Résultats déjà recueilli sur la STEP	43
4. Essais complémentaires et étude de sensibilité.....	47
4.1. Protocole expérimental	47
4.2. Résultats et analyse	54
4.3. Conclusion	71
5. Pistes d'optimisation	72
5.1. Pilotage / automatisation	72
5.2. Ouvrages.....	73
Conclusion	74
Bibliographie.....	76
Annexes	77
Notice Analytique	113

Liste des illustrations

Figure 1 : Stabilité des particules colloïdales (source : technique.eau.free.fr)	17
Figure 2 : Décantation des particules grenues à gauche ; Décantation des particules floculées à droite	21
Figure 3 : Courbe de Kynch (source : suezwaterhandbook.fr)	22
Figure 4 : Formation de floccs par adsorption (source : ZONGO, 2009)	24
Figure 5 : Processus de traitement par électrofloculation dans le cas d'électrodes en fer	25
Figure 6 : évolution du pH au cours du traitement (source : KURT et al, 2008).....	25
Figure 7 : évolution du potentiel d'oxydo-réduction au cours du traitement (source : KURT et al, 2008).....	25
Figure 8 : évolution de l'intensité selon la tension (source : BENSALD, 2009).....	26
Figure 9 : Quantité d'aluminium selon le pH (source : BENSALD).....	26
Figure 10 : Diagramme de Pourbaix du fer (source : wikipedia.org).....	26
Figure 11 : Consommation électrique et fer consommé (dissous) en fonction de la concentration en NaCl (source : EL-TAWEEL, 2014).....	27
Figure 12 : Consommation d'énergie et fer consommé (dissous) en fonction de l'intensité (source : EL-TAWEEL, 2014).....	27
Figure 13 : Connexion bipolaire en série (source : BENNAJAH, 2007).....	27
Figure 14: Carte de situation de la STEP	29
Figure 15 : Milieux récepteurs (source : Dossier LOREAT)	29
Figure 16 : Réseau d'assainissement (Source : Rapport LOREAT)	30
Figure 17 : Frise chronologique de l'historique de la STEP	31
Figure 18 : Photo panoramique de l'intérieur de la STEP (source : Rapport LOREAT)	33
Figure 19 : Synoptique de la STEP du Markstein	33
Figure 20 : Dégrilleur de la STEP du Markstein (source : personnelle).....	35
Figure 21 : Canal de comptage entrée de la STEP du Markstein (vue de coté) (Source : personnelle)	35
Figure 22 : Canal de comptage entrée de la STEP du Markstein (instrumentation SATESE) (Source : personnelle)	35
Figure 23 : Répartiteur de débit de la STEP du Markstein (source : Dossier LOREAT)	35
Figure 24 : Filtre SALSNES (210 µm) de la STEP du Markstein en fonctionnement (source photo : personnelle)....	36
Figure 25 : Coupe d'un filtre SALSNES (source : www.salsnes-filter.com)	36
Figure 26 : Situation du bassin tampon de la STEP du Markstein (source photo : personnelle).....	37
Figure 27 : Roue en caoutchouc des pompes FIP des modules d'électrofloculation (source : personnelle)	37
Figure 28 : Fonctionnement d'une pompe FIP (source : Wikipedia.org).....	37
Figure 29 : électrodes du module d'électrofloculation de la STEP du Markstein (source : personnelle).....	38
Figure 30 : Module d'électrofloculation du Markstein (source : personnelle).....	38
Figure 31 : Dispositif de sonde de potentiel d'oxydo-réduction (source photo : personnelle).....	38
Figure 32 : Bâche de transfert de la STEP du Markstein (source photo : BEREST)	39
Figure 33 : (photo de droite) Décanteur statique vu du dessus (source : personnelle).....	39
Figure 34 : (photo de gauche) Décanteur statique vu de côté (source photo : BEREST)	39
Figure 35 : Canal de comptage sortie de la STEP du Markstein (source : Dossier LOREAT).....	39
Figure 36 : Filtre presse à plateau de la STEP du Markstein (source : personnelle).....	40
Figure 37 : Zone de Rejets Végétalisée de la STEP du Markstein	40
Figure 38 : Localisation benne à boues et déchets (source : Rapport LOREAT)	40
Figure 39 : Supervision de la STEP du Markstein (général)	40
Figure 40 : Poste de supervision de la STEP du Markstein (filtre salsnes) (source : BEREST).....	40
Figure 41 : Supervision : Module d'électrofloculation (source : personnelle)	41
Figure 42 : Supervision : Filtre SALSNES (source photo : personnelle).....	41
Figure 43 : Supervision : Fonctionnement de la filière boue (source : personnelle).....	41

Figure 44 : Supervision : Niveau de remplissage des fosses (source : personnelle)	41
Figure 45 : Electrodes en fer ou en aluminium	47
Figure 46 : Pompe de recirculation	47
Figure 47 : Pilote et pompe de recirculation	47
Figure 48 : Robinet de prise d'échantillon	47
Figure 49 : Intensité appliquée en fonction de la conductivité initiale	54
Figure 50 : pH final en fonction de la conductivité de départ	54
Figure 51: Conductivité finale en fonction de la conductivité initiale	55
Figure 52 : DCO finale en fonction de la conductivité initiale	55
Figure 53 : Turbidité finale selon la conductivité de départ	56
Figure 54 : pH final en fonction du temps de séjour	56
Figure 55: Conductivité finale en fonction du temps de séjour	57
Figure 56 : DCO finale en fonction du temps de séjour	57
Figure 57 : Turbidité finale en fonction du temps de séjour	58
Figure 58 : Fer total en fonction du temps de séjour	58
Figure 59 : Intensité appliquée en fonction de l'écartement des électrodes	59
Figure 60 : DCO finale en fonction de l'écartement	60
Figure 61 : Variation du pH selon le pH initial	60
Figure 62 : Variation de la concentration en [OH ⁻] au cours du traitement pour différent pH de départ	61
Figure 63 : Conductivité finale selon le pH initial	61
Figure 64 : DCO finale selon le pH initial	62
Figure 65 : DCO finale selon la tension appliquée par le générateur	63
Figure 66 : Turbidité en fonction de la tension appliquée par le générateur	63
Figure 67 : Variation de la conductivité pour plusieurs variantes	64
Figure 68 : Variation du pH selon plusieurs variantes	64
Figure 69 : Variation de [OH ⁻] selon plusieurs variantes	65
Figure 70 : Variation de la DCO selon plusieurs variantes	65
Figure 71 : Variation de la turbidité selon plusieurs variantes	66
Figure 72 : Courbe de Kynch pour deux types d'électrodes	69
Figure 73 : Abattement en DCO en fonction du potentiel d'oxydo-réduction final	70
Figure 74 : Abattement de la DCO selon la différence de potentiel d'oxydo-réduction	70
Figure 75 : Connexion optimal des électrodes	73
Figure 76 : Branchement mono polaire en parallèle	73
Figure 77 : écoulement dans le module d'électrofloculation au Markstein	73
Figure 78 : Agencement et dimensions des électrodes en barre	74
Figure 79 : Fonctionnement de l'électrofloculation avec flottation	74

Liste des tableaux

Tableau 1 : Données de dimensionnement hydraulique.....	32
Tableau 2 : Données de dimensionnement en ce qui concerne la pollution	32
Tableau 3 : Objectifs de traitement à atteindre	32
Tableau 4 : Concentrations d'entrées et de sorties mesurées à différentes dates.....	43
Tableau 5 : Charge reçue et taux de charges observés à différentes dates	43
Tableau 6 : Rendements observés à différentes dates	44
Tableau 7 : Concentration à chaque étape du process (source : Rapport LOREAT).....	44
Tableau 8 : Taux de charges selon le jour de mesure (source : Rapport LOREAT)	45
Tableau 9 : Rendements épuratoires selon le jour de mesure (source : Rapport LOREAT)	45
Tableau 10 : Performances des différents organes de la STEP (1 ^{er} jour) (source : Rapport LOREAT)	45
Tableau 11 : Calcul du taux d'eaux claires parasites (source : Rapport LOREAT).....	46
Tableau 12: Valeurs testées pour les paramètres à faire varier	49
Tableau 13 : Paramètres à contrôler selon le type d'expérience	53
Tableau 14 : Synthèse des performances épuratoires selon les deux types d'électrodes testés	67
Tableau 15 : Ensemble des résultats recueilli pour l'essai d'utilisation des polymères d'origine naturel	104

Liste des sigles et abréviations

CCRG : Communauté de Commune de la Région de Guebwiller

DCE : Dossier de consultation des entreprises

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DBO5 : Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours

ENGEES : Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg

ECP : Eaux claires parasites

EF / EC : ElectroFloculation / ElectroCoagulation

EP : Eaux pluviales

EH : Equivalent Habitant

ENH : Electrode Normale Hydrogène

FPP : Filtre presse à plateaux

FIP : Pompe à impulseur flexible

GRAIE : Groupe de Recherche Rhône Alpes sur les Infrastructures et l'Eau

LEE : Laboratoire d'Etudes des Eaux

LOREAT : Lorraine Eau Assistance Technique

MES : Matières en Suspensions

NGL : Azote GLobale

NTK : Azote Khedjal

NTU : Nephelemetric Turbidity Unit

PRO : Projet

pH : Potentiel Hydrogène

Pt : Phosphore total

SATESE : Service d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Épurations

SMMGB : Syndicat mixte d'aménagement du Massif du Markstein-Grand-Ballon

STEP / STEU : STation d'EPuration/Station de Traitement des Eaux Usées

ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique

ZRV : Zone de Rejets Végétalisée

Glossaire

Autosurveillance : Dispositif d'exploitation d'un système d'assainissement consistant pour l'exploitant à enregistrer lui-même les paramètres nécessaires au suivi et au contrôle de la station afin de les transmettre aux autorités compétentes.

Anode / Cathode : en électrolyse l'anode est l'électrode reliée à la borne positive du générateur et la cathode est l'électrode reliée à la borne négative. Dans le cas général, les réactions d'oxydations se déroulent à l'anode (émission d'électrons) et celles de réductions à la cathode (absorption d'électrons).

Anion / Cation : Un anion est un ion chargé négativement et un cation est un ion chargé positivement

Bactéricide : Qui tue les bactéries

Boue : matière constituée d'un mélange d'eau et de matière en suspension

Colloïde / Suspension colloïdale : matière en suspension très fine généralement chargée négativement à sa surface et qui reste en suspension dans le milieu liquide par répulsions mutuelles des colloïdes.

Eau usée domestique / Eau résiduaire urbaine : ce sont les eaux usées qui correspondent aux eaux vannes (toilettes) et des eaux ménagères (cuisines, salles de bains et appareils ménagers).

Eau claire parasite : Ce terme désigne l'eau propre contenu dans le sol et qui entre dans les réseaux d'assainissement par des interstices et les jointures.

Effluent : Ce terme englobe tous rejets liquides véhiculant une certaine charge polluante.

Equivalent habitant : Cela représente la production en pollution moyenne pour un habitant. Elle est fixée à 60g de DBO₅ par la directive européenne et est utilisé la plupart du temps.

DBO₅ : la Demande Biochimique en Oxygène représente la quantité d'oxygène nécessaire aux bactéries pour dégrader les matières organiques dans une eau polluée. L'oxygène consommé se mesure après 5 jours.

DCO : la Demande Chimique en Oxygène est la quantité d'oxygène nécessaire à la transformation par voie chimique des matières organiques et éventuellement de la matière minérale.

MES : cela correspond à la quantité de matière présente sous forme particulaire dans une eau. Les matières en suspensions dans une eau peuvent être d'origine naturelle (précipitations) ou lié aux rejets humains et industriels.

NTK : l'Azote Kjeldahl est une représentation de la quantité d'azote totale contenue dans une eau selon la méthode de Kjeldahl.

Rendement / Abattement : C'est la proportion de pollution qui a pu être éliminée suite à un traitement.

Introduction

Les traitements biologiques de type boue activée sont très répandus et ont démontrés depuis de nombreuses années leur efficacité. Si ces procédés sont parfaitement adaptés à des contextes urbains concentrés, ce n'est pas le cas dans un contexte de forte variabilité de la charge entrante. En effet les procédés biologiques ont besoin d'être alimentés en matière organique et en nutriments et nécessitent du temps pour le développement de leur faune bactérienne. Ce type de contexte se retrouve notamment au Markstein, une station de touristique (notamment de sports d'hiver) du massif Vosgien, de manière assez prononcée. Dans les faits, la population permanente de la station représente une quinzaine d'habitants tandis qu'en haute saison hivernale ou estivale, la population sur le site peut atteindre 600 en l'espace d'une journée.

Depuis février 2017, la station du Markstein est équipée d'une nouvelle station de traitement des eaux usées utilisant un procédé innovant et peu répandu : l'électrofloculation. Cette station d'épuration est la première dans son genre en France en ce qui concerne le traitement d'effluents urbains domestiques et présente des résultats encourageants. Historiquement, ce procédé est plutôt utilisé dans le domaine industriel pour des effluents fortement chargés en matière organique (effluents d'abattoirs) (NAJE et al, 2013) ou en pollution dissoute, notamment métallique (effluents de l'industrie textile type tannerie) (ZONGO, 2009 ; NAJE et al, 2013).

Cette étude vise à décrire cette station d'épuration et par le fait, le principal procédé qu'elle utilise, afin d'en ressortir ses principaux avantages et inconvénients, d'en déduire des pistes d'améliorations et d'imaginer les différentes applications possibles. Cette étude est également l'occasion de porter à connaissance ce procédé encore méconnu en s'appuyant sur un cas réel d'où on peut en extraire un certain retour d'expérience.

1. Contexte de l'étude

1.1. La structure d'accueil : BEREST Rhin-Rhône

Cette étude est effectuée au sein de BEREST Rhin Rhône, filiale du groupe BEREST. C'est un bureau d'étude régional implanté principalement sur le grand quart nord-est de la France (Grand Est et Bourgogne-Franche-Comté) avec huit implantations réparties sur ce territoire et comptant plus d'une centaine de collaborateurs. C'est un bureau d'étude très polyvalent qui exerce ses compétences dans les domaines de l'assainissement, de l'eau potable, du traitement des déchets, de la voirie et des réseaux divers entre autres.

1.2. Contexte et historique

La station d'épuration étudiée est située en aval de la station touristique du Markstein (68). Ce site a la particularité d'accueillir environ 19 personnes durant toute l'année hors périodes de vacances. En effet, la population sur site peut atteindre 600 durant les périodes de forte affluence touristique, notamment en hiver. Cette brusque augmentation de la population est une des composantes importantes du contexte qui caractérise cette étude.

Avant la création de la station actuelle en 2016, les effluents de la station de sports d'hiver étaient traités par une station physico-chimique (coagulation-floculation) implantée à proximité d'un centre de vacances abandonné plusieurs années avant. Cette station datait de 1979 et avait une capacité nominale de 2000 EH. Elle était fortement dégradée et peu adaptée, si bien que celle-ci ne parvenait pas à remplir sa tâche convenablement. En effet, il a été constaté des dépôts de fer (couleur rouille) ainsi que de la mousse aux abords du point de rejet. Cela est révélateur d'un surdosage en chlorure ferrique et en polymères. C'est pourquoi le SMMGB (Syndicat Mixte pour l'aménagement du Massif du Markstein-Grand Ballon) a mandaté BEREST pour la création d'une nouvelle station de traitement des eaux usée (STEU).

BEREST a alors réalisé un dossier au niveau PRO (Projet) en janvier 2013 dans lequel il est notamment décrit les traitements envisageables dans le contexte dans lequel évoluera la future STEP. Les principaux types de traitement des ERU sont :

- Traitement Biologique

Dans ce contexte, les traitements biologiques sont très mal adaptés car la charge entrante sera de 19 EH toute l'année hors période hivernale où la charge peut aller jusqu'à 300 voire 600 en projection futur. En effet, le temps pour que la population bactériologique croisse suffisamment pour traiter l'afflux dû aux touristes, la pollution sera peu traitée. D'autant que les températures en périodes hivernales sont très fraîches au Markstein, ce qui ralentit d'autant plus la cinétique biologique.

- Traitement Physico-chimique

Cela correspond à la station actuelle qui ne répond pas aux exigences. C'est également un problème de gestion des boues, de coût d'exploitation liés aux réactifs et de fiabilité aux très faibles charges.

- Infiltration / Percolation

Elle doit être impérativement aérée et est donc sensible au gel. Il y a nécessité d'enterrer ce type d'installation ce qui rend difficile l'aération.

- « Mécanique » (Prétraitement, floculation, filtration)

Cette solution est a priori retenue par BEREST car elle a l'avantage de ne pas être dépendante des variations de débit et de charge (seule la dose de flocculant est à adapter à la charge). De plus, peu de connaissances théoriques sont requises pour l'exploitation de ce type d'installation. La gestion des boues est également simplifiée puisqu'il s'agirait de boues égouttées pouvant être admises dans un digesteur de la Communauté de Commune de Gebwiller (proche du Markstein).

BEREST a lancé le dossier de consultation des entreprises (DCE) en novembre 2013. Trois candidatures ont été reçues. Deux offres proposent des traitements physico-chimiques classiques (comme la station existante) et une offre propose une solution technique innovante : l'électrofloculation. C'est celle d'un groupement d'entreprises composé de trois co-traitants : IDEASOL qui se charge des équipements de la STEP (hors électrofloculateur), PEDUZZI Bâtiment pour la partie gros œuvre et génie civil et AMP pour la partie électrofloculation. C'est cette offre qui a été retenue par le maître d'ouvrage selon les critères de l'appel d'offre.

Ce sont les différents avantages du procédé dans ce contexte particulier qui ont menés le maître d'ouvrage et le maître d'œuvre à préférer cette offre à celles des deux autres candidatures (qui étaient en décalage avec le contexte et ne répondaient pas aux exigences de la police de l'eau).

Pour mieux comprendre les avantages et limites de l'électrofloculation, une étude approfondie de son fonctionnement et des différents paramètres qui régissent ses performances a été menée.

Cette étude théorique devra également permettre de proposer des améliorations du process en place au Markstein. En effet, celui-ci pose actuellement quelques problèmes d'exploitation et de pilotage.

2. Présentation du procédé

Cette partie théorique de l'étude est menée en plusieurs points. Tout d'abord, une section aborde des connaissances prérequis pour la compréhension de la suite. Après, une synthèse bibliographique sur l'électrofloculation et autres phénomènes l'accompagnant est proposé. L'ensemble des données théoriques permettant de mieux comprendre les phénomènes utilisés par ce procédé y sont rassemblées dans cette synthèse. Pour finir l'électrofloculation est comparée avec la méthode de coagulation-floculation chimique classique ce qui permet d'extraire les principaux avantages qui lui sont propre.

2.1. Prérequis

La plupart des connaissances théoriques abordées dans cette partie sont issues d'un ouvrage technique « Memento technique de l'eau » rédigé par l'entreprise Degrémont. Cet ouvrage aborde de façon très complète tout ce qui se rapporte au traitement de l'eau.

2.1.1. Conditionnement des effluents

Coagulation-floculation

L'eau peut contenir des composés de plusieurs types :

- Les matières en suspension sous forme de particules visibles à l'œil nu pouvant être de nature minérale (sable, limon) ou organique (plancton, bactéries) ou des matières colloïdales (taille inférieur à $1 \mu\text{m}$). Ces dernières sont également des particules mais qui décantent très lentement. Par exemple, le lait est une suspension de matière colloïdale blanche dans de l'eau. Ces deux types de matières sont responsables de la turbidité d'une eau.
- Les matières dissoutes qui sont généralement des ions et parfois des gaz, forment des particules de l'ordre du nanomètre.

La coagulation-floculation est un type de procédé destiné à faciliter le traitement de la pollution sous forme particulaire (MES). Le traitement en lui-même étant réalisé via une étape supplémentaire de séparation solide/liquide (par exemple par décantation).

Malgré tout, la cible principale reste les matières colloïdales car la matière de plus grande taille est facilement séparable sans utiliser ce procédé.

En effet d'après la loi de Stokes, un sable met environ 10 secondes à décanter sur une colonne d'eau de 1 m tandis qu'un colloïde peut mettre entre 2 et 200 ans.

Cette incapacité à décanter est due à la relative égalité entre la force d'attraction de Van der Waals et la force répulsive électrostatique pour des particules dans cette gamme de taille. Ce phénomène est représenté dans la figure 1 ci-dessous.

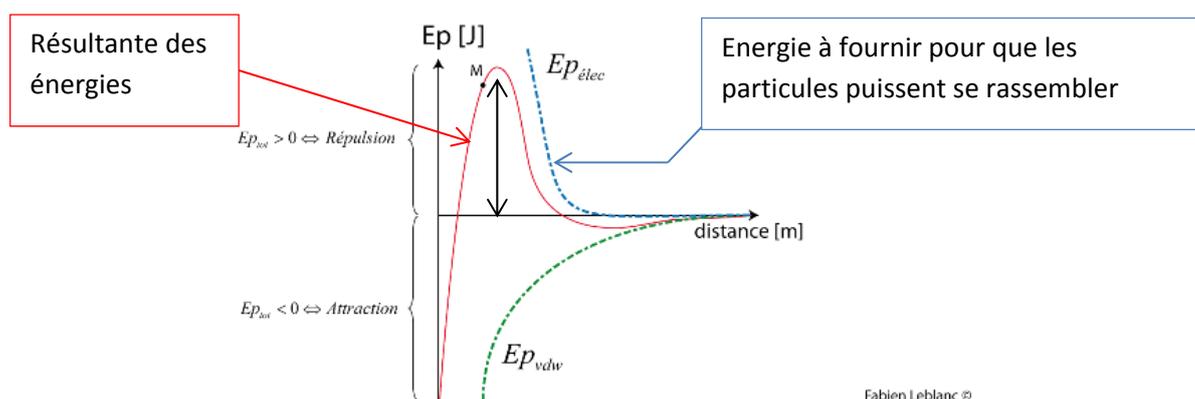


Figure 1 : Stabilité des particules colloïdales (source : technique.eau.free.fr)

En effet la figure 1 montre que lorsque la distance entre deux particules se réduit, il faut fournir une certaine quantité d'énergie aux particules pour franchir une barrière et permettre que les forces d'attractions de Van der Waals l'emportent. Pour fournir cette énergie, il faut réduire les forces répulsives électrostatiques.

Les colloïdes présents dans l'eau usée sont la plupart du temps chargés négativement en surface. Ainsi des ions chargés positivement suffiraient à neutraliser ces charges en formant une couche autour des colloïdes. Selon Stern, il s'agirait plutôt d'une double couche d'ions, une adhérente au floc et l'autre plus diffuse et distante. Dans sa théorie, Stern met en évidence deux potentiels, E qui est le potentiel à la surface du colloïde et Z (ou Zeta) qui est le potentiel à la surface du plan de cisaillement. La coagulation est l'action d'annuler ce potentiel Zeta et permet la déstabilisation de la suspension colloïdale.

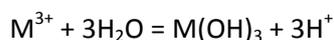
La deuxième étape est la floculation. Il s'agit de l'action de formation de floccs par agglomération de plusieurs particules. Cette étape n'est possible que par la déstabilisation préalable des suspensions colloïdales.

D'abord il y a formation de micro-floccs grâce à la diffusion brownienne (agitation naturelle des molécules du fait de la température). Ce phénomène n'est efficace que sur de petites particules.

Les micro-floccs ainsi créés peuvent alors se rassembler pour former de plus gros floccs. Cela n'est possible que sous l'effet d'un gradient de vitesse. Celui-ci dépend du régime hydraulique qui règne dans le milieu. Plus le gradient est important, plus il y a de floccs volumineux, sauf qu'à partir d'un certain gradient les contraintes de cisaillement sont trop élevées, ce qui casse les floccs.

La coagulation est effectuée grâce à l'ajout de cations. Selon la théorie de Schulze Hardy, un ion trivalent est 10 fois plus efficace qu'un ion divalent. Ainsi les réactifs de coagulation sont des sels de fer ou d'aluminium comme par exemple du chlorure de fer qui se dissout de cette façon: $\text{FeCl}_3 \rightarrow \text{Fe}^{3+} + 3\text{Cl}^-$ ou du sulfate d'aluminium qui se dissout comme ceci : $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \rightarrow 2\text{Al}^{3+} + 3\text{SO}_4^{2-}$

Ces ions ainsi introduits forment des hydroxydes métalliques selon cette équation :



Avec M une espèce chimique métallique produisant des ions trivalents.

Les hydroxydes ferriques produits sont des solides facilement décantables, ainsi cela va créer une quantité de boue beaucoup plus importante.

Certains réactifs facilitent la floculation par la formation de gros floccs, solides et qui décantent rapidement. Ces produits sont des flocculants, ils peuvent être minéraux (silice activée) ou organiques (amidon) ou de synthèse. Ces produits sont composés de grosses molécules qui permettent de faire le lien entre les micro-floccs pour en former de plus gros et faciliter la décantation.

Electrolyse : Electrofloculation / Electrocoagulation

Une électrolyse est l'action de plonger des électrodes dans le fluide et de les soumettre à une différence de potentiel pour créer un courant qui va transiter d'une électrode à l'autre en passant par le liquide par l'intermédiaire des ions contenus dans celui-ci. Cet apport en électrons provoque une oxydation à l'anode et une réduction à la cathode. Un des cas particuliers de l'électrolyse est l'électrofloculation (ou électrocoagulation) dans lequel l'objectif est de dissoudre des ions métalliques de fer ou d'aluminium (provenant des électrodes) afin de favoriser la formation de floccs et leur décantation. C'est ce procédé qui est le sujet principal de ce mémoire. Une synthèse bibliographique lui est particulièrement dédiée par la suite.

Adsorption

L'adsorption est un phénomène d'agglomération de particules qui concerne certains types de matériaux. Ces matériaux ont une capacité particulière à retenir à leur surface des molécules.

Cette capacité d'adsorption dépend de plusieurs facteurs. D'une part, elle dépend de la surface spécifique qui est le rapport de surface réelle (développée) d'une particule et de son volume. Ainsi, plus la surface spécifique d'une particule est importante, plus elle va avoir de possibilité d'adsorber des autres molécules. Le charbon actif et les hydroxydes métalliques (produit en électrofloculation ou en coagulation/floculation) sont de bons adsorbants de ce point de vue.

D'autre part, la capacité d'adsorption dépend également de la nature de la liaison qui lie les deux particules. Par exemple, les molécules aromatiques ont une bonne affinité avec les molécules de charbon actif tandis que les molécules polaires non-aromatiques n'en ont pas.

Les forces d'attractions en jeux à ce niveau sont des forces de Van der Waals et électrostatique.

Oxydation-réduction

Les réactions d'oxydo-réduction sont des réactions chimiques qui a pour base l'échange d'électrons. Est dit réducteur une espèce chimique qui cède des électrons lors d'une réaction. Est dit oxydant une espèce chimique qui capte des électrons lors d'une réaction. Cependant, mis à part l'oxygène (oxydant) et l'hydrogène (réducteur) aucune espèce chimique n'est oxydante ou réductrice de manière absolue. En réalité cela dépend du potentiel d'oxydo-réduction de chaque couple dont les espèces chimiques en place dépendent. Par exemple, A et B sont deux espèces chimiques présentes en solution, si l'espèce A a un potentiel supérieur à celui de l'espèce B, alors l'espèce A oxydera B. A devient oxydant de B et B réducteur de A. En revanche, si une espèce C a un potentiel supérieur à celui de A, alors C devient l'oxydant de A et A le réducteur de C.

Le potentiel d'oxydo-réduction d'un couple est calculé selon cette équation :

$$E_0 = E_0^0 + \frac{RT}{nF} \log\left(\frac{A_{ox}}{A_{red}}\right)$$

Avec : E_0 : potentiel d'oxydo-réduction

E_0^0 : potentiel d'oxydo-réduction dans des conditions standards

R : constante des gaz parfaits

F : constante de Faraday

T : température absolue

n : nombre d'électrons mis en jeu dans la réaction

A_{ox} : activité de l'espèce oxydante

A_{red} : activité de l'espèce réductrice

Le potentiel d'oxydo-réduction est obtenu en V avec l'utilisation des unités SI mais il peut être aussi exprimé en mV.

Il existe des tables qui répertorient les potentiels d'oxydo-réduction en conditions standards de nombreuses espèces chimiques.

Le potentiel d'oxydo-réduction peut être mesuré à l'aide d'une sonde, qu'elle soit en calomel saturé de KCl ou en platine. La seule différence est la valeur qu'il faut ajouter à la valeur lue pour obtenir le potentiel d'oxydo-réduction en V/ENH (électrode normal hydrogène), unité qui permet de comparer les potentiels entre eux sans nécessité d'utiliser le même type de sonde.

On considère un système composé des quatre espèces composant deux couples d'oxydo-réduction. La réaction en jeu est :



Avec les couples d'oxydo-réduction Ox1/Red1 et Ox2/Red2 et a et b les coefficients stœchiométriques.

Le potentiel E lu à partir d'une sonde dans ce système est caractérisé selon cette équation :

$$E = \frac{bE_1 + aE_2}{a + b}$$

Avec E₁ le potentiel lié au couple Ox1/Red1 et E₂ le potentiel lié au couple Ox2/Red2

Un potentiel d'oxydo-réduction mesuré élevé révèle donc d'un système plutôt oxydant tandis qu'un potentiel faible est révélateur d'un système plutôt réducteur.

Pour donner un ordre d'idée, un potentiel en dessous de 40mV révèle un milieu plutôt réducteur tandis qu'un potentiel supérieur à 300mV révèle un milieu anormalement oxydant.

Pour le traitement des eaux usées, les réactions d'oxydo-réduction sont intéressantes pour faire changer d'état certaines espèces chimiques ou pour dissocier certaines longues molécules comme les phénols ou des molécules médicamenteuses. D'ailleurs, dans la plupart des applications le but est d'oxyder des polluants et non de les réduire. Ainsi les substances ajoutées sont souvent des oxydants forts.

Les oxydants les plus forts sont le peroxyde d'hydrogène H₂O₂ (produit dans certaine condition en électrofloculation), l'ozone O₃ et les radicaux hydroxyles OH⁰

2.1.2. Séparation solide/liquide

Décantation

La décantation est une technique de séparation de la phase solide et liquide : les solides de masse volumiques supérieure à celle de l'eau chuteront automatiquement, et l'eau en surface se retrouve sans solide. Cette partie supérieure de l'eau dans un décanteur est appelée surnageant.

Cette méthode de séparation est la plus répandue car elle est la plus simple à mettre en place.

La théorie décrit la décantation pour deux types de particules différentes : les particules grenues (de tailles bien définies) et les particules plus ou moins floculées (de tailles toutes différentes). Dans le cas du traitement de l'eau, le cas le plus réel est le deuxième. Cependant, le premier cas est celui qui est décrit le plus simplement par des équations, il peut être utilisé en première approximation.

Les équations qui représentent le phénomène de décantation de particules grenues sont les suivantes :

La particule est soumise à deux forces :

$$F_T = \frac{C_s(\rho_l v^2)}{2}$$

$$F_M = (\rho_s - \rho_l)gV$$

Avec : ρ_l, ρ_s : la masse volumique du fluide et du solide

V : vitesse de décantation de la particule

g : accélération de pesanteur

s, v : la surface et le volume de la particule

F_T, F_M : Force de trainée (viscosité et inertie) et Force motrice (pesanteur)

C : Coefficient de trainée

Ces deux forces se compensent rapidement, il en résulte une vitesse de chute constante :

$$V_0^2 = \frac{4(\rho_s - \rho_l)gd}{3 C \rho_l}$$

Avec : d : le diamètre de la particule grenue

$$C = aRe^{-n}$$

Avec $Re = \frac{\rho_l V d}{\eta}$ le nombre de Reynold

η : la viscosité dynamique du fluide

a, n des constante dépendantes du régime de l'écoulement (du Reynold)

En régime laminaire la loi de Stokes donne : $V_0 = \frac{g}{18\eta}(\rho_s - \rho_l)d^2$

C'est cette loi qui est utilisée la plupart du temps pour décrire la sédimentation dans les décanteurs.

Il y a deux types de décantation : la décantation à flux vertical et celle à flux horizontal. En flux vertical, les particules ayant une vitesse de chute supérieure à la vitesse ascensionnelle du fluide sont retenues. En flux horizontal les particules sont retenues si $\frac{V_0}{H} > \frac{V_1}{L} = \frac{Q}{HL}$ pour un décanteur de hauteur H , de largeur l , de longueur L et avec un débit Q et dont la vitesse horizontale de l'écoulement est V_1 .

Ci-dessous sur la figure 2 représente le comportement différent des particules en fonction de leur caractère grenu ou floculé.

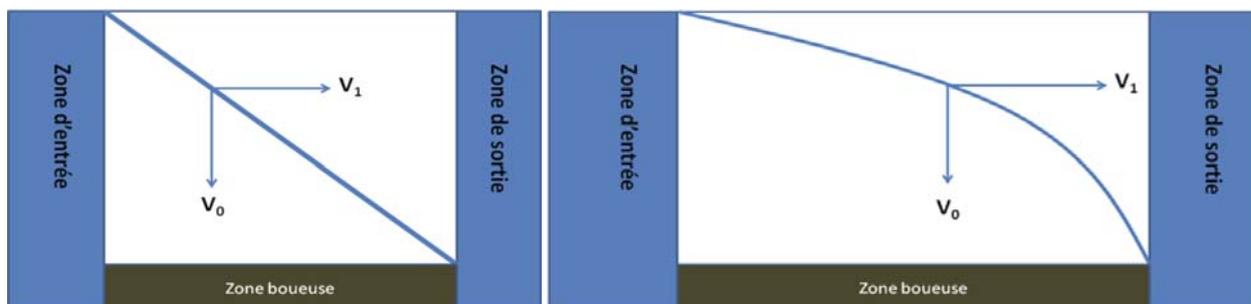


Figure 2 : Décantation des particules grenues à gauche ; Décantation des particules floculées à droite (source : docplayer.fr/la clarification processus élémentaires du génie physico-chimique du traitement de l'eau)

Avec V_1 la vitesse horizontale de l'écoulement et V_0 la vitesse de sédimentation.

Il est possible de décrire le comportement des particules floculées avec des observations. En effet, si on réalise une décantation en piston dans un tube pouvant contenir au moins 1L et que l'on relève la hauteur de l'interface boue/liquide clarifiée au cours du temps, on peut observer plusieurs phases comme cela est décrit sur une courbe de Kynch (voir figure 3).

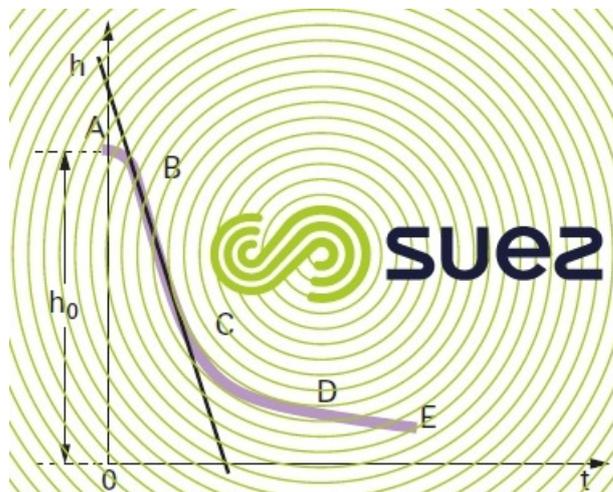


Figure 3 : Courbe de Kynch (source : suezwaterhandbook.fr)

La phase AB est la phase de coalescence des flocons, cette phase n'est pas toujours distinguable.

La phase BC est une phase de chute constante selon une vitesse V_0 avec V_0 le coefficient directeur de la droite (BC). Cette vitesse est dépendante de la concentration initiale en MES C_0 .

La phase CD correspond au ralentissement de la vitesse de chute des particules à l'interface boue/liquide clarifiée.

La phase DE correspond à la phase où les flocons se compriment.

On peut utiliser la courbe de Kynch pour en déduire l'indice de Mohlman $I_M = \frac{V}{M}$ qui est un paramètre qui caractérise les boues avec : V le volume de boue après 30 minutes de décantation (ml) et M les MES contenu dans ce volume (g).

En effet, en se référant à la hauteur de l'interface après 30 minutes de décantation, on peut calculer le volume de boue V à cet instant et connaissant la concentration en MES de l'eau non décantée, on peut en déduire M. Les boues ayant de bonnes capacités de décantation ont un indice de Mohlman entre 50 et 100 ml/g

La mise en place de lamelles inclinées dans le décanteur permet d'améliorer les performances de décantation car cela multiplie les interfaces de séparation solide/liquide et empêche le phénomène de compression qui ralentit la décantation. En bref, cela permet d'augmenter artificiellement la surface de décantation qui est le paramètre de dimensionnement d'un décanteur.

Flottation

La flottation est la technique opposée à la décantation. C'est également une technique de séparation solide/liquide mais qui s'applique dans le cas de particules dont la masse volumique serait inférieure à celle du liquide.

La masse volumique de la particule peut être naturellement moins importante que celle du liquide mais elle peut l'être également de façon artificielle. Cela est possible grâce à l'adsorption de bulles de gaz (comme du dihydrogène ou de l'air) à la surface des particules, ce qui diminue la masse volumique du complexe particule/gaz et permet sa flottation.

La vitesse ascensionnelle d'une bulle de gaz est donnée par l'équation de Stokes au même titre que les particules grenues vues précédemment (voir 2.1.2)

Plus la masse volumique du gaz est faible et plus les bulles sont grosses, plus la vitesse de flottation est élevée.

Néanmoins il est préférable que les bulles de gaz soient petites car cela permet une meilleure répartition, augmente les chances de rencontre entre le gaz et les particules et évite de créer trop de turbulence qui pourrait casser les floc.

Le volume de gaz V_g permettant de faire flotter une particule de masse S et de masse volumique ρ_s est donné par cette relation :

$$\frac{V_g}{S} = \frac{\rho_s - \rho_g}{\rho_l - \rho_g} \times \frac{1}{\rho_g}$$

Avec ρ_l, ρ_g : la masse volumique du liquide et du gaz

Filtration

La filtration est une autre méthode de séparation solide/liquide. L'eau chargée en boue passe au travers d'un milieu poreux, les particules de tailles plus élevées que la taille des pores restent piégées tandis que le reste (le filtrat) continue le fil de l'eau.

La vitesse de filtration d'une eau est décrite par la loi de Darcy qui est la suivante :

$$V = \frac{K \Delta P}{\eta \Delta H} = \frac{1}{R\eta} \frac{\Delta P}{\Delta H}$$

Avec : V : vitesse de filtration

K : perméabilité de la couche filtrante

ΔP : pertes de charges à travers la couche filtrante

ΔH : la hauteur de la couche filtrante

η : la viscosité dynamique du fluide

R : la résistance à la filtration de la couche filtrante

La perte de charge est composée de la résistance liée au matériau de filtration en lui-même ainsi qu'à la couche de boue qui s'accumule au-dessus de la couche de filtration (colmatage)

Les particules sont retenues sur le filtre de par leur taille plus grosse que la taille des mailles et se fixent à la surface du matériau filtrant grâce à des coincements/cohésions ou grâce à des forces d'adsorption de Van der Waals. Ces particules peuvent être détachées du matériau filtrant à cause de l'augmentation de la vitesse d'écoulement à l'interface du filtre du fait de la présence de plus en plus de particules, réduisant la section de passage du fluide. Cette vitesse grandissante peut permettre de détacher des particules et de les emporter avec le filtrat.

2.2. Synthèse bibliographique

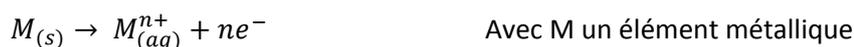
2.2.1. Historique de l'électrofloculation

Des méthodes de traitement de l'eau utilisant un courant électrique ont été expérimentées dès la fin du XIX^{ème} siècle (Londres). Un brevet d'épuration d'eau usée par électrolyse avec anode sacrificielle a été déposé par J.T Harries en 1909 aux USA. En 1940, une coagulatrice électronique a été réalisée avec des électrodes en aluminium. Un dispositif similaire a été mis au point en Grande-Bretagne en 1954. Cependant ces méthodes se sont peu développées en raison des coûts d'investissements importants et d'une mauvaise connaissance des avantages à l'époque. (AOUDJEHANNE et al, 2010 ; ZONGO, 2009)

En outre, ces techniques connaissent un nouvel essor du fait de la réduction des coûts d'investissements et d'exploitations mais surtout grâce au fait que ces techniques sont capables d'éliminer un large éventail de polluants allant des métaux lourds (OSIPENKO et al., 1977 ; NAJE et al, 2013) aux solides en suspension (MATTESON et al., 1995) en passant par les produits pétroliers (AMOSOV et al., 1976), les huiles (NAJE et al, 2013 ; AOUDJEHANNE et al, 2010) et les médicaments (ENSANO et al, 2017)

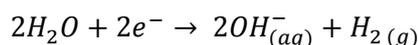
2.2.2. Fonctionnement

L'électrofloculation, aussi appelé électrocoagulation est un procédé électrochimique de traitement des eaux usées, jusqu'ici majoritairement industrielles. Ce procédé est une électrolyse qui a pour but de créer des ions métalliques par principe des anodes solubles selon cette équation :



Ces ions métalliques jouent le rôle de coagulant/floculant selon la théorie exposée dans les prérequis. Généralement, les métaux utilisés pour les électrodes sont l'aluminium et le fer, car ils créent naturellement des ions trivalent, plus performants dans leur rôle de coagulant comme le montre la relation de Schulze-Hardy : $C = K \times z^{-6}$ avec C la demande en réactif, z la valence et K un coefficient de proportionnalité (ZONGO, 2009)

Tandis qu'à l'anode, les cations métalliques sont formés, à la cathode l'eau est dissociée pour former des ions hydroxydes et des bulles d'hydrogène. Cette réaction est la suivante :



Le dihydrogène produit fait flotter les floccs par adsorption.

Le champ électrique formé par les électrodes met en place un phénomène d'électrophorèse (BENSAID, 2009). Ce phénomène est le déplacement d'ions sous l'effet d'un champ électrique. Ce qui permet aux ions de mieux se rencontrer. En effet, les cations sont formés à l'anode et sont attirés par la cathode, et les anions sont formés à la cathode et sont attirés par l'anode.

Ainsi les cations métalliques ($Fe^{2+/3+}/Al^{3+}$) s'associent avec les ions hydroxydes OH^{-} pour former des hydroxydes métalliques selon ces réactions :



Les hydroxydes métalliques ainsi produits sont le siège d'adsorption de nombreux polluants pour former des floccs.

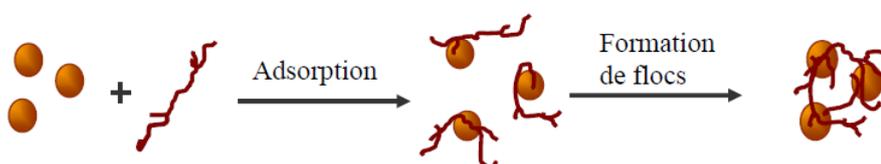
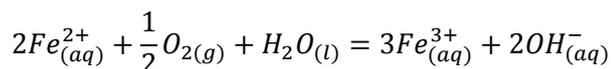


Figure 4 : Formation de floccs par adsorption (source : ZONGO, 2009)

Selon Zongo, Chatuverdi et Kurt et al, c'est l'ion ferreux Fe^{2+} qui est créé par dissolution de l'électrode et la présence d'ions ferriques s'explique par cette réaction en milieu oxygéné :



La figure ci-dessous résume le processus de traitement par électroflocculation :

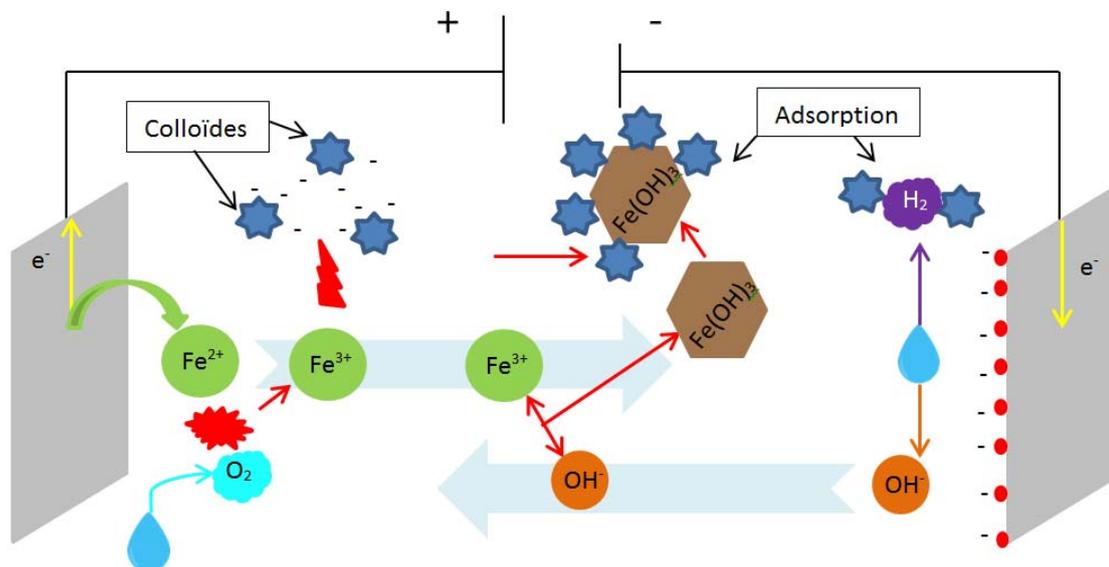


Figure 5 : Processus de traitement par électroflocculation dans le cas d'électrodes en fer

2.2.3. Approfondissement

Il est préférable d'utiliser un procédé de récupération des boues par flottation dans le cas de l'aluminium tandis qu'il est plus efficace d'utiliser la décantation dans le cas du fer (BENSAID, 2009). C'est principalement dû à la différence de masse volumique entre les deux éléments.

En théorie, les ions hydroxydes produits à la cathode se complexent tous avec des ions métalliques. Cependant, selon Kurt et al (voir figure 6), il y a augmentation du pH au cours du traitement car tous les ions hydroxydes ne parviennent pas à rencontrer de cations.

Toujours selon Kurt et al, le potentiel d'oxydo-réduction diminue ce qui signifie que le milieu est de plus en plus réduit (voir figure 7)

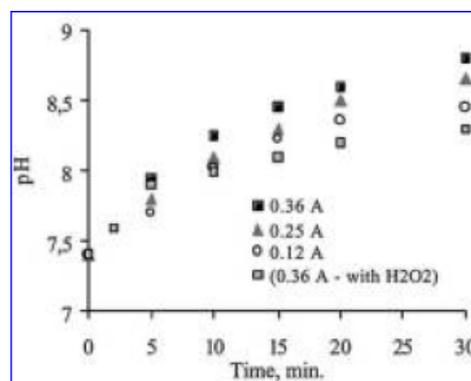


Figure 6 : évolution du pH au cours du traitement (source : KURT et al, 2008)

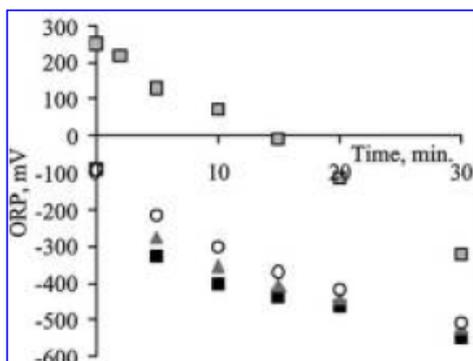


Figure 7 : évolution du potentiel d'oxydo-réduction au cours du traitement (source : KURT et al, 2008)

Zongo quant à lui insiste sur l'importance de l'agitation dans le processus de flocculation car elle permet d'homogénéiser l'effluent et également de le dégazer dans le cas d'une décantation. En effet, la flocculation se déroule en trois temps distincts :

- Flocculation rapide due aux mouvements browniens (2.1.1)
- Flocculation lente par agitation et rencontre de molécules
- Flocculation par entrainement qui se produit lorsque de gros floccs tombent sur des petits et les entraînent.

Dans une électrolyse la quantité d'ions métalliques créée est proportionnelle à la quantité d'électrons qui sont entrés en jeu durant le traitement. L'efficacité de la coagulation est dépendante de la quantité de cations créés.

Ainsi l'efficacité de l'électrofloculation dépend principalement de la quantité d'électrons qui a pu transiter entre les électrodes. Cette quantité dépend de plusieurs paramètres :

- Le flux d'électrons envoyé par unité de temps (Intensité)
- La résistance du milieu
- Le temps de réaction

La résistance du milieu est obtenue grâce à cette relation (ZONGO, 2009) :

$$R_s = \frac{d}{A \cdot \kappa}$$

Avec R_s , la résistance du milieu, d la distance entre les électrodes, A la surface géométrique, et κ la conductivité du milieu.

Comme l'a montré Bensaid (voir figure 8), l'intensité est proportionnelle à la tension pour une installation et un milieu donné. Ainsi la tension est également un facteur qui influence (indirectement) la quantité d'électrons.

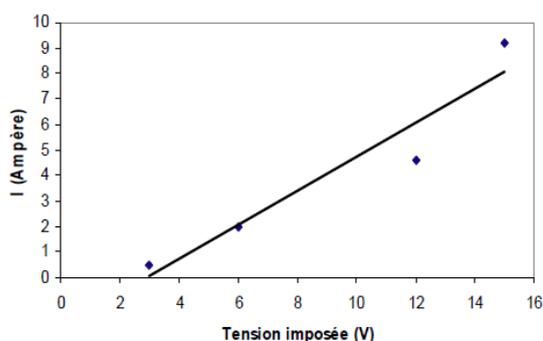


Figure 8 : évolution de l'intensité selon la tension (source : BENSaid, 2009)

La loi de Faraday montre également quels sont les facteurs de la création d'ions par électrolyse :

$$m = \frac{I \cdot \Delta t \cdot M}{v_e \cdot F}$$

Avec m la masse créée, I l'intensité, Δt le temps de réaction, M la masse molaire de l'ion, v_e la valence de l'ion et F la constante de Faraday.

Ainsi, les paramètres importants qui influent sur l'efficacité du traitement sont :

- Tension / Intensité
- Ecartement des électrodes
- Temps de séjour
- Conductivité

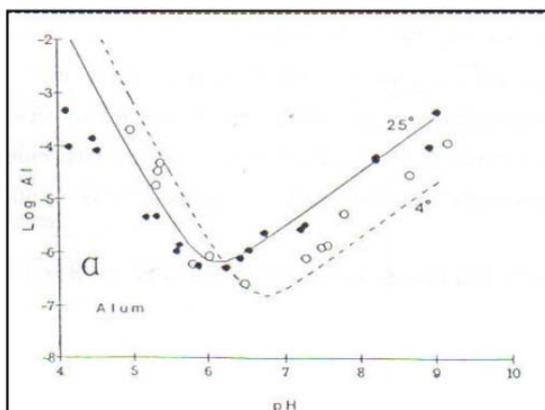


Figure 9 : Quantité d'aluminium selon le pH (source : BENSaid)

D'autre part, Bensaid et Bennajah ont montré l'influence du pH du fait de la différence de prédominance des espèces chimiques selon le pH (voir figure 9 et figure 1). En effet la quantité d'espèces métalliques dissoutes et leur nature sont différentes selon le pH. C'est un paramètre également important dans l'efficacité du traitement par électrofloculation.

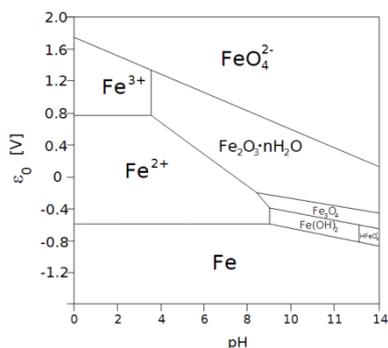


Figure 10 : Diagramme de Pourbaix du fer (source : wikipedia.org)

A pH très faible (3), il y a également création de radicaux de peroxyde d'hydrogène et de radicaux hydroxyles (électrodes en fer) par réaction de Fenton :

$$M^{n+} + H_2O_2 \rightarrow OH^- + \bullet OH + M^{(n+1)+}$$

Ce sont des espèces très oxydantes capables de réagir avec de nombreux polluants notamment des médicaments (ENSANO, 2017).

Selon Bennajah, l'utilisation de NaCl est bénéfique pour la consommation d'énergie (voir 2.2.4) mais également du côté des réactions d'oxydo-réduction. En effet, les chlorures s'oxydent sous l'effet du champ électrique et forment des ions hypochlorites ClO^- (voir réactions ci-après) qui ont un fort pouvoir oxydant.



Bensaid et Zongo ont mis en évidence un phénomène de passivation de l'anode (encrassement) qui tend à réduire le courant pouvant transiter entre les électrodes.

2.2.4. Consommation électrique

La consommation en énergie électrique s'exprime comme suit :

$$E = U \times I \times \Delta t$$

Avec E l'énergie électrique, U la tension réelle aux bornes des électrodes, I l'intensité et Δt le temps de réaction.

El-Taweel a mis en évidence plusieurs phénomènes en lien avec la consommation électrique. D'abord, la consommation électrique augmente avec l'intensité, il en est de même de la quantité de fer dissoute (voir figure 12). Ensuite, il a mis en évidence que l'augmentation de la conductivité par l'ajout de NaCl réduisait la consommation électrique sans que la quantité de fer dissoute ne soit influencée (voir figure 11)

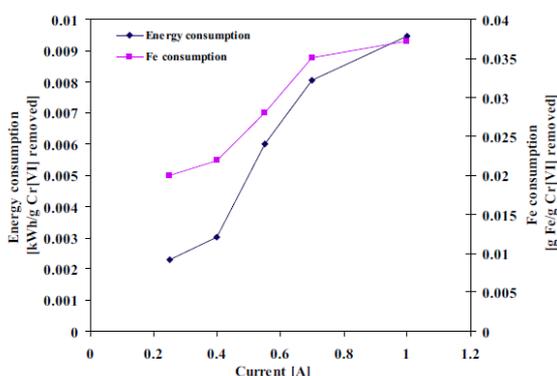


Figure 12 : Consommation d'énergie et fer consommé (dissous) en fonction de l'intensité (source : EL-TAWEEL, 2014)

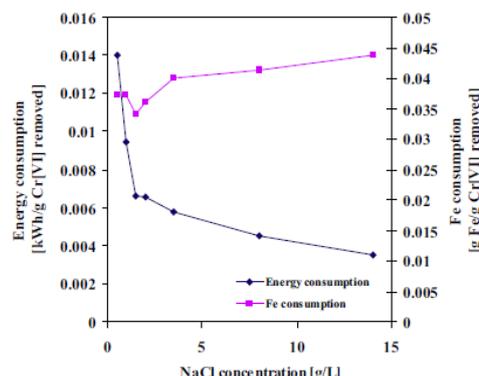


Figure 11 : Consommation électrique et fer consommé (dissous) en fonction de la concentration en NaCl (source : EL-TAWEEL, 2014)

On en déduit que plus l'intensité appliquée est élevée, plus la quantité de fer produit est importante et plus la quantité de boue produite est importante.

D'après Zongo, pour un abattement donné, l'utilisation d'un courant faible permet de moins consommer d'électricité.

Selon Pretorius et al, il est plus économique d'alimenter les électrodes avec du courant continu de faible intensité et de tension importante. Pour Golder et al, le branchement optimal est bipolaire en série (voir figure 13).

2.2.5. Performances attendues

La bibliographie fournit également quelques résultats de performances épuratoires. En effet, selon Zongo, l'abattement en DCO devrait être de 80% tandis que celui du phosphate serait de 100%.

Selon Debillemont et al, les rendements obtenus sur des effluents organiques sont entre 60 et 99% pour la DCO et DBO₅, de 72% pour les MES et de 95 à 100% pour la couleur et la turbidité.

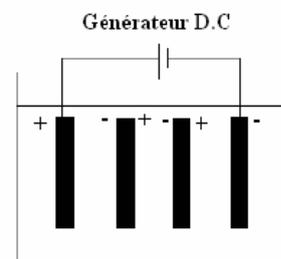


Figure 13 : Connexion bipolaire en série (source : BENNAJAH, 2007)

Selon Zongo, El-Taweel, Chatuverdi et Bensaid, le procédé est également très efficace concernant le traitement des métaux lourds.

On s'attend également à une quantité de boue assez faible et de bonne qualité (KURT et al, 2008 ; CHATUVERDI, 2013)

Certain auteurs ont mis en évidence la capacité du procédé à traiter la pollution médicamenteuse de façon efficace (ENSANO 2017) ainsi qu'un effet bactéricide lié au champ électrique (BENSAID, 2009).

2.2.6. Comparaison Electroflocculation / Coagulation-flocculation

Cette section fait la comparaison entre la coagulation-flocculation (par ajout de réactifs) et l'électroflocculation qui sont deux procédés très proches dans la théorie mais qui ont chacun quelques spécificités.

Ici sont présentés les avantages et inconvénients de l'électroflocculation en comparaison avec la coagulation flocculation classique.

Avantages

- Ne nécessite pas l'ajout d'aucun réactif chimique pour fonctionner (mis à part du sel pour accroître la conductivité de l'eau si besoin)
- Les boues créées sont facilement deshydratables, sont denses et plus résistantes (CHATURVEDI, 2013 ; KURT et al, 2008 ; MOLLAH, 2001)
- Traite les plus petites particules colloïdales du fait de l'électrophorèse qui les met en mouvement (CHATURVEDI, 2013 ; NAJE et al, 2013)
- Permet de traiter de nombreux types de polluants avec beaucoup de succès tels que : Les métaux lourds, les colorants, les émulsions, les MES, l'arsenic, les nitrates, la matière organique réfractaire, la DCO, les micropolluants, le phosphore, les bactéries (CHATURVEDI, 2013 ; ZONGO, 2009 ; BENNAJAH, 2007 ; AOUDJEHANE et al, 2008 ; BENSALD, 2009 ; ZONGO, 2009 ; ENSANO, 2017 ; NAJE et al, 2013)
- L'équipement est simple et ne nécessite pas beaucoup d'investissement au départ (CHATURVEDI, 2013)
- Possibilité d'utiliser la décantation ou la flottation comme technique de séparation solide/liquide (ZONGO, 2009 ; HOLT et al, 2002)
- Facilité d'automatisation (BENNAJAH, 2007)

Inconvénients

- Nécessité d'une conductivité suffisante des effluents (CHATURVEDI, 2013)
- Utilisation d'électricité pouvant atteindre des niveaux élevés suivant l'effluent (CHATURVEDI, 2013)
- Les anodes se dissolvent dans l'effluent, il faut donc les remplacer régulièrement (CHATURVEDI, 2013)
- Les électrodes se colmatent (tartre, graisse, oxyde de fer) et nécessitent un entretien régulier (CHATUVERDI, 2013 ; BENNAJAH, 2007)

Pour résumer, l'électroflocculation a de nombreux avantages que n'a pas la technique de coagulation-flocculation classique. Ils se situent autant du côté exploitation (automatisation, pas de réactifs, qualité de boue, simplicité de l'installation), que du côté purement épuratoire (traitement de multiples paramètres de façon efficace, décantation ou flottation). Malgré tout, selon le contexte, ces avantages ne sont pas suffisants pour préférer l'électroflocculation. En effet, suivant les caractéristiques de l'effluent à traiter, le débit reçu, le coût d'exploitation lié à la consommation d'énergie peut s'avérer prohibitif. Cependant, à chaque projet où l'on envisage une coagulation-flocculation classique, il serait bon d'envisager également l'électroflocculation. L'arbitrage se ferait majoritairement du côté économique mais aussi du côté des performances épuratoires compte tenu du fait que l'électroflocculation a des capacités particulières vis-à-vis de certains types de pollution (métaux lourds, couleur, micropolluants, ...)

3. Présentation de la STEP

3.1. Contexte

La station d'épuration du Markstein est située à la station de sports d'hiver du même nom. Elle se trouve du côté alsacien de la crête Vosgienne et est implantée sur trois communes que sont Oderen, Fellingring et Ranspach toutes trois faisant parties du département du Haut-Rhin (68).

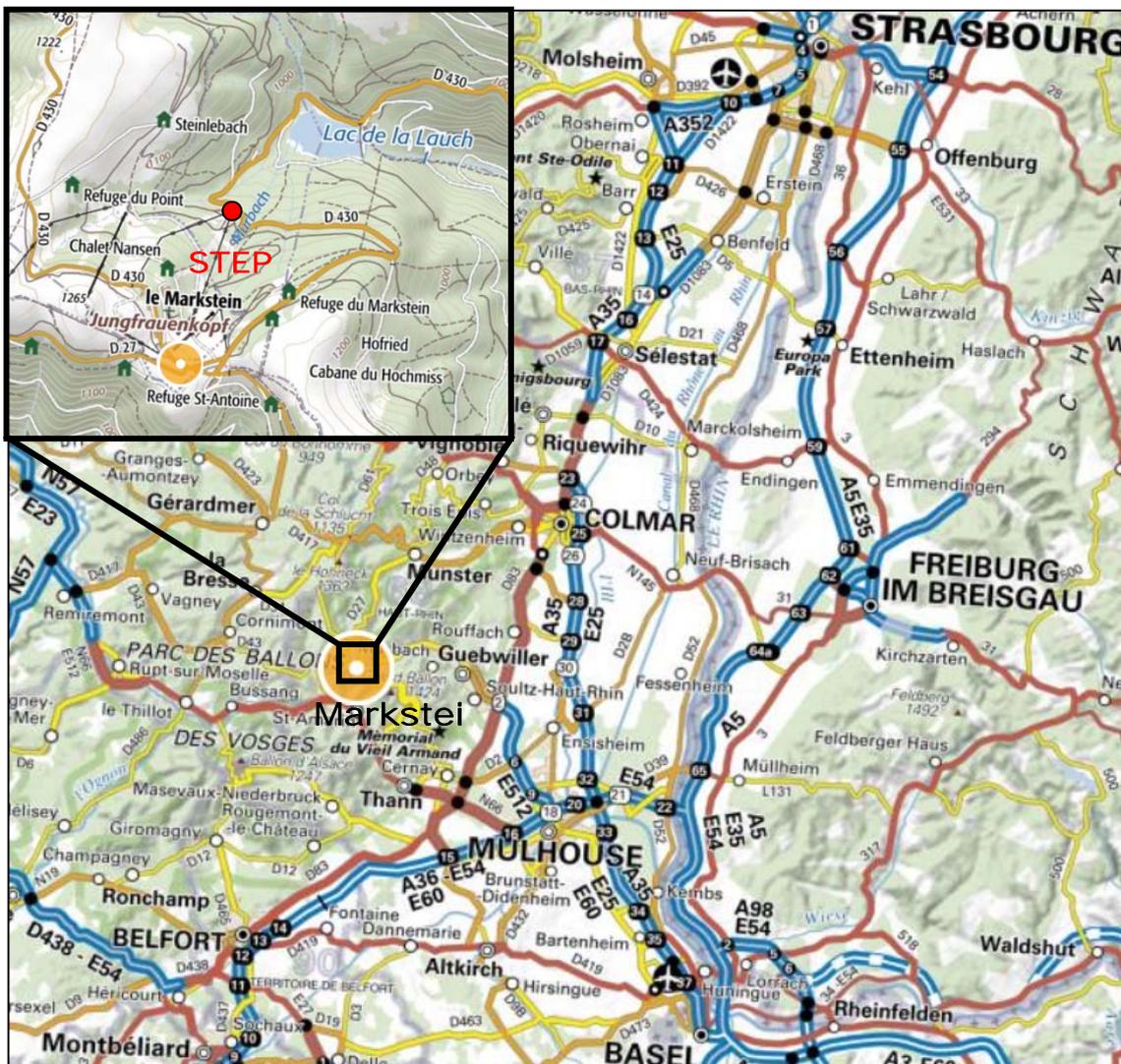


Figure 14: Carte de situation de la STEP

La STEP se situe au bas des pistes de ski alpin à une altitude de 1020 m. Elle est également implantée dans plusieurs zones protégées telles qu'une zone Natura 2000 oiseaux et habitats (Hautes Vosges), une ZNIEFF II (Hautes Vosges Haut-Rhinoises) et le Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges.



Les milieux récepteurs les plus proches sont deux ruisseaux de montagne nommés Jungfrauenrunz et Steinlebachrunz. Ces deux ruisseaux se rejoignent 200m avant le lac de la Lauch à 1km de la station. La première station de surveillance de la qualité du milieu récepteur est située sur la Lauch à 5km à l'aval du lac du même nom. Ce lac est formé par un barrage construit en 1894 et est alimenté par trois ruisseaux (dont deux cités précédemment). La Lauch se jette dans l'Ill à Colmar.

Figure 15 : Milieux récepteurs (source : Dossier LOREAT)

L'ancienne station d'épuration était située sur le sommet, ce qui impliquait un refoulement de tous les effluents collectés sur la partie basse du domaine. Pour éviter les problèmes qui y sont liés, des travaux sur le réseau d'assainissement ont été effectués avant la création de la STEP afin que tous les effluents soient recueillis de façon gravitaire sur la nouvelle STEP.

Le réseau d'assainissement est composé d'un réseau gravitaire en deux branches, desservant les différents hôtels et restaurants de la station. Le réseau est équipé d'un déversoir d'orage dont l'exutoire est le Jungfrauenrunz (voir figure 16). Celui-ci est effectif jusqu'à résolution des problèmes d'eaux claires parasites (ECP) et eaux pluviales (EP).

La STEP a pour exutoire une zone de rejet végétalisée (ZRV) qui fonctionne par infiltration mais la possibilité d'un rejet vers le Steinlebachrunz existe en cas de forte pluie (voir figure ci-dessous).

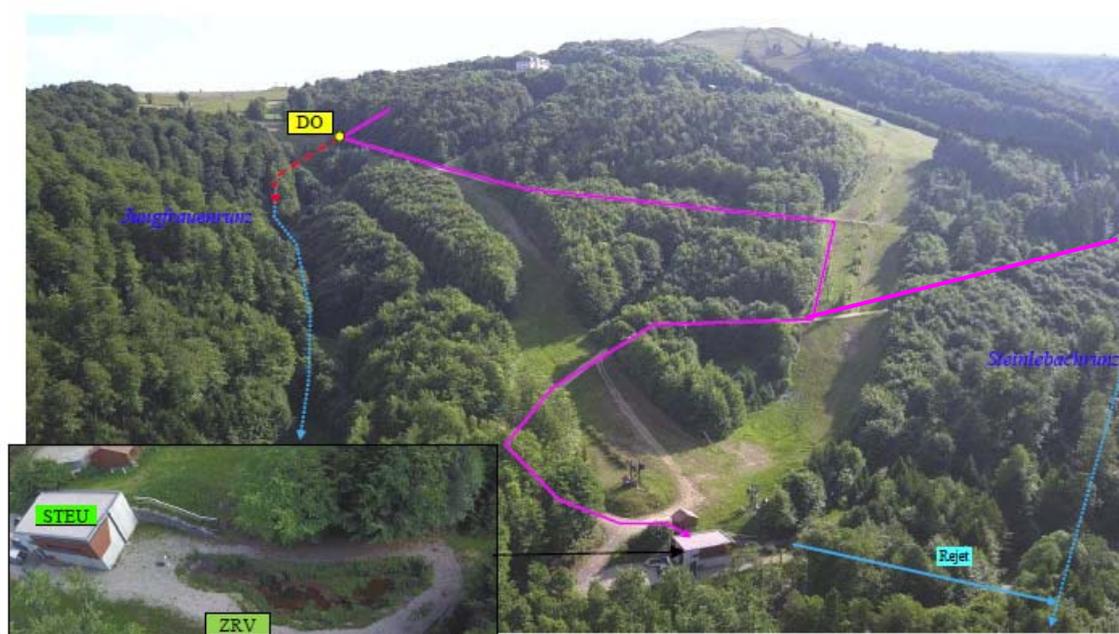


Figure 16 : Réseau d'assainissement (Source : Rapport LOREAT)

La station d'épuration a été mise en service en novembre 2016. Elle a pour but de traiter les effluents des résidents permanents de la station (19 habitants) mais surtout la pollution produite en saison touristique hivernale pouvant aller jusqu'à 300 EH en pointe d'affluence. L'été l'activité touristique est moindre même si plusieurs événements sont organisés sur le site durant cette période.

L'éventuelle reprise du centre de vacances abandonné situé en haut des pistes de ski pourrait amener le pic d'affluence saisonnière à 600 EH. Les dispositions nécessaires ont été prises lors de la conception de la STEP pour permettre d'accueillir le flux supplémentaire que cela entraînerait.

3.2. Historique de la STEP

Pour plus de détails sur le processus qui a mené à la création de la STEP sous cette forme, se référer à la partie concernant le contexte de l'étude.

Les travaux ont débutés en août 2014 et se sont terminés en juin 2015, date de la première mise en eaux. Cependant, divers problèmes sont apparus peu de temps après, révélant des problématiques qui n'ont pas été anticipées. Ainsi, la nouvelle STEP a dû être déconnectée du réseau le temps que le groupement étudie les dispositions correctives envisageables. Plusieurs propositions ont été faites à BEREST jusqu'à validation des solutions techniques décrites ci-après.

Initialement, il était prévu d'installer un filtre à toile (SALSNES) avec une taille de maille de 50µm afin d'épaissir les boues. Ce système n'a pas fonctionné car le filtre se colmatait systématiquement du fait de la nature des boues extraites du module d'électrofloculation et de la petite taille de maille. Ainsi il a été décidé que ce filtre serait utilisé en complément du filtre à toile (SALSNES) de plus grande maille (210 µm) situé en amont des modules d'électrofloculation et jouant le rôle de prétraitement. En remplacement, il a été mis en place un décanteur statique et un filtre à plateau.

Le deuxième problème qui est apparu est la forte consommation électrique engendrée par une très faible conductivité (eaux du massif granitique vosgien). Pour y remédier, une injection de saumure a été mise en place en amont des modules d'électrofloculation.

Suite à cette période d'étude a débuté la phase de travaux de correction du fonctionnement de la STEP, de janvier 2016 à février 2017. Ensuite, la société AMP (responsable de la partie électrofloculation de la STEP) s'est vu confier l'exploitation de la STEP afin qu'elle puisse effectuer les réglages nécessaires et apporter les modifications rapidement. La société AMP avait également fait des essais sur un pilote lors de la phase d'étude afin de tester l'efficacité des solutions envisagées. L'exploitation a ensuite été confiée à la CCRG (Communauté de Commune de la Région de Gebwiller) qui est une communauté de commune proche disposant des compétences et des moyens humains pour gérer cette station d'épuration.

Finalement, la station a été réceptionnée dans son état actuel en août 2017 (deux ans après la première mise en eaux).

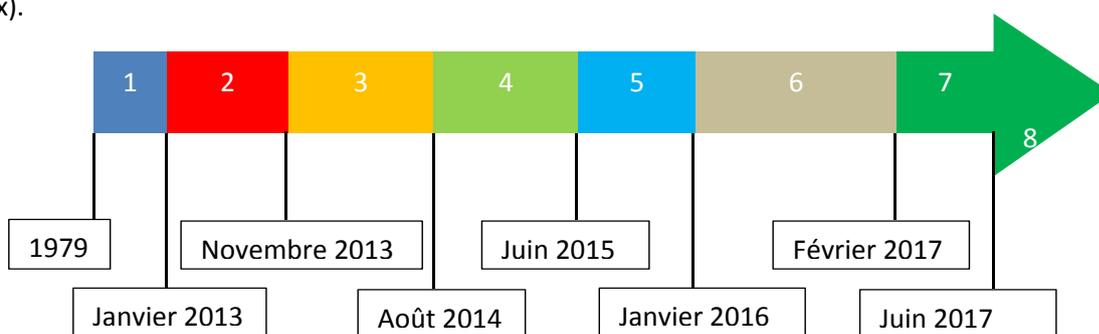


Figure 17 : Frise chronologique de l'historique de la STEP

1 : Fonctionnement de l'ancienne STEP et étude PRO

2 : Phase post-PRO et réalisation du DCE

5 : Phase d'étude pour correction du fonctionnement de la STEP

7 : Exploitation de la STEP par AMP et affinage des paramètres d'exploitation

3 : Phase post-DCE, réception des offres et attribution du marché

4 : Phase de travaux

6 : Travaux de correction du fonctionnement de la STEP

8 : Exploitation par la CCRB

3.3. Données de dimensionnement

3.3.1. Hydraulique

Ci-dessous les données de dimensionnement hydraulique utilisées pour la conception de la STEP :

Tableau 1 : Données de dimensionnement hydraulique

Pour 300 hab – 120 L/hab/j	Valeur	Unité
Débit d'eaux usées	36	m ³ /j
Débit d'eaux claires parasites	72	m ³ /j
Débit journalier	108	m ³ /j
Débit moyen de temps sec	4,5	m ³ /j
Débit de pointe de temps sec	11,1	m ³ /j
Débit maxi de temps de pluie	520	m ³ /j
Débit de référence	520	m³/j

3.3.2. Pollution

Ci-dessous les données de dimensionnement pour ce qui est de la charge entrante utilisée pour la conception de la STEP :

Tableau 2 : Données de dimensionnement en ce qui concerne la pollution

Pour 300 hab	Valeur	Unité
DBO ₅	15	kg/j
DCO	33	kg/j
MES	18	kg/j
NK	3,3	kg/j
N-NH ₄	2,6	kg/j
P _{tot}	0,6	kg/j

3.3.3. Objectif à atteindre en termes de rejets

Ci-dessous les objectifs à atteindre réglementairement selon plusieurs documents :

Tableau 3 : Objectifs de traitement à atteindre

Objectif de traitement	Selon le Projet d'Arrêté Préfectoral		Garantie du Constructeur		Selon l'arrêté Ministériel du 21 juillet 2015	
	Rendements épuratoires mini - %	Concentrations maximales Mg/L	Rendements épuratoires mini - %	Concentrations maximales Mg/L	Rendements épuratoires mini - %	Concentrations maximales Mg/L
DBO ₅	56	81	69	44	60	35
DCO	40	235	73	84	60	200
MES	65	45	73	46	50	/

Les exigences qui concernent la station sont celles liées à l'arrêté préfectoral puisque l'arrêté ministériel du 21 juillet 2015 n'était pas en vigueur à la date de l'élaboration du projet. Les données liées à cet arrêté ministériel ne sont exposées qu'à titre indicatif et de comparaison.

Remarque : les rendements affichés dans les garanties du constructeur sont ceux communiqués pour 200% d'ECP.

3.4. Fonctionnement actuel de la STEP

La figure 18 montre une vue panoramique de la plupart des ouvrages de la STEP.

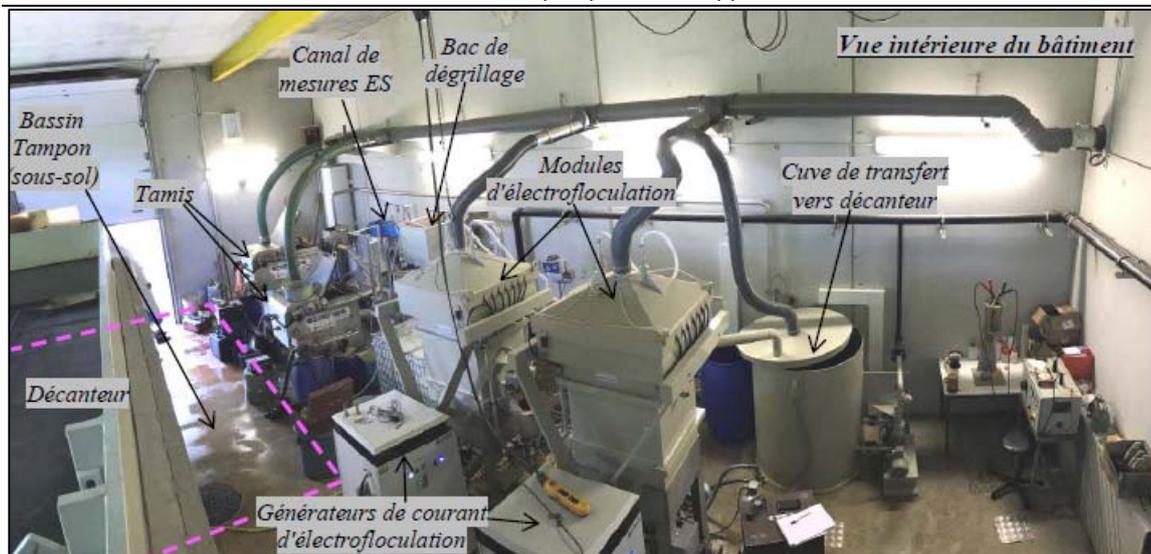


Figure 18 : Photo panoramique de l'intérieur de la STEP (source : Rapport LOREAT)

3.4.1. Synoptique de l'installation

La figure 19 représente le synoptique de fonctionnement de la STEP.

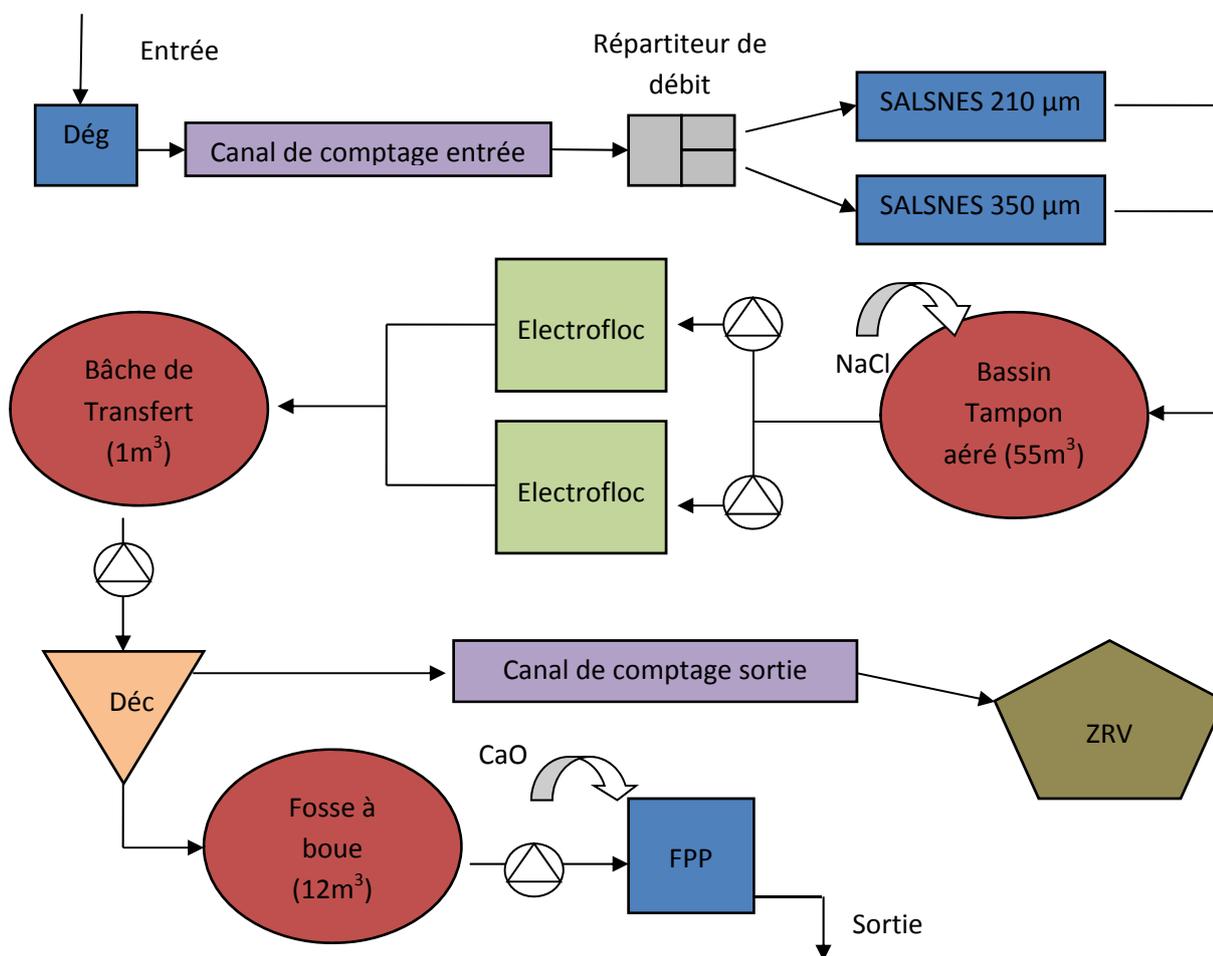


Figure 19 : Synoptique de la STEP du Markstein

Légende :



: Pompe

Dég : Dégrilleur statique

SALSNES 210 / 350 μm : Filtre à toile de marque SALSNES de taille de maille respectivement de 210 μm et 350 μm

NaCl : injection de saumure à base de NaCl (115L/j d'une solution à 10g/L)

Electrofloc : module d'électrofloculation (capacité nominale : 750 - 1500 L/h)

Déc : Décanteur statique (3,9 m² au miroir) (possibilité d'installer des lamelles en situation future voir 2.1.2)

CaO : Chaux dosée à 5kg par pressée (pré-déshydratation)

FPP : Filtre presse à plateau (sur 7 plateaux = 45L)

ZRV : Zone de rejets végétalisée

3.4.2. Fonctionnement général de la station

Pour une meilleure compréhension, se référer au synoptique figure 19.

La STEP du Markstein a la particularité de fonctionner avec uniquement des procédés physico-chimique. Le fonctionnement est d'autant plus atypique pour un procédé physico-chimique qu'il ne nécessite pas d'utilisation de réactifs si on exclut un apport en saumure et les électrodes.

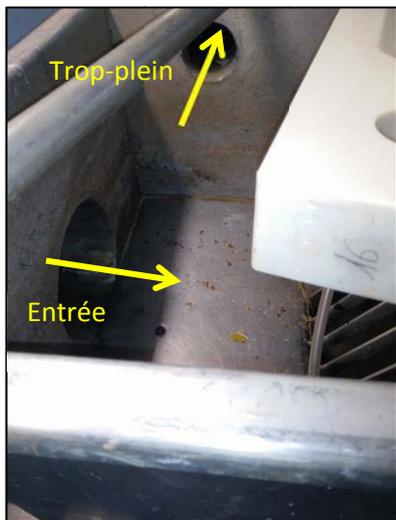
Les effluents arrivent dans un bac dégrilleur statique puis transitent vers le canal de mesure d'entrée. Dans le cas courant, l'eau usée est redirigée vers un filtre SALSNES (fonctionnement en ci-après 3.4.3) de taille de maille de 210 μm . En cas de surcharge hydraulique, un répartiteur de débit redirige une partie du flux vers un deuxième filtre de plus grosse maille (350 μm). La STEP est équipée de 2 modules d'électrofloculation, ces dispositifs ont la particularité de ne fonctionner qu'à débit presque constant dans une plage allant de 750 à 1500 L/h. C'est pourquoi ces modules sont alimentés chacun par une pompe à débit constant et que les eaux filtrées sont envoyées vers un bassin tampon qui va pouvoir amortir les variations réelles du débit entrant. C'est dans ce bassin tampon qu'est ajoutée une solution de saumure faite à partir de NaCl dosé à 10g/L permettant d'augmenter la conductivité de l'effluent qui n'est pas naturellement riche en ions (eaux du massif Vosgien). En sortie des modules d'électrofloculation, l'eau est recueillie dans une bêche de transfert d'où elle est envoyée par pompage en tête du décanteur statique. Cette bêche sert également à dégazer les effluents afin que la décantation ne soit pas parasitée par la formation de gaz qui a lieu dans les modules d'électrofloculation. Le décanteur a une surface au miroir de 3,1m². L'eau claire obtenue en partie supérieure du décanteur est alors recueillie pour aller vers le canal de comptage de sortie et aller vers la ZRV fonctionnant par infiltration. Celle-ci est malgré tout équipée d'une surverse qui n'est sollicitée qu'en cas de très forte surcharge hydraulique et qui envoie les effluents vers le ruisseau du « Steinlebachrunz ». Depuis la mise en service de la station d'épuration (2 ans), le trop plein n'a servi qu'une seule fois.

Par ailleurs les boues en partie inférieure du décanteur sont pompées vers une fosse à boue d'où elles sont une nouvelle fois reprises pour être envoyées vers un filtre presse à plateau où elles seront déshydratées. Elles ont préalablement été traitées avec de la chaux (environ 5kg par pressée de 45L). Ensuite les boues sont extraites pour être acheminées vers des bennes de stockage .

3.4.3. Description détaillée des différents organes de la STEP

Les données présentées dans cette section sont majoritairement tirées du rapport de « contrôle de réalisation et de fonctionnement de la station de traitement des eaux usées par électrofloculation du SMMGB Syndicat Mixte pour l'aménagement du Massif du Markstein - Grand Ballon » de la société LOREAT qui sert d'état des lieux de départ pour la STEP et de support à la réception de l'installation.

Dégrilleur

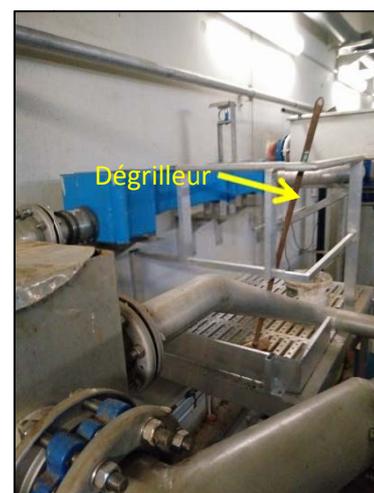


Le dégrilleur est un bac dans lequel arrivent directement les effluents depuis le réseau d'assainissement. Il est équipé de lames de 60cm de hauteur chacune espacées de 4cm. Il y a une surverse coté grille à 15 cm et un trop plein à 25 cm de hauteur qui sert de by-pass et qui arrive directement au canal de comptage de sortie.

Les déchets sont alors retenus dans un bac d'égouttage et sont par la suite stockés avec les déchets de tamisage.

Figure 20 : Dégrilleur de la STEP du Markstein (source : personnele)

Figure 21 : Canal de comptage entrée de la STEP du Markstein (vue de coté) (Source : personnele)



Canal de mesure d'entrée de station



Le canal de comptage entrée est directement à droite du dégrilleur (voir figure 21).

Le type de contraction du canal de mesure est ellipsoïde, et est large de 9 cm. Il permet de mesurer de façon certaine des débits allant jusque $22,4 \text{ m}^3/\text{h}$ et est équipé d'une sonde à ultrason (voir figure 22). Le trop plein de celui-ci est à 20 cm de hauteur soit $39,2 \text{ m}^3/\text{h}$.

Figure 22 : Canal de comptage entrée de la STEP du Markstein (instrumentation SATESE) (Source : personnele)

Filtration membranaire



Figure 23 : Répartiteur de débit de la STEP du Markstein (source : Dossier LOREAT)

Les deux filtres membranaires SALSNES sont alimentés par un dispositif de répartition (voir figure 23) muni d'une lame déversante qui alimente le second filtre SALSNES en parallèle lorsque celui-ci est en surcharge hydraulique.

Un filtre SALSNES est un filtre utilisant une toile sans fin d'une certaine taille de maille et qui est enroulé autour de plusieurs cylindres (voir figure 24) qui l'entraîne de bas en haut. L'eau usée est en contact avec la toile filtrante en partie inférieure et les particules de taille supérieure à la taille de maille se retrouvent piégées sur la toile et entraînées vers le haut jusqu'à atteindre le

compartiment recueillant les refus (voir figure 24). Ceux-ci sont alors entraînés par une vis (voir figure 24) et comprimés de façon à en faire sortir l'eau. Le refus ainsi comprimé et tombe dans une benne. D'autre part, l'eau qui est passée au travers du filtre a été débarrassée d'une partie de ses MES et poursuit le fil de l'eau. Le filtre est muni d'un système de nettoyage qui envoie régulièrement de l'air comprimé pour décoller les particules qui le colmatent et deux fois par jour un nettoyage à l'eau chaude est effectué.

Les filtres utilisés à la station d'épuration du Markstein sont de 210 µm pour le principal et de 350 µm pour celui qui est prévu en soutien (voir figure 25)

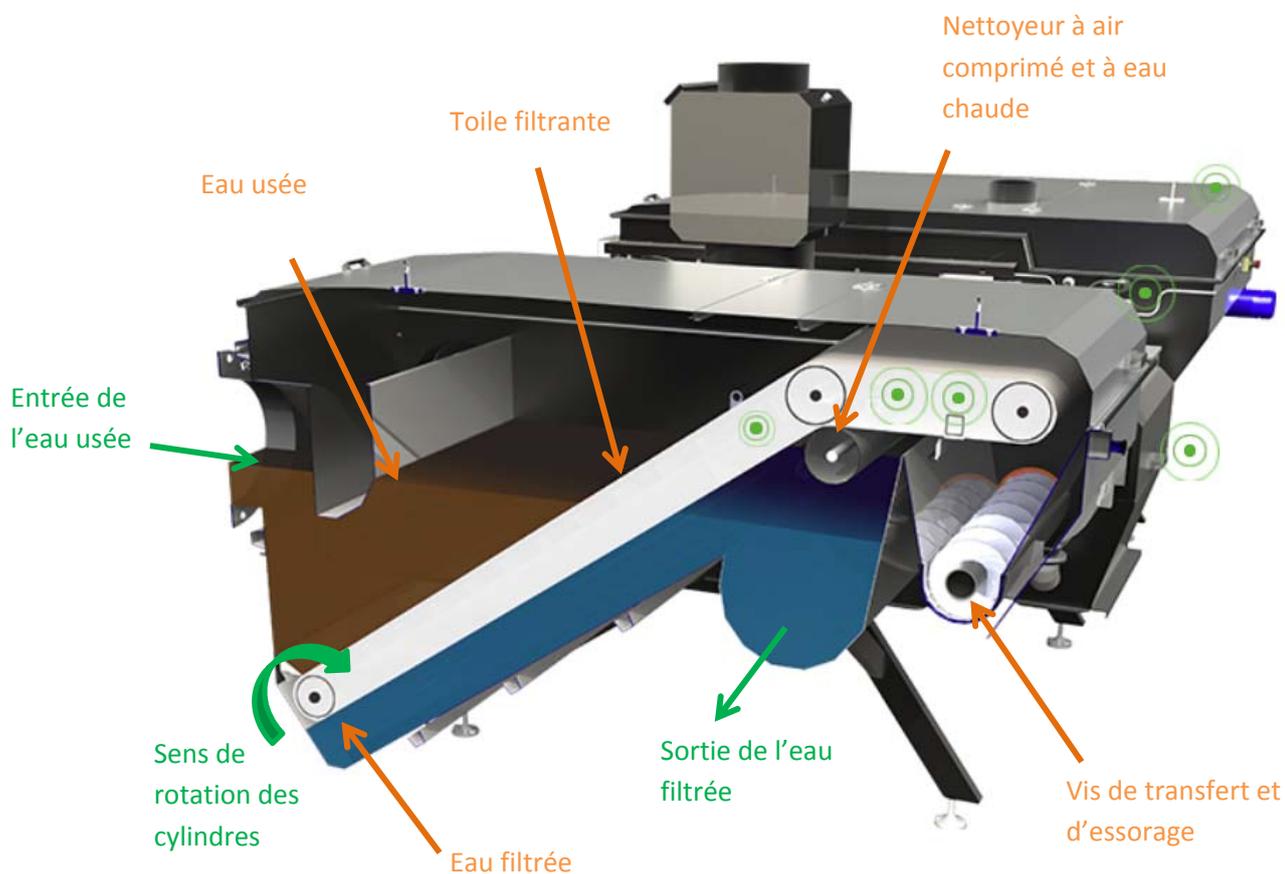


Figure 25 : Coupe d'un filtre SALSNES (source : www.salsnes-filter.com)

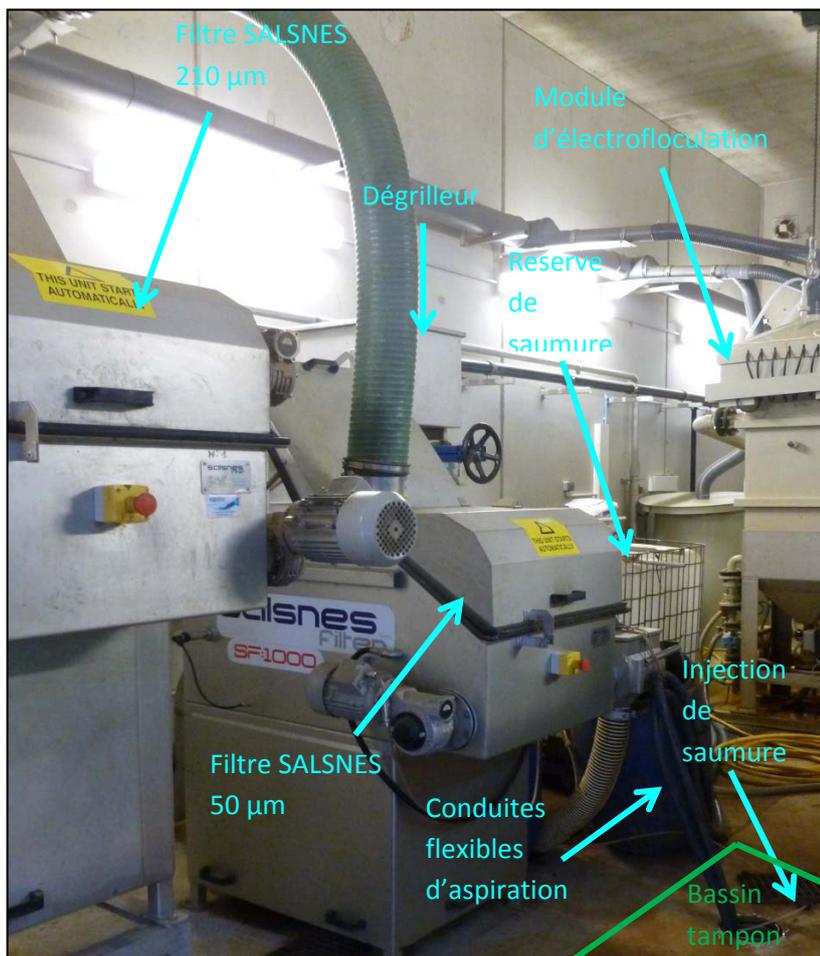


Figure 24 : Filtre SALSNES (210 µm) de la STEP du Markstein en fonctionnement (source photo : personnelle)

Bassin tampon

Le bassin tampon est situé sous la dalle de la STEP. Il est de forme parallélépipédique et a une capacité de 55m³. Une insufflation d'air est en place afin d'homogénéiser son contenu et de saturer l'eau en oxygène pour éviter l'anaérobiose.

L'eau sortant des filtres entre de façon gravitaire tandis que les pompes des modules d'électroflocculation relèvent les effluents par l'intermédiaire de canalisation flexible plongée jusqu'au fond du bassin tampon (voir figure 26). L'orifice qui accueille ces canalisations flexibles sert également à faire passer le tuyau d'injection de saumure.



La solution de saumure est stockée dans un container IBC de 1000L. Elle est injectée à un débit de 80 mL/min à l'aide d'une pompe doseuse et est dosée à 10 g NaCl /L.

L'intérêt de cette injection de saumure est une augmentation de la conductivité ce qui entraîne une réduction de la consommation électrique (voir 2.2.4).

Figure 26 : Situation du bassin tampon de la STEP du Markstein (source photo : personnele)

Module d'électroflocculation

Les modules d'électroflocculation sont les dispositifs principaux qui permettent de traiter l'eau usée à la STEP du Markstein. En l'état actuel, deux modules sont installés en parallèle, cependant dans la perspective future d'une augmentation de la capacité d'accueil de la station de sports d'hiver deux autres modules peuvent être installés en supplément en parallèle des deux existants.

Les modules ont chacun une capacité nominale de 750 à 1500 L/h. Ils sont alimentés par des pompes à sec à débit variable de type FIP (pompe à impulseur flexible), c'est-à-dire des pompes volumétriques dont la roue est flexible (voir figure 27). La roue est souvent fabriquée en caoutchouc naturel ou en néoprène dans ce type de cas (source : Wikipédia.org).

Du fait de la souplesse du matériau dans lequel est faite la roue de la pompe, cela crée une aspiration lorsque celle-ci n'est plus contrainte par une paroi et ainsi un certain volume est entraîné à chaque tour de roue (voir figure 28).

Ce type de pompe a été choisi du fait de l'importance d'avoir un débit parfaitement constant dans le module d'électroflocculation. En effet les pompes FIP ne produisent aucune pulsation mais elle a surtout été choisi pour sa capacité à pomper à faible débit, ce qui est nécessaire pour les électroflocculateurs (1,5 m³/h).

Les pompes sont munies d'un variateur de fréquence qui permet de faire varier le débit des pompes depuis la supervision.



Figure 27 : Roue en caoutchouc des pompes FIP des modules d'électroflocculation (source : personnele)

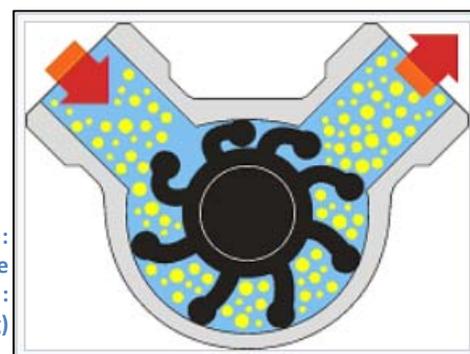


Figure 28 : Fonctionnement d'une pompe FIP (source : Wikipedia.org)

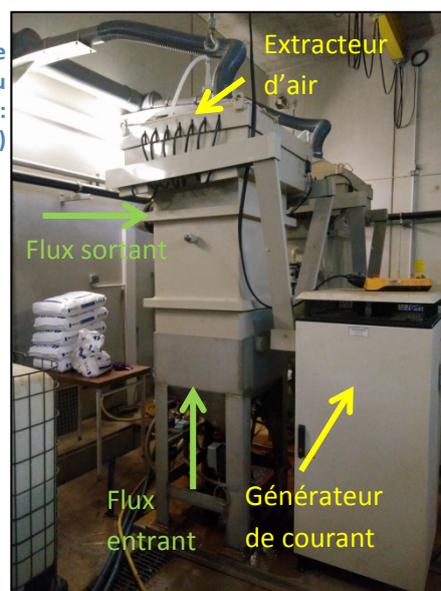
Les modules sont chacun équipés de 14 électrodes en fer (voir figure 29) de 2 cm d'épaisseur, 60 cm de largeur et 1 m de hauteur. Ils sont également équipés d'un « chapeau » avec extracteur d'air pour éviter que l'hydrogène produit s'accumule dans le local (voir figure 30).



Figure 29 : électrodes du module d'électroflocculation de la STEP du Markstein (source : personne)

Figure 30 : Module d'électroflocculation du Markstein (source : personne)

Comme le montre la figure 30 les effluents arrivent par le bas, transitent vers le haut, passent au travers des électrodes et sont recueillis par surverse à l'arrière du module. Le volume utile des modules d'électroflocculation est de $0,5 \text{ m}^3$ auxquels il faut soustraire le volume des électrodes. Calcul fait, le volume utile d'un module est d'environ $0,33 \text{ m}^3$. Ce procédé fait coaguler les particules en suspension ce qui crée des boues, dont une partie se décante naturellement vers le fond du réacteur malgré le flux ascendant. Cependant la majeure partie est entraînée vers la sortie du module.



Une vanne motorisée placée en partie inférieure du module permet de faire de la maintenance et de le vidanger périodiquement pour en extraire les boues.

Les modules sont chacun accompagnés d'un générateur à courant continu (voir figure 30) sur lesquels il est possible de changer la polarité des électrodes pour éviter la passivation de celles-ci (voir synthèse bibliographique 2.2.3). Le courant et la tension imposés aux électrodes sont des paramètres ajustables depuis la supervision.

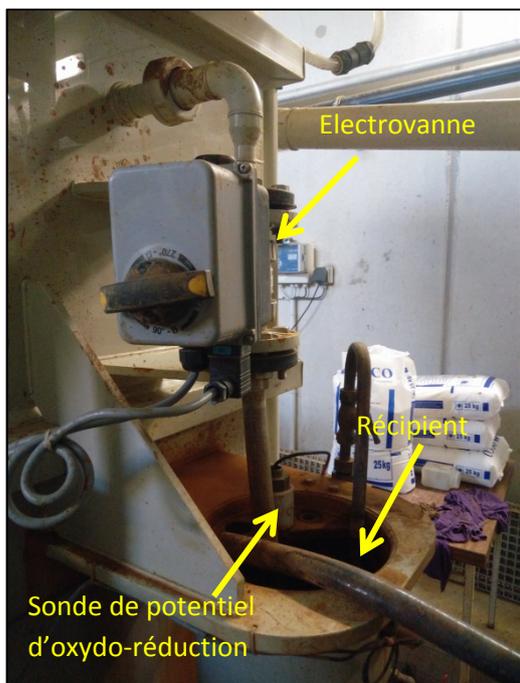


Figure 31 : Dispositif de sonde de potentiel d'oxydo-réduction (source photo : personne)

Les modules sont instrumentés avec une sonde de potentiel d'oxydo-réduction qui est utilisée pour avoir une idée de l'avancement du traitement.

La prise d'échantillon se fait selon un pas de temps régulier en prélevant de l'eau usée en partie supérieure du module (niveau eau traité) par l'intermédiaire d'une électrovanne qui déverse dans un récipient où est plongée une sonde de potentiel d'oxydo-réduction (voir figure 31). Les valeurs renvoyées par cette sonde sont alors visibles sur la supervision.

Bâche de transfert

La bâche de transfert est une petite cuve de 1m³ qui sert à stocker l'effluent en sortie des électroflocculateurs (voir figure 32) afin qu'il puisse être relevé vers le décanteur statique. Elle a aussi pour fonction de dégazer l'effluent par chute d'eau ce qui favorise la décantation.

L'opération de floculation se poursuit et se termine dans cette cuve.

Les pompes qui alimentent le décanteur sont du même type que celles qui alimentent les modules d'électroflocculation et sont pilotées par une sonde piézométrique.

Décanteur statique

Le décanteur statique a une surface au miroir de 3,9 m² (voir figure 33). L'alimentation arrive du côté opposé à l'évacuation des eaux clarifiées (voir figure 34) afin de maximiser le temps de séjour et la décantation.

En cas d'augmentation de la capacité d'accueil de la station de sports d'hiver, les capacités du décanteur statique peut être doublées en y intégrant des lamelles inclinées.

Figure 32 : Bâche de transfert de la STEP du Markstein (source photo : BEREST)

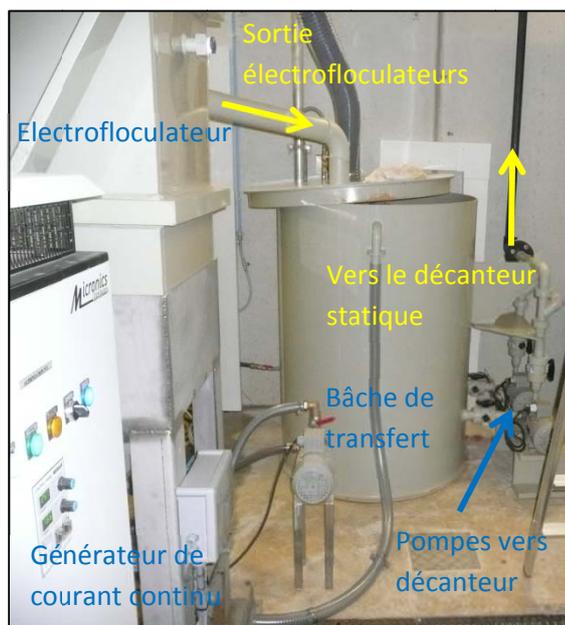


Figure 33 : (photo de droite) Décanteur statique vu du dessus (source : personnelle)

Figure 34 : (photo de gauche) Décanteur statique vu de côté (source photo : BEREST)



Canal de comptage sortie

Le canal de mesure sortie est situé à l'aval direct de l'évacuation de l'eau clarifiée du décanteur statique. Le by-pass situé dans le dégrilleur peut également alimenter le canal de comptage (voir figure 35). Les eaux de trop plein du bassin tampon, du dégrilleur et les eaux de déshydratation des boues passent également par le canal de comptage sortie.

Le canal est équipé d'une sonde à ultrason (voir figure 35) et est composé d'un déversoir en triangle avec une échancrure de 53°. Il permet de mesurer des débits de façon certaine jusque 44,6 m³/h. Le débit maximum est atteint pour une hauteur de 20 cm. Ensuite l'eau rejoint la ZRV.

Figure 35 : Canal de comptage sortie de la STEP du Markstein (source : Dossier LOREAT)



Zone de Rejets Végétalisée (ZRV)



Figure 37 : Zone de Rejets Végétalisée de la STEP du Markstein (source : personnelle)

La ZRV est l'exutoire final des effluents de la STEP et est formée par une cavité d'environ 1,2m de profondeur sur 10m de long et 5m de large. En effet elle est dimensionnée pour faire infiltrer les effluents en sortie jusqu'au débit maximum acceptable (520 m³/j). Il existe malgré tout un trop plein à l'extrémité de la ZRV (voir figure 37) qui permet d'évacuer les flux vers le ruisseau du « Steinlebachrunz » en cas de surcharge hydraulique. La conduite de sortie de la STEP est équipée d'un clapet anti-retour ce qui empêche qu'elle soit en charge lorsque la ZRV se remplit. En parallèle de la ZRV a été installée une canalisation qui permet de by-passer la ZRV et qui rejoint directement le ruisseau cité précédemment.

Les boues sont extraites par le fond du décanteur statique et sont dirigées gravitairement vers une fosse à boue de 12m³. De là, une pompe pneumatique alimente en boue un filtre presse à plateaux (FPP) (voir figure 36). Il n'y a que 7 plateaux sur les 40 disponibles qui sont utilisés pour ne pas que le temps entre deux pressées soit trop long et que les boues soit encore relativement « fraîches ». Les boues déshydratées vont dans des bacs à roulettes qui sont convoyés manuellement vers une benne fermée à l'extérieur de la STEP (voir figure 38). Un compresseur accompagne le FPP afin de lui fournir l'énergie pneumatique nécessaire à son fonctionnement. Les eaux de déshydratations sont récupérées et envoyées vers le canal de mesure sortie.



Figure 39 : Localisation benne à boues et déchets (source : Rapport LOREAT)



Figure 40 : Poste de supervision de la STEP du Markstein (filtre salsnes et modules d'électrofloculation) (source : BEREST)

Filière boue

Les données recueillies sur la filière de traitement sont centralisées à la supervision. C'est également depuis la supervision que les paramètres d'exploitations comme le débit et la tension dans les modules d'électrofloculation peuvent être modifiés. Il y a deux armoires qui sont destinées à la gestion des filtres à toile SALSNES et pour les modules d'électrofloculation (voir figure 40). Une autre armoire sert pour la gestion générale (voir figure 39). Elles sont chacune équipée d'automates et sont reliées à des consoles de commandes tactiles (voir plus bas) sur lesquels il suffit de renseigner le paramètre à modifier.



Figure 36 : Filtre presse à plateau de la STEP du Markstein (source : personnelle)



Figure 38 : Supervision de la STEP du Markstein (général)

Les données disponibles en supervision sont :

- Débit des pompes, en entrée / sortie (voir figure 41)
- Potentiel d'oxydo-réduction dans le module d'électroflocculation (voir figure 41)
- Niveau de sollicitation des filtres voir figure 42)
- Niveau de remplissage des différentes fosses (voir figure 44)
- Le séquençage
- Les consignes des modules d'électroflocculation (voir figure 41)
- L'état de fonctionnement de la filière boue (voir figure 43)

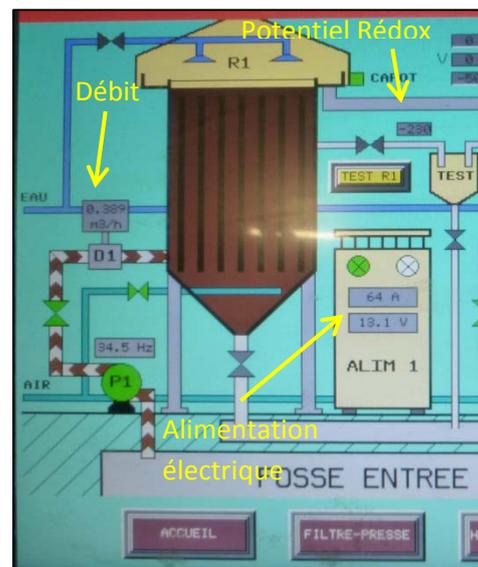


Figure 41 : Supervision : Module d'électroflocculation (source : personnelle)

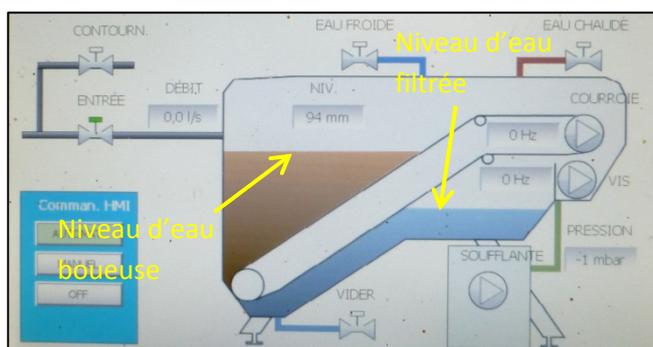


Figure 42 : Supervision : Filtre SALSNES (source photo : personnelle)



Figure 44 : Supervision : Niveau de remplissage des fosses (source : personnelle)

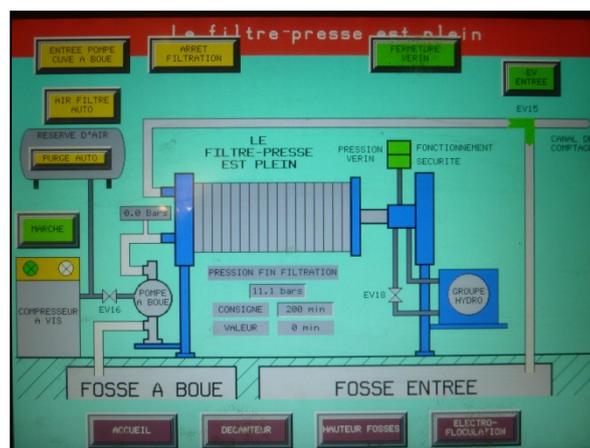


Figure 43 : Supervision : Fonctionnement de la filière boue (source : personnelle)

Les pompes des électroflocculateurs ne sont pas asservies à un automate mais uniquement à la consigne fixée en supervision.

Le niveau d'eau dans les fosses est obtenu par l'intermédiaire de sondes piézométriques

Poste toutes-eaux

La station est également équipée d'un poste toutes-eaux qui est destiné à recueillir et à renvoyer dans la filière de traitement l'eau utilisée pour l'exploitation. Plus précisément, ces eaux reviennent dans la filière de traitement au niveau du répartiteur de débit avant les filtres SALSNES. La fosse est équipée de deux pompes immergées équipées de variateurs de fréquence. Cependant la consigne est uniquement applicable manuellement et n'est pas asservi automatiquement suivant le niveau d'eau dans la bache.

3.5. Exploitation

Une notice d'exploitation élaborée par le concepteur de la STEP est disponible en annexe 1. Cependant, cette notice n'est pas tout à fait adaptée car la plupart des automatismes prévus ne sont pas installés à ce jour et divers problèmes non anticipés ont été constatés.

Dans le cas général, les tâches d'exploitation sont les suivantes :

- Récupération des refus de dégrillage (dégrilleur et filtre membranaire SALSNES)
- Nettoyage des canaux de mesure d'entrée et de sortie
- Nettoyage des sondes de niveau des filtres SALSNES (activant la mise en route de ceux-ci)
- Nettoyage des crépines au niveau des différents pompages
- Vidange et rinçage des modules d'électrofloculation (1 par jour de présence)
- Entretien des sondes de potentiel d'oxydo-réduction (3 fois par semaine)
- Préparation de la saumure et calibration du débit d'injection
- Nettoyage du décanteur : soutirage de boues 3 fois par semaines
- Chaulage des boues dans la fosse à boue
- Lancement de cycle de presse du filtre presse à plateaux
- Evacuation des boues déshydratées vers les bennes à l'extérieur (incinération)
- Nettoyage du poste toutes-eaux 1 fois par semaine (dépôt de « sable »)
- Maintenance des pompes (principalement en curatif)

L'exploitant agit principalement sur deux paramètres pour ajuster les performances épuratoires. Soit l'intensité soit le débit. Lorsque l'intensité est déjà très élevée et qu'il y a nécessité de mieux traiter, le débit est réduit dans la mesure du possible afin d'augmenter le temps de séjour. Cela est uniquement possible lorsque le bassin tampon est peu rempli.

Le principal problème rencontré par l'exploitant est au niveau de la régulation vis-à-vis du potentiel d'oxydo-réduction. En effet une régulation automatique de l'intensité selon cette mesure est en place, cependant celle-ci ne fonctionne pas très bien puisque d'un jour à l'autre la qualité du traitement change du tout au tout. D'autre part, l'exploitant constate souvent des arrivées de lisiers ou d'effluents blanchâtres (qui semblerait être du petit lait) ce qui pose des problèmes au niveau des filtres membranaires qui se retrouvent encrassés, notamment par de la graisse.

Les améliorations du process qui ont été mises en évidence par l'exploitant sont :

- Automatisation de l'injection de saumure
- Meilleur pilotage des modules d'électrofloculation vis-à-vis du potentiel d'oxydo-réduction
- Amélioration du rendement du réseau d'assainissement et arrêt des rejet non-domestiques.

En effet le réseau emmène une grande quantité d'eaux claires vers la station ce qui impacte fortement les performances des modules d'électrofloculation du fait de la faible conductivité des eaux naturelles de la région et de la dilution que cela implique.

D'autres améliorations à faire ont été relevées notamment dans le rapport LOREAT :

- Automatisation du dosage de la chaux
- Automatisation du débit selon le niveau dans le bassin tampon

Remarque : Un jeu d'électrode a une durée de vie d'environ 2 ans dans les conditions actuelles (eaux météoriques et eaux non-domestiques)

3.6. Résultats déjà recueilli sur la STEP

3.6.1. Autosurveillance

Un détail sur la procédure de contrôle en autosurveillance est disponible en annexe 2. En effet, j'ai pu assister à un de ces contrôles avec des membres du SATESE du Haut-Rhin.

Selon l'Arrêté Ministériel du 21 juillet 2015, la station d'épuration du Markstein est soumise à des contrôles d'une fréquence de un tous les deux ans. Cependant le Projet d'Arrêté Préfectorale impose quatre contrôles chaque année du fait de la sensibilité du milieu récepteur et la proximité de plusieurs zones de captages.

Trouvez ci-dessous les résultats des contrôles qui ont été effectués au cours de l'année 2017 et 2018

Tableau 4 : Concentrations d'entrées et de sorties mesurées à différentes dates

Concentration en entrée											
Date	Débit (m ³ /j)	pH	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DCO (mg O ₂ /L)	MES (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-NO ₂ (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)	NGL (mg/L)	Pt (mg/L)
31/08/2017	9	7,45	300	939	480	29,3	53,3	0,001	0,003	53,3	6,4
02/09/2017	15	7,25	310	913	270	49,1	67,9	0,001	0,003	67,9	6,2
24/10/2017	4	6,35	220	694	350	42,2	63,5	0,001	0,003	63,5	7,1
27/12/2017	22	7,95	580	1143	540	67,6	104,7	0,3	0,27	105,3	9,4
24/02/2018	30	8,4	450	1324	610	97,3	136,4	0,001	0,003	136,4	12,8
Moyenne	16	7,48	372	1002,6	450	57,1	85,16	0,0608	0,0564	85,28	8,38
Concentration en sortie											
Date	Débit (m ³ /j)	pH	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DCO (mg O ₂ /L)	MES (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-NO ₂ (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)	NGL (mg/L)	Pt (mg/L)
31/08/2017	9	7,05	72	303	60	41,1	55,2	0,001	0,003	55,2	4,1
02/09/2017	15	7,6	66	275	130	40,9	64,1	0,001	0,003	64,1	4,1
24/10/2017	4	8,6	20	136	65	36,6	40,9	0,06	0,003	41	0,6
27/12/2017	22	7,85	64	159	13	47,6	52,8	0,001	0,003	52,8	0,2
24/02/2018	30	8,35	41	170	48	52,3	60,1	0,001	0,003	60,1	1,2
Moyenne	16	7,89	52,6	208,6	63,2	43,7	54,62	0,0128	0,003	54,64	2,04

Le tableau ci-dessous montre d'abord que le débit d'entrée est toujours égal à celui de sortie sur une journée ce qui n'est pas systématique compte tenu du fait qu'il peut y avoir stockage d'effluents dans le bassin tampon. Sinon, la moyenne montre que sur ces 5 journées le pH en sortie est supérieur au pH en entrée. Néanmoins, durant trois jours sur cinq le pH est inférieur en sortie par rapport à l'entrée. Ce dernier résultat est étrange puisque lors de l'analyse théorique il a plutôt été mis en évidence une augmentation potentielle du pH (voir synthèse bibliographique 2.2.3).

Tableau 5 : Charge reçue et taux de charges observés à différentes dates

Date	Charge reçue (EH)						Taux de charge				
	DBO ₅ (50g/EH)	DCO (120g/EH)	MES (90g/EH)	NTK (12g/EH)	Pt (2,5g/EH)	Moy	DBO ₅	DCO	MES	NTK	Pt
31/08/2017	51	67	45	38	22	44	17%	24%	23%	14%	9%
02/09/2017	95	116	46	87	38	76	32%	42%	23%	31%	16%
24/10/2017	18	23	16	21	11	18	6%	8%	8%	8%	5%
27/12/2017	258	211	133	194	83	176	86%	77%	67%	70%	35%
24/02/2018	268	329	202	339	153	258	89%	120%	101%	123%	64%
Moyenne	138	149,2	88,4	135,8	61,4	114,4	46%	54%	44%	49%	26%

Le tableau 5 montre que selon la date, la charge reçue, quel que soit le paramètre, est très variable. Celle-ci peut passer de 23 EH à 329 EH pour la DCO par exemple. Cela met en exergue la problématique de variabilité saisonnière des flux produits au Markstein.

La charge moyenne ne dépasse pas la limite prévue par le dimensionnement (300 EH). Si les paramètres sont pris individuellement, le taux de charge le 24/02/2018 est supérieur pour la DCO et les NTK et légèrement pour les MES. Le jour de ce contrôle était un jour de week-end hivernal où il y a dû avoir une affluence touristique particulièrement importante.

Tableau 6 : Rendements observés à différentes dates

Date	Rendement						
	DBO ₅	DCO	MES	NH ₄ ⁺	NTK	NGL	Pt
31/08/2017	76%	68%	46%	-40%	-4%	-4%	36%
02/09/2017	79%	70%	52%	17%	6%	6%	34%
24/10/2017	91%	80%	81%	14%	36%	35%	91%
27/12/2017	89%	86%	98%	30%	50%	50%	98%
24/02/2018	91%	87%	92%	46%	56%	56%	91%
Moyenne	85%	78%	74%	13%	29%	29%	70%

Les rendements observés en moyenne sont variables selon les paramètres. En effet l'abattement de la matière azoté n'est pas très bon. En ce qui concerne la matière organique, les MES et le phosphore, rendements sont très bon voire excellents selon les jours. Cela confirme les dires du constructeur de la STEP (société AMP) sur les faibles capacités du procédé qu'il a observées pour le traitement de la matière azoté, notamment l'ammonium (NH₄⁺).

D'autre part, le dépassement de la capacité théorique de la STEP observé précédemment n'est pas problématique pour les résultats puisque les rendements observés ce jour sont parmi les meilleurs observés. Cela confirme également les observations de l'exploitant d'un meilleur fonctionnement à forte charge.

3.6.2. Rapport LOREAT

LOREAT est une entreprise d'audit dans le domaine de l'eau qui a été mandaté pour produire un rapport sur la réalisation et le fonctionnement de la STEP du Markstein. Il comporte une partie de description du fonctionnement la STEP et présente également des mesures faites sur 2 jours consécutifs afin d'en déduire les performances réelles de l'installation. C'est cette dernière partie du document qui est utilisée ici.

Plusieurs types de mesures ont été menés durant cette étude. La première est la mesure des concentrations de plusieurs paramètres à différentes étapes du traitement. Cela donne des informations sur la place que prend tel ou tel dispositif dans l'efficacité du traitement.

Le tableau ci-dessous reprend les données collectées à ce sujet :

Tableau 7 : Concentration à chaque étape du process (source : Rapport LOREAT)

	Débit m ³ /j	DBO ₅ mg/L	DCO mg/L	MEST mg/L	N-NH ₄ mg/L	NK mg/L	NGL mg/L	PT mg/L
1^{er} jour								
Entrée station	12,5	740	2240	930	58,2	111	111,24	15
Sortie Tamis	12,5	260	595	110	54,1	76,3	76,54	8,9
Sortie BT	17,9	100	465	460	41,1	76,4	76,64	3,7
Sortie Station	14,9	16	29	16	38	42,7	42,95	0,18
2^{ème} jour								
Entrée station	21,9	1600	3160	1200	80,2	138	138,24	13
Sortie Tamis	21,9	220	572	130	73,1	100	100,3	11
Sortie BT	17,4	130	496	440	56,1	86,1	86,34	4,1
Sortie Station	13,6	18	63	21	45,6	53,2	53,44	0,39

On remarque tout d'abord que les concentrations en entrée sont très élevées pour un effluent domestique, ce qui pourrait être révélateur de la présence d'effluent non domestique. On remarque également que la teneur en MES augmente entre la sortie des tamis (filtres membranaires SALSNES) et la sortie du bassin tampon ce qui peut provenir d'un retour de boues et/ou de filtrat de déshydratation.

La pollution est très largement réduite par l'action des tamis ce qui signifie que la pollution excessive détectée est majoritairement particulaire et que la station est armée pour faire face à ce genre d'imprévus.

Il a également été contrôlé si le taux de charge effectif était conforme à ce qui était annoncé. Les données sont dans le tableau 8 ci-dessous :

Tableau 8 : Taux de charges selon le jour de mesure (source : Rapport LOREAT)

	Débit m ³ /j	DBO5 kg/j	DCO kg/j	MEST kg/j	N-NH ₄ kg/j	NK kg/j	NGL kg/j	PT kg/j
1 ^{er} jour	12,5	9,3	28,0	11,6	0,7	1,4	1,4	0,19
2 ^{ème} jour	21,9	35,0	69,2	26,3	1,8	3,0	3,0	0,28
capacité de traitement nominale du marché	108	15	33	18	2,6	3,3	/	0,6
<i>Taux de charge de l'installation (%)</i>								
1 ^{er} jour	12	62	85	65	28	42	/	31
2 ^{ème} jour	20	234	210	146	68	92	/	47

On remarque que les taux de charges dépassent très largement la capacité nominale de la STEP lors du deuxième jour de mesure (pour certains paramètres comme la DBO5 : 35kg/j = 700EH). Cela est inattendu car les mesures ont été faites au début de l'été, hors périodes de vacances scolaire. Une course cycliste a eu lieu ce jour-là, mais une telle sollicitation est malgré tout anormale. Ce serait donc révélateur des rejets non-domestiques déjà mis en évidences.

Le rendement épuratoire de la station a également été mesuré et calculé pour les différents paramètres dans ce tableau :

Tableau 9 : Rendements épuratoires selon le jour de mesure (source : Rapport LOREAT)

rendements épuratoires %	DBO5 eb	DCO eb	MEST	N-NH ₄	NK	NGL	PT
1 ^{er} jour	98	99	98	35	62	61	99
2 ^{ème} jour	99	98	98	43	61	61	97
mini - Constructeur	31	40	40	/	/	/	/
mini - Projet AP	56	40	65	/	/	/	/

Quel que soit le jour, les rendements atteints sont très élevés même lorsque la charge journalière dépasse celle prévu au marché. Seule la pollution azotée a un rendement plus faible comme il a déjà pu être mis en évidence lors de l'analyse des données d'autosurveillance.

Le tableau ci-dessous montre que le rendement lié à l'électrofloculation uniquement (calculé entre la sortie des filtres et la sortie de la station à partir des concentrations) est très élevé. De plus, la présence de la pollution particulaire très chargée (non-domestiques) rend l'efficacité liée au filtre à toile anormalement élevée.

Tableau 10 : Performances des différents organes de la STEP (1^{er} jour) (source : Rapport LOREAT)

1 ^{er} jour	Débits m ³ /j	DBO5	DCO	MEST	N-NH ₄	NK	N-NO ₂	N-NO ₃	NGL	PT	pH
Rendements %											
Prétraitement	/	65	73	88	7	31	0	0	31	41	/
Electrofloculation	/	94	95	85	30	44	nég	0	44	98	/
Global STEU	/	98	99	98	35	62	nég	0	61	99	/
Objectif*	/	56	40	65	/	/	/	/	/	/	/

Des mesures débitométriques de nuit ont été effectuées afin de déterminer le taux d'eaux claires parasites. Le tableau ci-dessous présente ces données :

Tableau 11 : Calcul du taux d'eaux claires parasites (source : Rapport LOREAT)

	(a)	1 ^{er} jour			2 ^{ème} jour		
		2 h - 7 h (5h)			2 h - 8 h (6h)		
volume journalier	(b)	12,5 m ³			21,9 m ³		
volume nocturne	(c)	0,4 m ³			0,9 m ³		
Pollution résiduelle nocturne		mg/L	kg	EH	mg/L	kg	EH
DBO5eb	(50 g/EH/j)	57	0,023	0	140	0,126	3
DCOeb	(105 g/EH/j)	283	0,113	1	575	0,518	5
MEST	(55 g/EH/j)	88	0,035	1	120	0,108	2
NK	(11 g/EH/j)	69,1	0,028	3	111	0,1	9
Ptotal	(1,5 g/EH/j)	7,6	0,003	2	10	0,009	6
Pollution moyenne	(d)	1 EH			5 EH		
ESD correspondantes	(e)=[(d) x 110 l/EH/j]	0,11 m ³			0,55 m ³		
Débit d'eaux claires résiduelles	(f)=[(e)-(c)]/(a)	0,06 m ³ /h			0,06 m ³ /h		
Volume d'eaux claires parasites	(g)=[(b) x 24]	1,44 m ³			1,44 m ³		
Volume calculé des ESD	(h)=(f)-(g)	11,06 m ³			20,46 m ³		
Taux de dilution brut	=[(g)/(h)] x 100	15%			5%		

Lors des deux jours de mesures, le taux d'eaux claires parasites est très faible si bien qu'il a été obtenu des taux de dilution de 15% et 5% tandis que le marché prévoit 200%. Cela est représentatif de la sécheresse qui régnait au moment des mesures mais n'est pas du tout représentatif du taux de dilution qu'il peut y avoir en période hivernale et de fonte des neiges (selon l'exploitant).

D'autre part, la consommation d'énergie électrique observée durant les deux jours de mesure est de 25 et 7 kWh/kg DBO₅ traité. Ces valeurs sont assez élevées et sont supérieures à ce que l'on retrouve généralement sur des STEP classiques de type boue activée (de l'ordre de 3,5kWh/kgDBO₅) (GRAIE).

Cette partie a pu montrer le fonctionnement de la station du Markstein fonctionnant sur la base de l'électrofloculation Il a également été mis en évidence quelques problèmes d'exploitation provenant d'un manque d'automatisation du traitement vis-à-vis du potentiel d'oxydo-réduction. De plus, l'objectif de ce mémoire est également de proposer des pistes d'optimisation du process. Pour l'ensemble de ces raisons, des essais en laboratoire ont été effectués et sont présentés dans la section suivante.

4. Essais complémentaires et étude de sensibilité

Les essais qui sont présentés dans la suite du mémoire ont été effectués dans le but de mieux comprendre les phénomènes en jeu ainsi que l'importance que chaque paramètre peut avoir sur les performances du traitement par électrofloculation. Ces essais ont pu avoir lieu grâce à la fourniture d'un pilote par la société AMP, société qui a équipé de la station du Markstein.

4.1. Protocole expérimental

4.1.1. Descriptif du pilote

Le pilote d'électrofloculation fonctionne en discontinu et a une capacité de 2L. Une alimentation électrique classique (220V) est nécessaire pour faire fonctionner une alimentation stabilisée à courant continu. Cette alimentation permet de fournir un courant électrique d'une tension allant jusqu'à 20V. Deux électrodes (en fer ou en aluminium) sont branchées sur le générateur (figure 45) et sont plongées dans le réservoir qui contient les effluents à traiter. Les électrodes sont équipées d'un disjoncteur. Celui-ci sert à protéger l'opérateur et sert également d'interrupteur afin de couper le courant dans les électrodes sans modifier le paramétrage de l'alimentation. Le pilote a un encombrement d'approximativement 1,2m de hauteur par 50cm de côté (figure 47). Il est équipé d'un robinet qui permet de prélever les échantillons (figure 48) et d'une petite pompe qui permet de mettre en place une agitation par recirculation des effluents contenus dans le réservoir (figure 46 et figure 47).



Figure 45 : Electrodes en fer ou en aluminium



Figure 46 : Pompe de recirculation

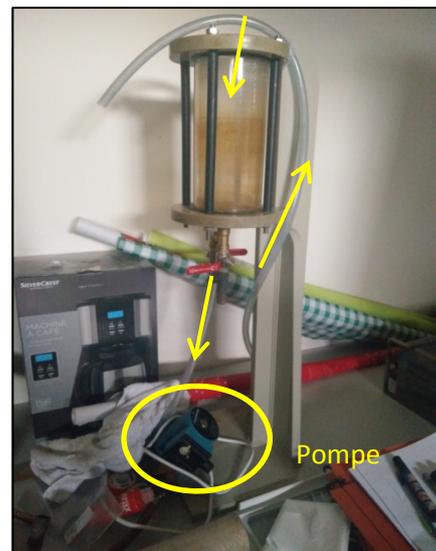


Figure 47 : Pilote et pompe de recirculation



Figure 48 : Robinet de prise d'échantillon

4.1.2. Objectifs des essais en laboratoire

Le but des tests qui vont être effectués est d'évaluer la performance du procédé d'électrofloculation en faisant varier différents paramètres qui ont été mis en évidence comme pouvant l'influencer. L'objectif est de pouvoir mieux comprendre les phénomènes en jeu et au final d'utiliser les enseignements recueillis pour proposer des pistes d'optimisation du fonctionnement et du pilotage de la STEP du Markstein.

4.1.3. Méthodologie

La synthèse bibliographique met en évidence plusieurs paramètres pouvant influencer significativement l'efficacité de l'électrofloculation (voir 2.2.3). Ces paramètres sont : le pH ; la conductivité ; l'alimentation électrique (tension ou courant) et la distance entre les électrodes. Comme pour tout procédé de traitement, le temps de séjour des effluents est également un paramètre important.

Il s'agira alors de faire plusieurs séries d'expériences en ne faisant varier qu'un seul de ces paramètres, ce qui permettra de montrer dans quelle mesure le paramètre en question influence l'efficacité de traitement et de déterminer une valeur optimum pour ce paramètre. L'indicateur qui a été choisi pour déterminer l'efficacité du traitement est la DCO car il est révélateur du niveau de pollution de l'échantillon et qu'il est plutôt simple à mesurer. Se concentrer sur un seul indicateur de l'efficacité du traitement permet d'économiser en temps d'analyse et en consommables sans pour autant sacrifier la qualité de l'analyse.

Pour résumer, les paramètres à faire varier individuellement sont :

- pH
- Conductivité
- Tension
- Temps de séjour
- Distance entre les électrodes

Tandis qu'un des paramètres est testé pour plusieurs valeurs, les autres paramètres doivent être fixés par défaut. Les valeurs par défaut sont :

- pH : pH de l'eau brute
- Conductivité : Conductivité de l'eau brute
- Tension : 12 V
- Temps de séjour : 8 minutes
- Distance entre les électrodes : 10 cm

L'expérience utilisant l'ensemble des paramètres par défaut sera effectuée à chaque série d'expérience (du fait que l'eau utilisée n'a pas forcément été prélevée au même moment).

La mesure des différents paramètres est effectuée uniquement avant et après le traitement (pas de mesure au cours du traitement). Ces mesures concernent la DCO et d'autres paramètres faciles à mesurer et caractérisant l'état général de l'eau (voir 4.1.4).

Après avoir déterminé par les expériences la valeur optimum de chaque paramètre cité plus haut, deux essais sont effectués en utilisant ces valeurs. L'un est effectué avec des électrodes en fer et l'autre avec des électrodes en aluminium. Ces deux essais seront appelés les essais « d'optimisation ».

Des paramètres supplémentaires sont mesurés durant les essais d'optimisation. Cela permet de caractériser le processus dans le détail pour les meilleures conditions de traitement possible et d'en déduire la pleine capacité du procédé quant à l'abattement des polluants.

De façon annexe, plusieurs variantes du protocole expérimental classique sont effectuées. Le détail de ces variantes est abordé dans la partie qui y est consacré (voir 4.1.8).

Remarque : dans un souci de temps et d'économie de réactifs, chaque test est effectué uniquement une fois ce qui peut rendre fragile les conclusions qui sont apportées.

4.1.4. Explications sur les paramètres envisagés

Paramètres à faire varier

L'état initial de l'échantillon testé a une incidence sur le traitement, c'est pourquoi il peut être bon de modifier certains paramètres afin d'en observer l'incidence. C'est le cas du pH et de la conductivité. Cependant ces deux paramètres sont amenés à être modifiés au cours du traitement ainsi ils seront également des paramètres à contrôler.

Les paramètres à faire varier sont :

- pH

Le comportement du procédé peut être différent selon le pH de départ car les espèces prédominantes formées à l'anode ne seront pas systématiquement les mêmes. Il peut notamment y avoir création d'H₂O₂ (voir biblio)

Le pH est modifié en ajoutant à l'échantillon d'eau brute de l'acide sulfurique) ou de la soude.

- Tension / Intensité

L'intensité qui règne dans un électrolyte est directement liée à la tension et à la conductivité. Ainsi, en faisant varier la tension (à conductivité fixe), l'intensité varie.

Par définition, l'intensité du courant est le nombre d'électron qui transite pendant un laps de temps. La quantité d'ions créés est directement liée à la quantité d'électrons qui transite par les électrodes selon l'équation de la réaction d'électrolyse (voir synthèse bibliographique 2.2.2)

Ainsi en faisant varier la tension, on influe sur la quantité de coagulant créée et donc sur l'efficacité du traitement.

- Conductivité

Les différents auteurs de la bibliographie, l'exploitant et le fournisseur de la STEP du Markstein affirment que la conductivité de l'effluent a un fort impact sur la consommation énergétique du traitement. La conductivité influence directement l'intensité que le générateur peut délivrer (c'est l'inverse de la résistance électrique) et a donc une influence sur la qualité du traitement comme il a déjà été expliqué. Une injection de saumure (NaCl) est en place sur la STEP du Markstein, l'optimisation de ce paramètre permettrait de mieux doser cet apport.

- Temps de séjour

Faire varier le temps de réaction est un des moyens pour faire varier la quantité d'électrons fournie par le générateur durant le traitement. Pour les mêmes raisons que précédemment, il est important de déterminer le temps de séjour optimal (voir 2.2.3).

- Ecartement des électrodes

La distance entre les électrodes est également un paramètre qui influence la résistance électrique du milieu. Ainsi, plus la distance est élevée plus la résistance est importante et moins l'intensité qui peut transiter entre les électrodes sera forte.

Faire varier la distance entre les électrodes permet également de modéliser un phénomène d'usure et d'en observer l'impact.

Valeurs testées :

Le tableau ci-dessous rassemble les valeurs qui seront testées pour chaque paramètre à faire varier.

Tableau 12: Valeurs testées pour les paramètres à faire varier

		Valeurs testées					
Paramètres à faire varier	pH	3,5	8,3 (i)	10			
	Conductivité (µS/cm)	1424 (i)	2770	3270	4020	4170	
	Ecartement (cm)	5	10	15	20		
	Temps de séjour (min)	5	8	15	20		
	Tension (V)	2	5	8	12	16	20

Il est a noter que ce tableau a été créé à postériori des expériences et non en préparation de celles-ci.

Les valeurs suivies d'un (i) sont celles de l'échantillon non modifié.

Paramètres à contrôler

Contrôle systématique :

- pH

La réaction d'électrolyse qui a lieu lors de l'électrofloculation crée des ions hydroxydes HO^- (voir 2.2.2). Même si en théorie ces ions doivent tous être consommés, il est important de contrôler l'évolution du pH que cela peut impliquer.

- Conductivité

L'électrofloculation est un procédé qui utilise des ions, il est donc bon de contrôler l'évolution de la conductivité. D'autant plus que c'est un paramètre clé de l'efficacité du traitement.

- Intensité

L'intensité est influencé par de multiple paramètres comme la tension, la conductivité, l'écartement des électrodes. Il faut contrôler ce paramètre dans le but de déterminer et valider les relations qui en découlent.

- Potentiel d'oxydo-réduction

Le potentiel d'oxydo-réduction est surveillé car c'est le paramètre de contrôle qu'utilise l'exploitant de la STEP du Markstein. L'objectif ici est de confirmer qu'il existe un lien entre ce paramètre et l'avancement du traitement et de décrire dans quelle mesure.

- DCO

Selon la bibliographie, le procédé d'électrofloculation est un des plus efficaces pour le traitement de la DCO. Selon la société AMP il est même capable d'abattre la part réfractaire. De plus, il s'agit du paramètre de pollution qui est utilisé pour déterminer les paramètres opérationnels optimaux (tension, écartement des électrodes, etc...). Pour ces raisons, il s'agit d'un paramètre à contrôler dans tous les cas rencontrés. Pour finir, la DCO est un paramètre où il existe un seuil réglementaire systématique.

- Turbidité

L'électrofloculation est un procédé qui est très efficace dans la déstabilisation des particules colloïdales (voir 2.2.5). Ces particules sont la cause majeure de turbidité dans l'eau, c'est pourquoi ce paramètre est contrôlé et est intéressant de connaître systématiquement.

Paramètres à contrôler sur les essais d'optimisation

- DBO_5

Ce paramètre est contrôlé afin de démontrer que l'électrofloculation est également capable d'attaquer la part biodégradable de la matière organique. Il est également important d'avoir une idée de l'évolution de ce paramètre car il s'agit du paramètre réglementaire utilisé dans la plupart des cas.

- MES

Les stations d'épurations sont systématiquement contrôlées vis-à-vis de ce paramètre, c'est pourquoi, avoir une idée précise de son évolution est primordial.

- Métaux Lourds (Cu, Al, Fe)

Comme il est dit dans la synthèse bibliographique, les métaux lourds sont réputés comme étant efficacement traités par ce procédé. Le contrôle de ces paramètres a pour but de le confirmer.

- Ammonium (NH₄⁺)

Le fournisseur de la station d'épuration du Markstein éprouve des difficultés à obtenir le bon réglage qui permettrait d'abattre la pollution azotée, notamment l'ammonium. L'objectif ici est de le vérifier et le cas échéant de rechercher la meilleure façon (éventuellement variante) pour traiter ce type de pollution.

- Décantation

Il y a plusieurs façons de séparer l'eau des flocs formés par électrofloculation. La décantation est la technique utilisée à la STEP du Markstein. De ce fait, il est intéressant d'observer la qualité de décantation des flocs formés.

4.1.5. Matériel

Une description du matériel utilisé est disponible en annexe 3.

4.1.6. Echantillonnage

Les échantillons d'eaux usées sont prélevés à l'aide de jerricanes de 10L à l'entrée de la station d'épuration communale de ROSHEIM. Les caractéristiques de l'eau usée ici sont classiques pour des eaux résiduaires urbaines. L'eau usée utilisée n'est pas représentative de l'eau usée qui arrive à la STEP du Markstein (notamment au niveau de la conductivité). Cependant, l'objectif est aussi de montrer que le procédé fonctionne sur des eaux résiduaires sans particularité. Les jerricanes sont stockés dans un frigo ce qui permet aux caractéristiques de l'eau de ne pas changer au court du temps.

4.1.7. Procédure classique :

Précautions avant démarrage :

- Pas de dépôt sur les électrodes
- Disjoncteur commuté (off)
- Réservoir du pilote rincé
- Vanne de prise d'échantillon fermée
- Pompe de recirculation arrêtée
- Electrodes dans le réservoir et espacées de la distance souhaitée

Déroulement d'une expérience :

- Réglage du générateur
- Agitation du jerricane
- Prise de 1L d'échantillon dans une éprouvette
- Modification de l'échantillon le cas échéant (conductivité/pH)
- Préparation du chronomètre/minuteur
- Déversement de l'échantillon
- Commutation (on) du disjoncteur et démarrage du chronomètre/minuteur
- Relevé de l'intensité fournie par le générateur
- Préparation du récipient de prise d'échantillon (bêcher ou bocal)
- Observation de phénomènes visibles dans le réservoir
- Commutation (off) du disjoncteur une fois le temps de séjour souhaité atteint
- Prise de l'échantillon en entier en une fois
- Dégazage par versements successifs (de bocal à éprouvette)
- Décantation dans une éprouvette graduée
- Vérification de la non-présence de flocs flottants
- Relevé de l'heure de début de décantation

- Relevé de la hauteur de l'interface floc/eau claire et de l'heure
- Préparation du dispositif de filtration
- Après décantation versement de l'eau dans le dispositif de filtration (analyse de la différence filtrat/surnageant est disponible en annexe 5)
- Récupération du filtrat pour analyses
- Analyses
- Rinçage du réservoir du pilote
- Nettoyage des électrodes le cas échéant (Eau + papier à poncer spécial métal)
- Nettoyage de la verrerie utilisée

L'ensemble des paramètres à contrôler ont été mesurés préalablement sur l'eau brute (non traitée) à la réception de celle-ci.

4.1.8. Variantes

La procédure précédente a été appliquée pour les séries d'essais où les paramètres à faire varier ont été testés. Cependant, plusieurs variantes de cette procédure ont été envisagées d'être effectuées. Pour ces variantes, les paramètres par défaut sont utilisés. Elles sont les suivantes :

Recirculation

La réflexion qui a été menée est qu'il n'existe pas de système d'agitation au sein du pilote. C'est pourquoi il a été imaginé d'installer une petite pompe capable de faire remonter de l'eau d'une quinzaine de centimètres avec un faible débit afin de créer des turbulences au sein du réservoir et créer une agitation par ce biais. L'aspiration est située au niveau de la vanne de prise d'échantillon et la sortie est composée d'un tuyau flexible plongé jusqu'au fond du réservoir.

Pour cet essai, la seule chose qui change dans la procédure est que la pompe est mise en route directement après avoir commuté le disjoncteur (on) et est arrêtée entre le moment où le disjoncteur est commuté une seconde fois et où l'échantillon est recueilli.

Intermittence

La bibliographie a révélé qu'effectuer des pauses dans l'alimentation électrique des électrodes permettait de réduire la consommation électrique tout en conservant une efficacité équivalente à condition que l'effluent soit agité durant la période où les électrodes ne sont plus alimentées.

La procédure est peu modifiée, il s'agira uniquement de commuter le disjoncteur durant 5 minutes après une période de mise en route de 4 minutes et d'alimenter de nouveau les électrodes pendant 4 minutes. Une agitation manuelle sera effectuée durant la période d'arrêt d'alimentation.

Changement de polarité

Un dépôt peut apparaître sur les électrodes et peu entraver le passage du courant électrique. Le dépôt se forme toujours à l'anode. La solution qui a été trouvée en pratique est une inversion de polarité des électrodes. Après inversion l'anode devient cathode et inversement. Cela permet qu'il y ait dégagement de dihydrogène à l'électrode précédemment encrassée ce qui décolle potentiellement le solide de la surface de l'électrode.

Pour tester cette variante, un arrêt des électrodes est effectué après 4 minutes de mise en route le temps d'inverser les polarités des électrodes au niveau du branchement sur le générateur de courant continu.

Echantillon oxygéné

Sur la STEP du Markstein, une oxygénation de l'eau préfiltrée est effectuée. Cette variante est faite pour observer l'influence de cette modification de l'état de l'eau brute.

La procédure est identique à l'exception du fait que l'échantillon a préalablement été oxygéné à l'aide d'une pompe à air équipée d'une crépine.

Filtration uniquement

Dans cette variante, les analyses seront effectuées sur un échantillon qui a uniquement été filtré. Cela permet de montrer quel est le gain purement lié à l'action d'électrofloculation.

Dilution

Parfois le taux de dilution dû aux eaux claires parasites est très élevé au Markstein. Le but ici est d'observer l'influence de la dilution sur les performances du procédé.

La seule différence réside dans le fait que l'échantillon qui est traité a préalablement été dilué.

Différence entre prélèvement sur filtrat ou surnageant

Dans le cas général, l'eau traitée est filtrée pour séparer l'eau des floccs. Les analyses ne sont faites que sur le filtrat. Cependant sur la STEP du Markstein ce n'est pas un filtre qui remplit cette mission mais un décanteur. Ici on veut observer l'influence que cette pratique peut avoir sur les résultats.

Utilisation de polymères d'origines naturelles

Il m'a été donné l'occasion de tester l'influence que pourrait avoir l'ajout de polymères d'origine naturelle dans l'eau traitée par électrofloculation. La notion « d'origine naturelle » est importante car au Markstein l'ajout de produits chimiques a totalement été prohibé pour des raisons de protection de périmètre de captage. Ces polymères sont pour la plupart des amidons ou des tanins.

Ceci a été fait en partenariat avec la société HYDREX membre du groupe VEOLIA qui est une société fournisseuse de produits pour le domaine du traitement de l'eau.

4.1.9. Synthèse

Le tableau ci-dessous montre en vert les paramètres à contrôler pour les différents types d'expériences prévu.

Tableau 13 : Paramètres à contrôler selon le type d'expérience

Paramètres	Paramètres à optimiser	Variantes	Optimisations
pH			
Conductivité			
Intensité			
Tension			
Rédox			
Turbidité			
DCO			
DBO5			
MES			
NH4+			
Métaux Lourds			
Décantation			

Ces paramètres sont à mesurer sur l'eau brute (avant traitement) une seule fois pour chaque échantillon qui a été prélevé au même instant. Ceci est correct car la conservation dans des réfrigérateurs permet que l'état de l'eau usée ne soit pas modifié avec le temps.

D'autre part, ces paramètres sont à mesurer sur l'eau traitée après filtration pour chacune des expériences (sauf variante contraire).

4.2. Résultats et analyse

Les observations particulières qui ont été faites durant les essais en laboratoires sont décrites en annexe 4.

Pour rappel de l'objectif de chacune des parties décrites ci-après, voire le protocole expérimental.

4.2.1. Variation de la conductivité

Intensité

Ci-dessous l'intensité du courant parcourant les électrodes durant le traitement de l'eau en fonction de la conductivité initiale de l'échantillon.

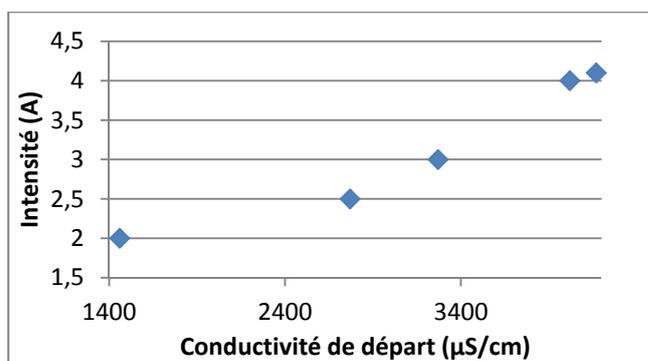


Figure 49 : Intensité appliquée en fonction de la conductivité initiale

Comme le dit la théorie, plus la conductivité est élevée plus l'intensité du courant qui parcourt les électrodes est élevée (voir 2.2.3). On observe néanmoins une stagnation au delà de 4000 µS/cm.

pH

Ci-dessous un graphique représentant le pH après traitement de l'eau en fonction de la conductivité initiale de l'échantillon.

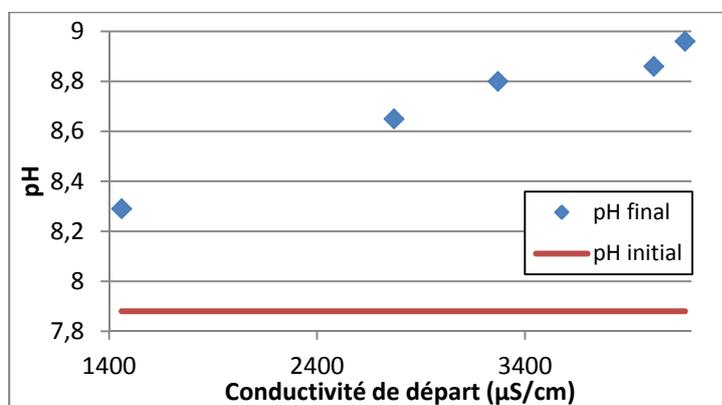


Figure 50 : pH final en fonction de la conductivité de départ

Les résultats montrent que dans chaque cas, le pH augmente au cours du traitement et que plus la conductivité de départ est élevée plus le pH augmente. Comme l'intensité augmente avec la conductivité, il y a accélération des réactions par l'apport de plus d'électrons. Comme le dit la théorie, la création d'ions OH^- par dissociation de l'eau est proportionnelle au nombre d'électrons qui entrent en jeu (voir 2.2.2). Même si la plupart des ions hydroxydes ainsi créés s'associent avec les ions Fe^{2+} , le phénomène d'électrophorèse (voir 2.2.3) n'est pas suffisant pour que chaque molécule créée par électrolyse se rencontre. D'autre part, beaucoup de polluants sont chargés négativement (voir prérequis 2.1.1), de ce fait, des ions Fe^{2+} s'associent avec ces polluants plutôt qu'avec les ions hydroxydes.

Conductivité

Le graphique ci-dessous montre la variation de la conductivité au cours du traitement de l'eau en fonction de la conductivité initiale de celui-ci.

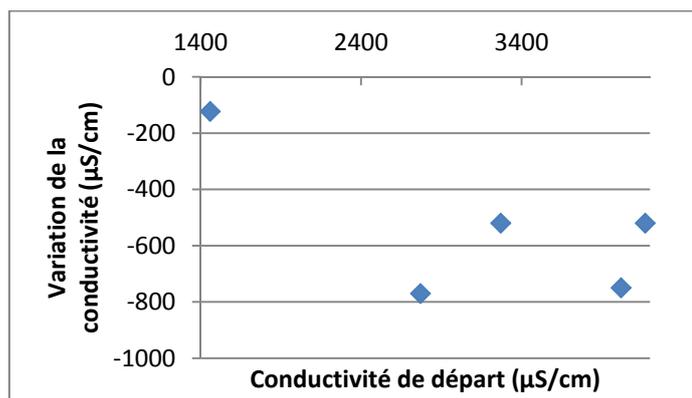


Figure 51: Conductivité finale en fonction de la conductivité initiale

On remarque dans un premier temps que quelle que soit la conductivité, celle-ci diminue au cours de la réaction. Cela signifie qu'il y a neutralisation d'ions (polluants) par l'action des OH^- et Fe^{2+} . Ce phénomène est donc prédominant sur la création d'hydroxydes en excès (augmentation du pH). Dans un second temps, on remarque que cette variation est plus faible à la concentration initiale plutôt que pour les échantillons de conductivité modifiée. Cela est probablement dû à la présence plus importante d'ions, qui accroît le phénomène de neutralisation. En parallèle, comme la quantité d'ions est plus importante, le phénomène d'électrophorèse (voir synthèse bibliographique 2.2.3) est plus efficace.

DCO

Les deux graphiques ci-dessous représentent la DCO finale en fonction de la conductivité initiale de l'échantillon. Celui de droite met en perspective les valeurs obtenues avec la valeur de DCO de l'eau non traitée.

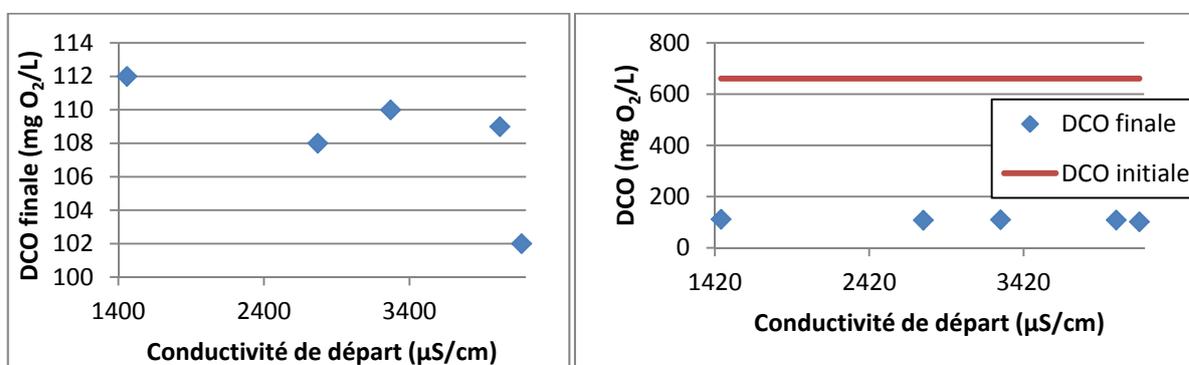


Figure 52 : DCO finale en fonction de la conductivité initiale

Sur le graphique de droite on observe que plus la conductivité initiale est élevée, meilleure est l'épuration. Cependant, si on confronte ces valeurs à la valeur initiale de l'eau brute, la différence apparaît minime (10mg O_2/L soit 1,5%). Malgré tout, cette variation est logique car une conductivité élevée induit une intensité élevée et donc plus d'ions Fe^{2+} créé (voir 2.2.3). Une différence si faible est étonnante mais elle peut toutefois s'expliquer. En effet, la conductivité de l'eau brute serait déjà suffisante pour créer assez d'ions ferreux pour abattre la pollution facilement accessible.

Turbidité

Les graphiques ci-dessous représentent la turbidité finale en fonction de la conductivité initiale de l'échantillon. Sur celui de droite les valeurs obtenues sont comparées à la valeur de turbidité de l'eau non traitée.

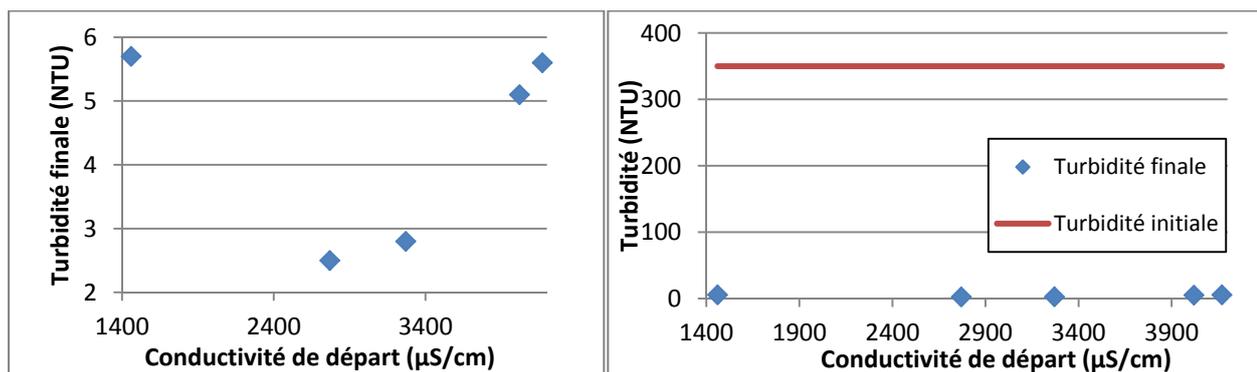


Figure 53 : Turbidité finale selon la conductivité de départ

On voit que la turbidité atteint un optimum autour de 2800 µS/cm et finit par remonter pour des conductivités initiales plus élevées. En théorie, il n'y a aucune raison pour que moins de matière colloïdale (principales responsable de la turbidité) soit coagulé et floculé durant le traitement, mais une explication existe.

Comme il a été mis en évidence en annexe 4, la filtration avec un filtre à café a tendance à colorer plus légèrement l'eau que juste après décantation. Comme les essais où la conductivité initiale est la plus élevée ont produit énormément de boue, l'eau filtrée a eu à traverser une couche plus épaisse avant d'être filtrée, ce qui a eu tendance à emporter plus de solide. Malgré tout, les différences sont faibles aux vues du graphique de droite.

Ce qu'il faut retenir

- Intensité augmente avec la conductivité initiale (proportionnalité)
- pH final augmente avec la conductivité initiale (proportionnalité)
- Conductivité finale diminue avec la conductivité initiale
- Influence réduite sur la DCO au-delà de $\sigma = 1440 \mu\text{S/cm}$
- Léger gain jusque $\sigma \approx 2800 \mu\text{S/cm}$ (surtout en turbidité)

→ Pas d'ajout de sel si $\sigma > 1440 \mu\text{S/cm}$; Influence néfaste sur le pH au delà de $\sigma \approx 2800 \mu\text{S/cm}$

4.2.2. Variation du temps de séjour

Intensité

L'intensité ne varie pas ou de manière indiscernable quel que soit le temps de séjour utilisé. Sans modification de la conductivité et pour une tension appliquée de 12V, celle-ci est d'environ 2A.

pH

Le graphique ci-dessous montre le pH final en fonction du temps de séjour.

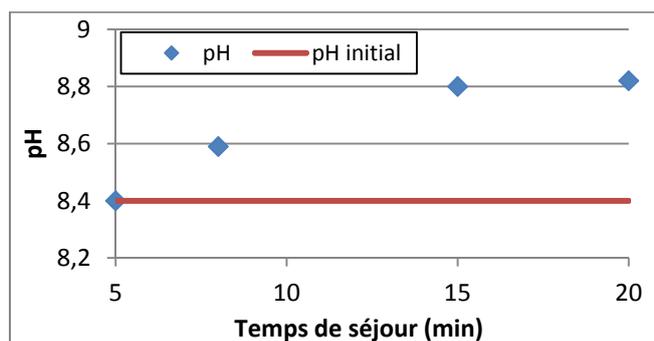


Figure 54 : pH final en fonction du temps de séjour

Comme il a mis en évidence précédemment, le pH final est systématiquement supérieur à l'initial. De plus, plus le temps d'application est long plus le pH augmente. Cette observation est conforme à ce que l'on attend puisque plus le temps passe et plus il y a d'ions hydroxydes produits en excès. Cependant, le pH stagne pour des temps de séjour longs. C'est lié au fait que mathématiquement, pour la même quantité d'ions hydroxydes ajoutée, plus le pH est élevé et plus le pH augmente lentement.

Conductivité

La figure ci-dessous représente la conductivité finale de l'échantillon en fonction de son temps de séjour dans le pilote.

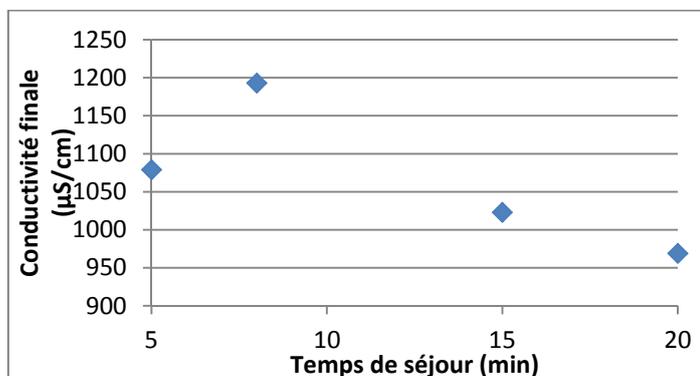


Figure 55: Conductivité finale en fonction du temps de séjour

On observe globalement que pour des temps de séjour plus longs, la conductivité finale de l'échantillon sera moindre. Cette similitude avec la variation de la conductivité est facilement explicable car c'est lié au même paramètre, la quantité d'électrons qui a transité (voir synthèse bibliographique 2.2.3).

L'explication de diminution de la conductivité pour des temps de séjour plus longs est identique à celle évoquée dans la partie précédente. En effet, plus le temps est long, moins il reste de polluants sous forme d'ions à éliminer.

DCO

Ci-dessous est représenté la DCO finale mesurée pour des échantillons restés pendant un temps différent allant de 5 à 20 minutes. A droite les données de DCO finale misent en perspective avec la DCO initiale de l'échantillon.

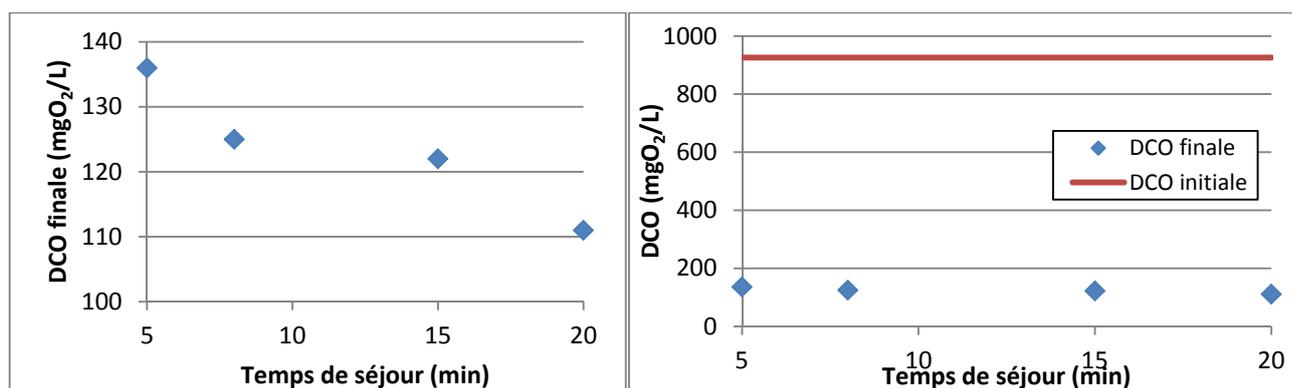


Figure 56 : DCO finale en fonction du temps de séjour

On observe que la DCO diminue pour des temps de séjour plus longs et ce de manière assez significative. En effet, la différence entre un temps de séjour de 5 minutes et de 20 minutes est de 20mg O₂/L. Le paramètre temps de séjour est donc primordial dans l'efficacité du traitement.

Il faut par ailleurs noter que pour les échantillons utilisés, la DCO initiale est d'environ 900. Cette valeur élevée fait que la différence d'abattement constatée entre les temps de séjour faibles et longs n'est plus aussi importante en proportion.

Turbidité

Les graphiques ci-dessous représentent la turbidité finale en fonction du temps durant lequel l'échantillon à été soumis à électrofloculation.

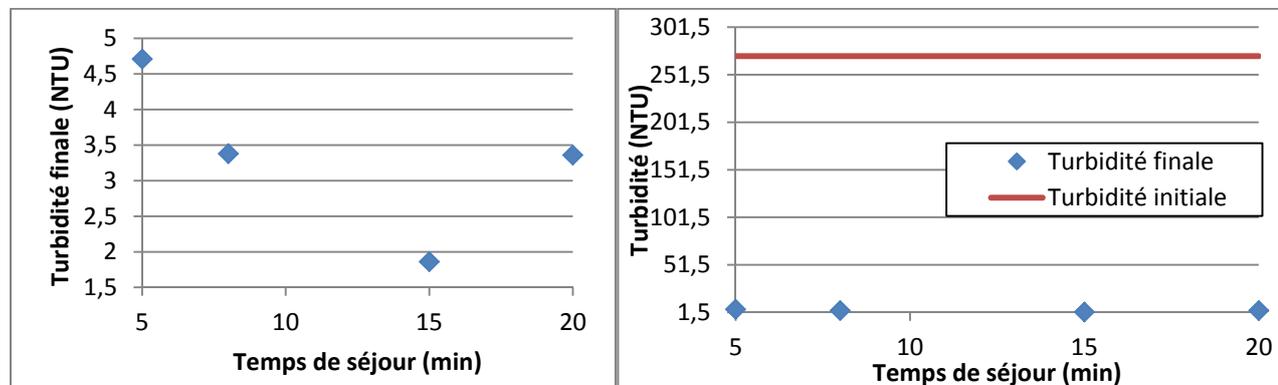


Figure 57 : Turbidité finale en fonction du temps de séjour

De la même façon que précédemment, la turbidité a un optimum pour un temps de séjour autour des 15 minutes, cependant il n'y a pas de raison que la turbidité ait réellement augmentée pour un temps de séjour de 20 minutes. C'est probablement dû au phénomène qui a lieu lors de la filtration étant donné que la quantité de boue constatée lors de cet essai était assez conséquente. D'autre part comme il a déjà été constaté précédemment, les variations que l'on observe sur la figure de droite sont très faibles lorsqu'on compare cela avec la valeur de turbidité mesurée pour l'eau brute.

Fer

La figure ci-dessous montre la quantité de fer totale dans l'eau en fonction du temps de séjour utilisé.

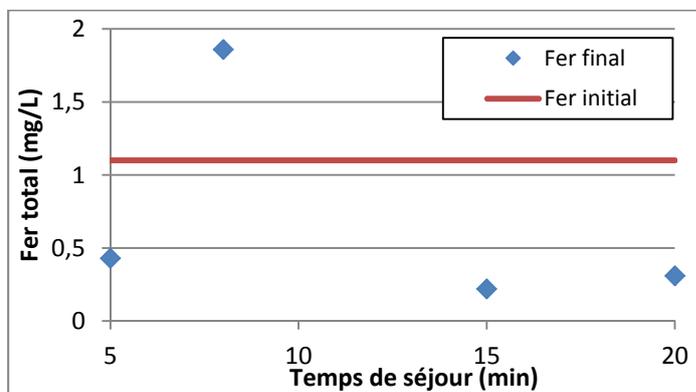


Figure 58 : Fer total en fonction du temps de séjour

Si l'on fait abstraction de la valeur à un temps de séjour de 8 minutes qui paraît être aberrante au vu des autres valeurs obtenues, on remarque que la quantité de fer dissoute diminue. La mesure de fer initiale est faite sur un échantillon d'eau brute non filtrée tandis que les mesures finales sont effectuées sur des échantillons filtrés, ce qui implique que le fer contenu dans les floccs n'est pas mesuré. Ces mesures sont rassurantes car il existe un seuil de rejet de 5g/L mis en place par l'arrêté du 24 août 2017. Ici c'est probablement la production d'ions hydroxydes qui permet d'abattre la pollution en fer par formation d'hydroxydes ferreux. Cette espèce forme le flocc et est séparée de la phase liquide par filtration.

Ce qu'il faut retenir

- Intensité constante
- pH final augmente avec le temps de séjour
- Conductivité finale diminue avec le temps de séjour
- Meilleur traitement en temps de séjour longs (turbidité et DCO)
- Le fer créé ne se retrouve pas dans l'eau traitée quel que soit le temps de séjour (diminution du fer total)

→ Augmenter le temps de séjour en cas de pics de pollution (Paramètre de pilotage efficace)

4.2.3. Variation de l'écartement des électrodes

Intensité

La figure ci-dessous représente l'intensité du courant durant le traitement en fonction de l'écartement des électrodes.

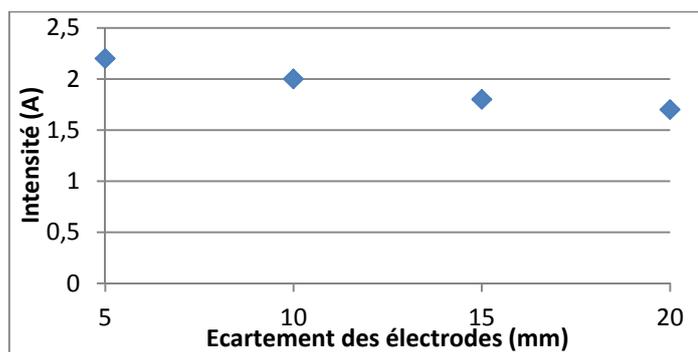


Figure 59 : Intensité appliquée en fonction de l'écartement des électrodes

Il a déjà été mis en évidence que la quantité d'électrons utilisée était influencée par la distance entre les électrodes du fait de la résistance accrue de l'eau (voir 2.2.3). Le graphique ci-dessus confirme cette hypothèse par la mesure de l'intensité qui diminue légèrement en fonction de l'écartement.

pH

Selon ce qui a été vu précédemment, la quantité d'électrons qui entre en jeu dans la réaction diminue avec la distance qui sépare les électrodes. Le pH est donc moins élevé pour des distances plus élevées (moins de création d'ions OH⁻). Le graphique représentant le pH final en fonction de l'écartement des électrodes est disponible en annexe 5.

Conductivité

La conductivité est toujours inférieure à la conductivité initiale de l'échantillon. Les explications concernant cette évolution ont été abordées précédemment. D'autre part, plus l'écartement est important et moins la conductivité sera diminuée au cours du traitement du fait de la diminution de la quantité d'électrons utilisée. Le graphique qui représente la conductivité finale en fonction de l'écartement des électrodes est disponible en annexe 5.

DCO

Les graphiques ci-après montrent la DCO finale pour différents écartements d'électrodes. Celui de droite montre les mêmes valeurs que celui de gauche mais en les comparant à la valeur initiale de DCO.

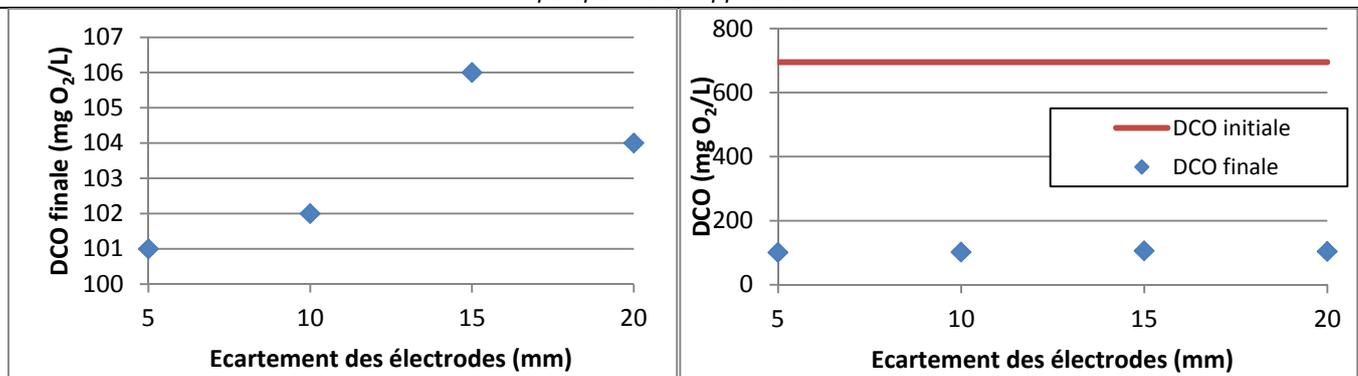


Figure 60 : DCO finale en fonction de l'écartement

La DCO finale est plus élevée pour des écartements plus importants, ce qui est le résultat attendu. Toutefois, la différence entre les valeurs n'est pas très significative (entre 101 et 106) surtout lorsqu'on observe le graphique de droite. Ainsi l'écartement des électrodes est un facteur qui intervient mais qui, entre 5 et 20 mm, n'a pas beaucoup d'influence sur l'abattement de la DCO.

Turbidité

Il y a globalement une augmentation de la turbidité avec l'écartement des électrodes. Cependant les variations sont assez faibles (entre 3 et 7 NTU environ). De la même manière que pour la DCO, on remarque une amélioration du traitement de l'eau pour des écartements plus faibles mais de manière peu significative. Les graphiques qui montrent cette évolution sont disponibles en annexe 5.

Ce qu'il faut retenir

- Intensité légèrement décroissante avec l'écartement
- Accroissement du pH final moins important à écartement élevé
- Diminution de la conductivité finale moins importante à écartement élevé
- Peu d'influence sur l'efficacité de traitement pour 5 mm < écartement < 20 mm (DCO et turbidité)

→ Faible influence de l'usure sur les performances

4.2.4. Variation du pH

Peu de pH différents ont été testés car dans la réalité opérationnelle, une modification du pH avant traitement n'est pas envisageable sur une station d'épuration traitant des eaux domestiques.

Intensité

L'intensité de varie pas quel que soit le pH, celle-ci est égale à 1,9A. Le graphique est disponible en annexe 5.

pH

La figure ci-dessous représente la différence entre le pH initial et le pH final pour différent pH de départ.

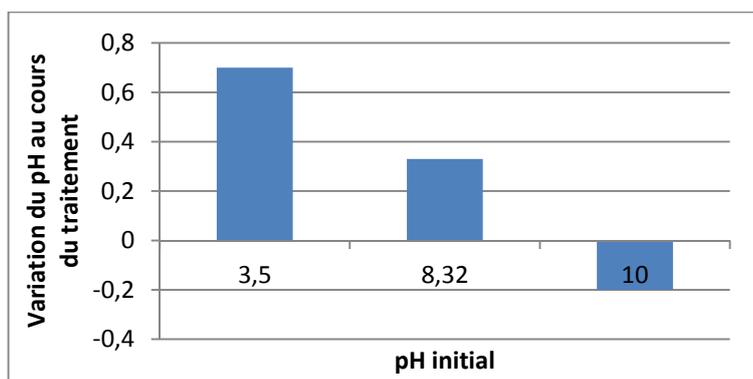


Figure 61 : Variation du pH selon le pH initial

Dans un premier temps on remarque que contrairement à tout ce qui a été observé auparavant, le pH diminue pour un pH de départ de 10. Cela signifie qu'un autre phénomène que ceux qui ont déjà été évoqués intervient pour des pH très basiques. Ce phénomène contrecarrerait la création d'ions hydroxydes en excès et privilégierait la création d' H_3O^+ . On en déduit également qu'il doit exister un point d'équilibre (où le pH ne varie pas au cours de traitement) situé entre un pH initial de 8,3 et 10.

On peut également remarquer sur le graphique ci-dessus que plus le pH est acide plus le pH varie fortement. La figure ci-après montre que la quantité d'ions OH^- créée n'est pour autant pas impactée.

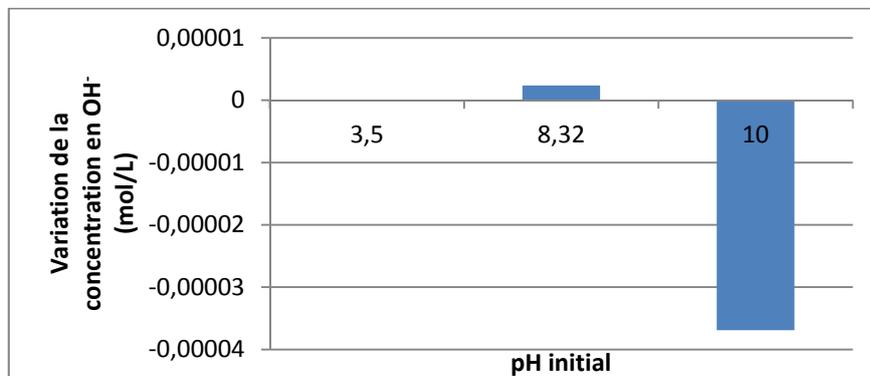


Figure 62 : Variation de la concentration en $[\text{OH}^-]$ au cours du traitement pour différent pH de départ

On en déduit que c'est l'échelle utilisée pour représenter le pH qui crée la différence évoquée précédemment. La figure 64 montre également que la quantité d'ions hydroxydes consommée pour un pH initial de 10 est très importante en comparaison avec la production observée par ailleurs.

Conductivité

La figure ci-dessous représente la conductivité finale de l'eau en fonction du pH initial de l'échantillon utilisé.

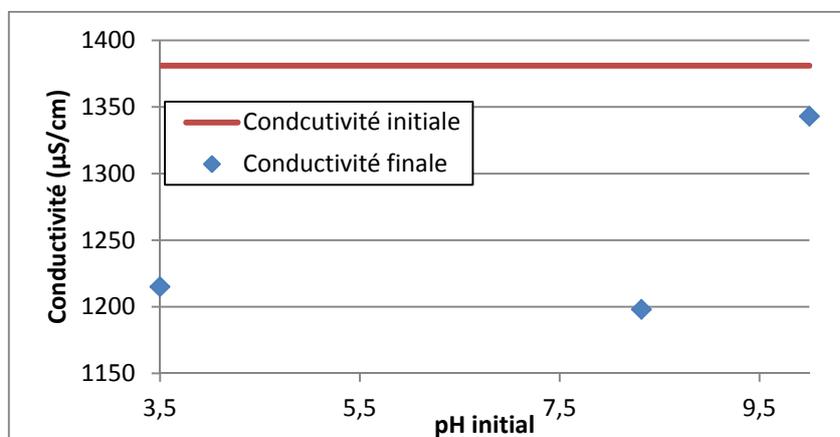


Figure 63 : Conductivité finale selon le pH initial

Globalement, la figure ci-dessus montre que la conductivité diminue substantiellement. Cependant pour un pH de 10 la différence est bien moins marquée. Cela a probablement un lien avec le phénomène évoqué dans la partie « pH ». D'avantages de recherches seront nécessaires pour déterminer la nature exacte de la réaction en jeu.

DCO

Le graphe ci-dessous montre la DCO finale selon le pH initial de l'échantillon utilisé. A droite les valeurs de DCO finales sont confrontées à celle de DCO initiale

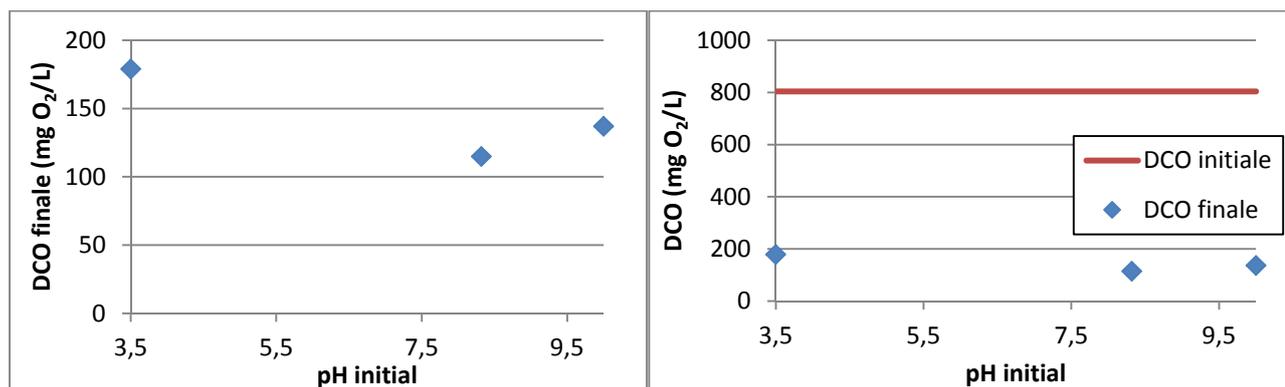


Figure 64 : DCO finale selon le pH initial

On remarque que le traitement est bien moins efficace à pH très acide, malgré la présence hypothétique d'espèces ultra oxydantes (voir annexe 4). On en déduit un pH optimum autour des pH classiquement trouvés dans des eaux usées (7,5 - 8,5) puisque l'efficacité de traitement est légèrement moins bonne à pH très basique.

Turbidité

La turbidité suit la même tendance que la DCO, il y a un optimum pour des eaux usées dont le pH n'a pas été modifié. La figure qui montre la turbidité finale selon le pH de départ est disponible en annexe 5.

Ce qu'il faut retenir

- Intensité constante
- Point d'équilibre du pH pour $8,5 < \text{pH initial} < 10$
- Faible diminution de la conductivité finale à pH élevé
- Traitement optimal à pH initial classique (7,5 – 8,5)

→ Pas de modification du pH à prévoir

4.2.5. Variation de la tension

Intensité

Comme on peut s'y attendre, à conductivité identique, l'intensité fournie par le générateur est approximativement proportionnelle à la tension délivrée (voir annexe 5).

pH

Globalement, plus la tension appliquée est importante plus le pH est élevé. Comme il l'a déjà été montré, l'intensité augmente avec la tension, ce qui implique que la quantité d'électrons qui entre en jeu augmente avec la tension. Ainsi la production d'ions hydroxydes augmente avec la tension, ce qui justifie cette tendance. Le graphique qui représente le pH en fonction de la tension appliquée par le générateur est disponible en annexe 5.

Conductivité

Plus la tension appliquée est élevée plus la conductivité finale est faible. Comme il l'a été expliqué, la quantité d'électrons fournie par le générateur est proportionnelle à la tension. La même explication que pour les paramètres précédents est applicable. Le graphique qui montre cette évolution en fonction de la tension appliquée durant le traitement est disponible en annexe 5.

DCO

Le graphique ci-dessous représente la DCO finale en fonction de la tension qui a été appliquée par le générateur. A droite sont mises en perspective les valeurs de DCO finales avec les valeurs de la DCO initiales.

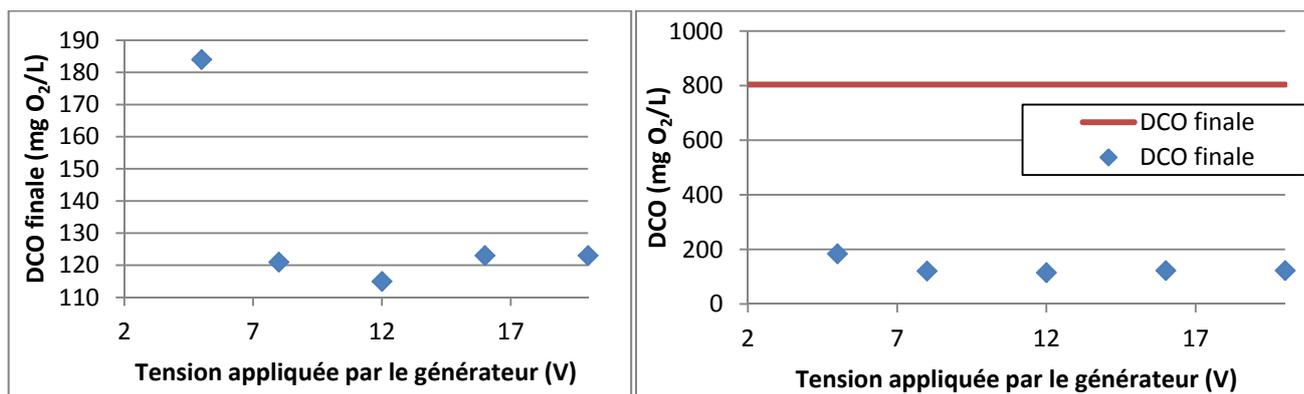


Figure 65 : DCO finale selon la tension appliquée par le générateur

On observe une amélioration du traitement avec l'augmentation de la tension. Cependant un pallier est rapidement atteint autour de 8V et une DCO légèrement plus faible pour 12V. Ainsi, une tension de 8V permettrait d'abattre la grande majorité de la pollution. Cette valeur de 8V est valable uniquement dans ces conditions (conductivité, d'écartement des électrodes, ...) Ainsi ce paramètre est celui qui va devoir être adapté en temps réel selon la charge polluante en entrée car il est facilement modifiable via la supervision.

Turbidité

La figure ci-dessous montre la turbidité finale de l'échantillon selon la tension qui a été appliquée durant le traitement.

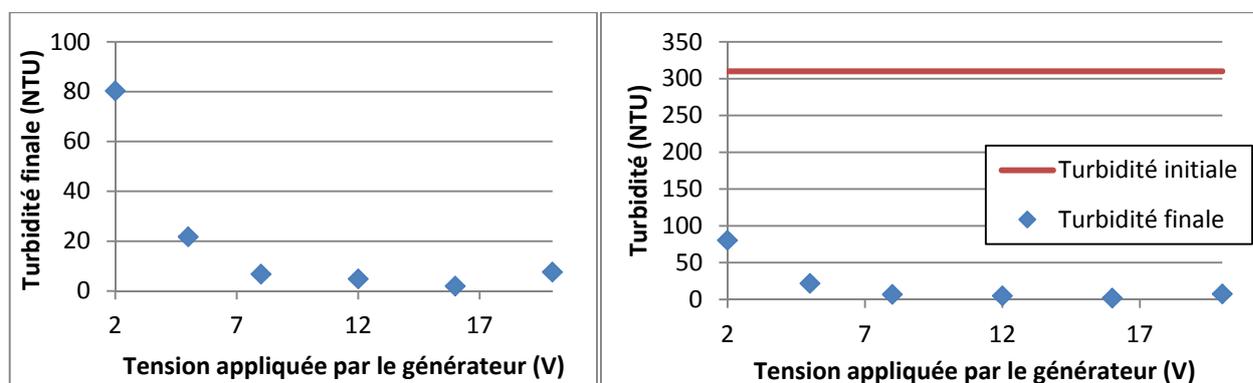


Figure 66 : Turbidité en fonction de la tension appliquée par le générateur

On remarque tout comme pour la DCO qu'un pallier est atteint pour une tension de 8V, cependant il y a une légère amélioration pour une tension de 16V avec une turbidité minimale de 1,92 NTU.

Ce qu'il faut retenir

- Intensité croissante avec la tension (proportionnalité)
- Augmentation du pH final plus importante à tension élevée
- Diminution de la conductivité finale plus importante à tension élevée
- Efficacité de traitement stagne à partir de 8V mais est meilleure à tension élevée

→ Optimisation économique : 8-12V ; Optimisation des performances : 20V

4.2.6. Variantes

Pour plus de détails sur les différentes variantes qui ont été testées, se référer au protocole expérimental (4.1).

Conductivité

La figure ci-dessous représente la différence de conductivité entre l'échantillon d'eau brute et l'échantillon d'eau traitée pour les variantes qui ont pu être testées ainsi que dans une configuration sans variante.

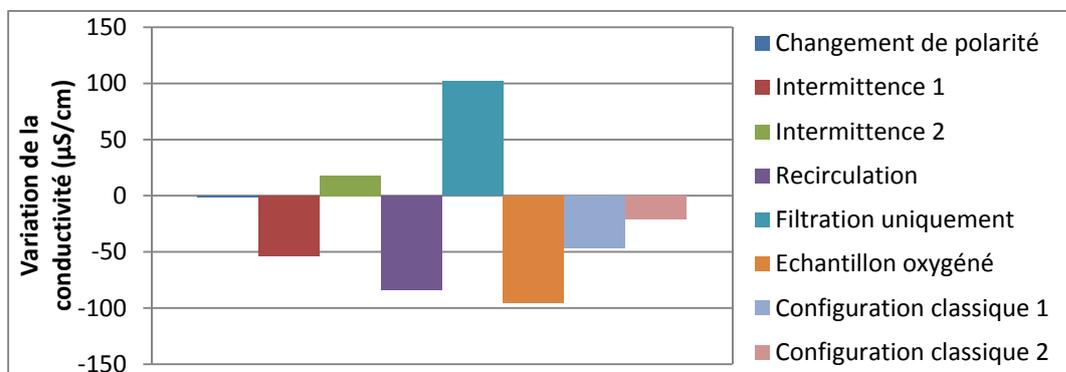


Figure 67 : Variation de la conductivité pour plusieurs variantes

Dans la majorité des variantes, la conductivité diminue sauf dans le cas où l'échantillon a uniquement été filtré et dans un des essais d'intermittence. On s'attend à ce que la conductivité diminue au cours du traitement de l'eau. Comme un résultat attendu est obtenu sur la variante intermittence 1, la valeur obtenue pour la variante intermittence 2 est exclue. Pour l'essai « uniquement filtration », il n'y a pas de raison que l'eau soit composée de plus d'ions après qu'avant filtration. Cette valeur étrange est donc exclue.

La variation de conductivité la plus importante a été obtenue pour la variante « échantillon oxygéné ». Une autre variation importante a été constatée pour la variante avec recirculation. En effet, l'agitation crée plus d'opportunités pour que des ions se rencontrent et se neutralisent.

pH

L'histogramme ci-dessous représente la variation du pH au cours du traitement selon les variantes testées.

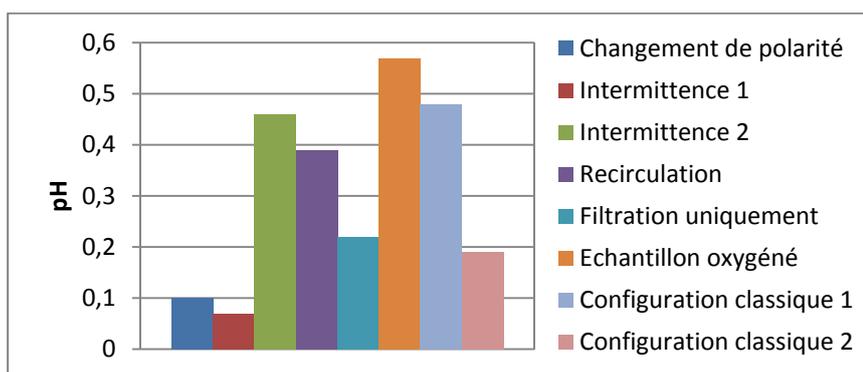


Figure 68 : Variation du pH selon plusieurs variantes

Ici toutes les valeurs de pH mesurées ont évolué dans le sens attendu. L'accroissement le plus fort est celui pour la variante « échantillon oxygéné ». Une réaction existe entre l'ion ferreux et l'oxygène pour créer des ions ferriques et hydroxydes (voir 2.2.2). Ce phénomène supplémentaire de création d'ions hydroxydes fait augmenter le pH de manière plus conséquente.

Mise à part ceci, on peut remarquer des mesures très différentes entre les deux essais en configuration classique ainsi que les deux essais d'intermittence. Si on y regarde de plus près, les deux essais qui ont la plus grande variation (intermittence 2 et configuration classique 1) sont ceux des quatre qui ont un pH de départ le moins élevé. Ainsi cela ne signifie pas forcément qu'il y a eu une production plus importante d'ions OH⁻.

Pour vérifier, le même histogramme a été réalisé mais en prenant comme paramètre la concentration en ion $[OH^-]$

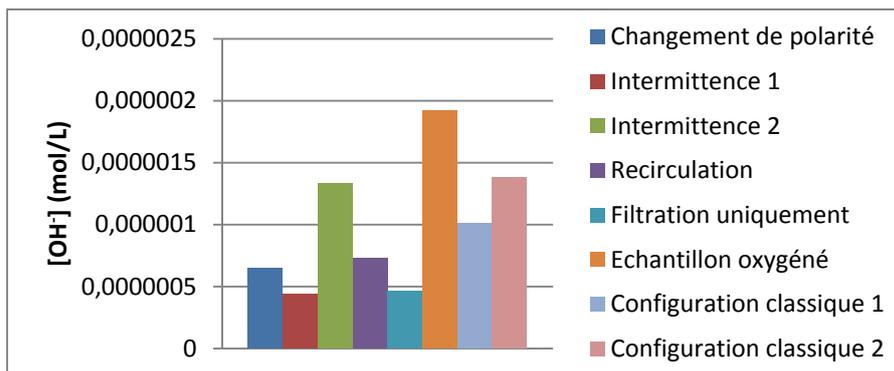


Figure 69 : Variation de $[OH^-]$ selon plusieurs variantes

On observe que la tendance dégagée à propos de l'échantillon oxygéné n'a pas été biaisée par l'échelle logarithmique utilisée pour exprimer le pH. On remarque également que l'écart en ce qui concerne les configurations classiques s'est réduit (et inversé) ainsi que celui pour les variantes d'intermittence.

DCO

L'historgramme ci-dessous représente les performances épuratoire selon la DCO selon chacune des variantes testées.

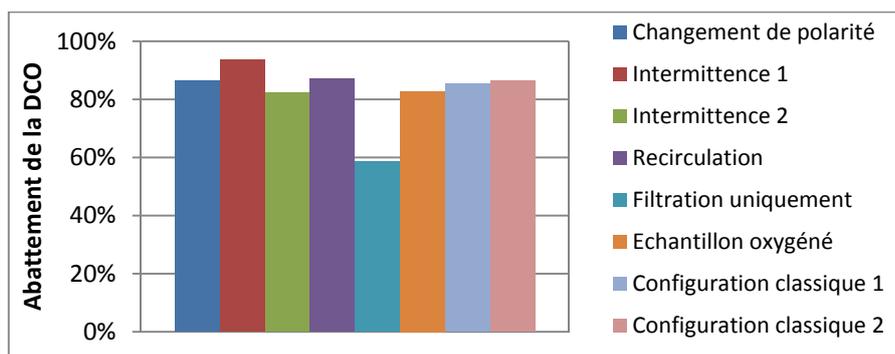


Figure 70 : Variation de la DCO selon plusieurs variantes

On peut observer sur la figure ci-dessus que toutes les variantes ont une efficacité approximativement équivalente entre 85 et 90%. La variante la plus efficace est l'intermittence 1. Hors, l'intermittence 2 est une des variantes qui est la moins efficace (hors « filtration uniquement »). Cette variante ne sera donc pas considérée comme la plus efficace compte tenu de la variabilité. La variante où l'eau est oxygénée est la moins performante de celle qui utilise l'électrofloculation. Théoriquement l'ion Fe^{3+} éventuellement créé grâce à l'oxygène contenu dans l'eau est plus efficace que l'ion Fe^{2+} en termes de coagulation (valence supérieur) et de floculation (molécule plus volumineuse). Cependant, il est probable que l'oxygène dissous réagisse préférentiellement avec d'autres espèces chimiques que les ions Fe^{2+} et que cette réaction d'oxydation se produise assez souvent.

Les variantes de configuration classique sont quant à elles approximativement aussi performantes que les variantes de changement de polarité et de recirculation.

Par ailleurs, une simple filtration permettrait d'abattre 50% de la DCO, ce qui permet de nuancer les rendements obtenus par électrofloculation.

Turbidité

La figure ci-dessous montre la variation de la turbidité selon plusieurs variantes testées.

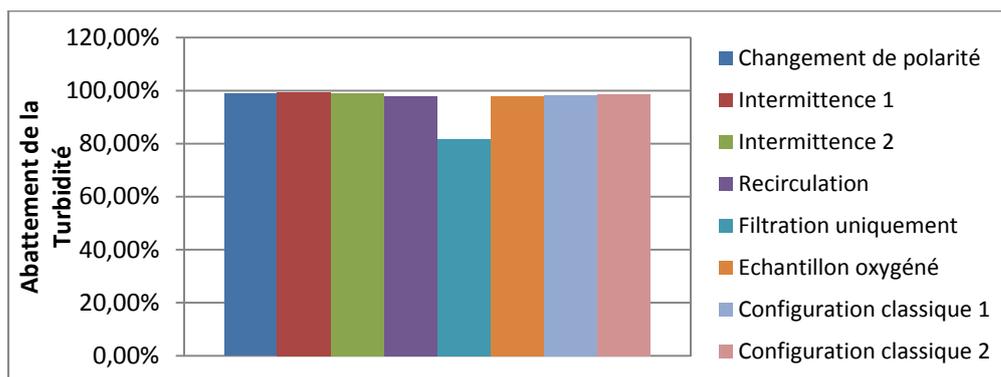


Figure 71 : Variation de la turbidité selon plusieurs variantes

Si l'on exclut la variante où l'échantillon a uniquement été filtré, l'ensemble des variantes sont égales vis-à-vis de la turbidité. Ce paramètre ne rentrera pas en compte dans le choix de la variante la plus efficace.

Ce qu'il faut retenir

- Diminution de la conductivité au cours du traitement quel que soit la variante
- Augmentation du pH plus importante avec un échantillon oxygéné
- Traitement légèrement plus efficace avec recirculation (agitation)

→ Influence néfaste de l'oxygénation ; nécessité d'un dispositif d'agitation

4.2.7. Eaux-claires parasites

Le détail de l'analyse lié aux eaux claires parasites est disponible en annexe 5.

Ce qu'il faut retenir

- Intensité moins importante à dilution élevée
- Diminution moindre de la conductivité à dilution élevée
- Augmentation moindre du pH à dilution élevée
- Meilleure efficacité de traitement à dilution faible

→ Amélioration des performances avec un meilleur rendement du réseau d'assainissement

4.2.8. Différence entre le filtrat et le surnageant

Le détail de l'analyse lié à la différence entre le filtrat et le surnageant est disponible en annexe 5.

Ce qu'il faut retenir

- Légère surévaluation de l'abattement par analyse sur le filtrat

4.2.9. Polymères d'origine naturelle

Ce qu'il faut retenir

- Légère amélioration de l'abattement en DCO
- Bonne amélioration de l'abattement de la turbidité

→ Traitement complémentaire envisageable avec des polymères d'origine naturelle

4.2.10. Optimisation

Les paramètres utilisés pour les essais d'optimisations sont les suivants :

- Tension du générateur : 20V
- Ecartement des électrodes : 5cm
- Temps de séjour : 20 min
- Conductivité : entre 2,5 et 3mS/cm
- pH : entre 7 et 8,5
- Dilution : Non dilué
- Variante : Recirculation

Ces paramètres ont été déterminés selon les données recueillies dans les différents essais réalisés et également selon les données recueillies dans la synthèse bibliographique.

Même si certains des paramètres choisis ne sont pas optimaux vis-à-vis de la consommation électrique et de l'entretien du dispositif (écartement faible engendrant un encrassement plus rapide), l'objectif ici est de montrer ce que le procédé peut faire dans ses capacités maximales.

Intensité

Une intensité de 4A a été obtenu quel que soit le matériau des électrodes. Cette forte intensité est dû au couplage de plusieurs paramètres (conductivité augmentée, tension élevée, écartement faible).

Performances épuratoires

Le tableau ci-dessous montre la variation des différents paramètres mesurée pour deux types d'électrodes :

Tableau 14 : Synthèse des performances épuratoires selon les deux types d'électrodes testés

	Type d'électrode	Abattement		Concentration finale	
		Fer	Aluminium	Fer	Aluminium
Matière organique	DCO (mgO ₂ /L)	86%	87%	97	91
	DBO ₅ (mgO ₂ /L)	89%	92%	35,6	26
Métaux	Aluminium (mg/L)	86%	/	< 0,02	> 0,7
	Fer (mg/L)	80%	92%	0,25	< 0,1
	Cuivre (mg/L)	90%	90%	< 0,1	< 0,1
Matière azoté	NH ₄ ⁺ (mg/L)	94%	91%	1,5	2,24
Colloïdes	Turbidité (NTU)	99%	99%	2,6	1,8
	MES (mg/L)	84%	92%	32	16
Paramètres généraux	Conductivité (μS/cm)	31%	32%	1814	1907
	pH	+0,77	+0,88	8,62	8,73

pH

Le tableau 14 montre que les électrodes en aluminium engendrent une augmentation du pH plus conséquente.

L'arrêté du 21 juillet 2015 impose que le pH des rejets soit compris entre 6 et 8,5. Ainsi, selon le pH de départ (ici 7,85) le choix des électrodes peut avoir une importance si l'on ne souhaite pas mettre en place une correction du pH en aval des modules d'électrofloculation.

Dans le cas présent, les deux essais dépassent la norme de rejet. Cependant, en utilisant des paramètres plus modérés, la quantité d'électrons fournie serait moins importante, ce qui limiterait d'autant la production d'ions OH⁻ en excès et permettrait de respecter la réglementation, en particulier avec les électrodes en fer.

Pour ce paramètre, l'avantage est à l'électrode de fer.

Conductivité

Tout d'abord, on remarque que les électrodes d'aluminium font d'avantages diminuer la conductivité de l'eau que les électrodes en fer. Cependant, la différence n'est pas significative.

Comme certains polluants sont des ions, il est probable que les électrodes d'aluminium soit légèrement plus efficaces en terme de traitement.

Matière organique

Comme il l'a été pressenti dans la partie précédente, les électrodes d'aluminium sont plus efficaces dans le traitement pour la DCO comme pour la DBO₅. Cela est probablement dû au fait que l'utilisation d'électrodes d'aluminium permet de créer directement des ions trivalents (Al³⁺) tandis que l'utilisation d'électrodes de fer a plutôt tendance à créer des ions divalents (Fe²⁺). On rappelle que la valence des ions est un facteur primordial dans l'efficacité de la coagulation (voir 2.2.2).

La réglementation la plus restrictive dans le cas général impose d'atteindre 75% de rendement ou une concentration en sortie de 125 mg/L pour la DCO et 80% d'abattement ou une concentration de 25 mg O₂/L en DBO₅. Globalement, les électrodes en aluminium sont plus performantes avec 87 et 92% d'abattement contre 86 et 89% pour les électrodes en fer. Mais la réglementation est respectée pour la DCO et la DBO₅ au moins sur le critère d'abattement pour les deux types d'électrodes.

On montre par ces valeurs que malgré le caractère physico-chimique du procédé employé, la DBO₅ reste atteignable.

NH₄⁺

On remarque que l'abattement observé est très bon dans ces conditions puisqu'on obtient un abattement en NH₄⁺ à hauteur de 90%. La concentration dans l'échantillon finale en NH₄⁺ est de 1,5 et 2,2 mg/L.

Dans le cas général, il n'y a pas de limitation précise aux rejets en NH₄⁺ cependant, dans le cas où le rejet se situerait en zone de captage pour potabilisation de l'eau, il est exigé que la concentration ne dépasse pas 4mg/L de NH₄⁺. Les exigences sont atteintes quel que soit l'électrode choisie.

Ici on remarque un avantage aux électrodes de fer.

Métaux

Le fer et le cuivre sont tous les deux traités efficacement. En effet, avec 80 et 92% pour le fer et 90% et 90% pour le cuivre les rendements sont très bon quel que soit l'électrode. De plus, la quantité de fer dissous avec les électrodes en fer n'augmente pas. En revanche, ce n'est pas le cas pour l'aluminium dans le cas du traitement avec des électrodes en aluminium car la concentration a à minima quadruplé après le traitement. Par ailleurs l'abattement en aluminium est très bon avec les électrodes en fer avec 86%.

Ainsi on montre que le procédé d'électrofloculation est très efficace pour le traitement du fer, de l'aluminium et du cuivre.

MES et turbidité

Les électrodes en aluminium apparaissent également légèrement meilleures pour le traitement de ces deux paramètres avec 99% pour la turbidité et 92% pour les MES. En revanche les performances des électrodes en fer sont comparable avec 99% en turbidité et 84% en MES.

La réglementation la plus restrictive en terme de rejet impose un rendement de 90% ou une concentration de 35mg/L en MES. L'aluminium apporte entière satisfaction sur ce point tandis que celles en fer ne satisfassent que le critère de concentration avec 34mg/L.

Décantation

Le graphe ci-dessous représente les courbes de Kynch pour deux essais réalisés avec deux type d'électrodes.

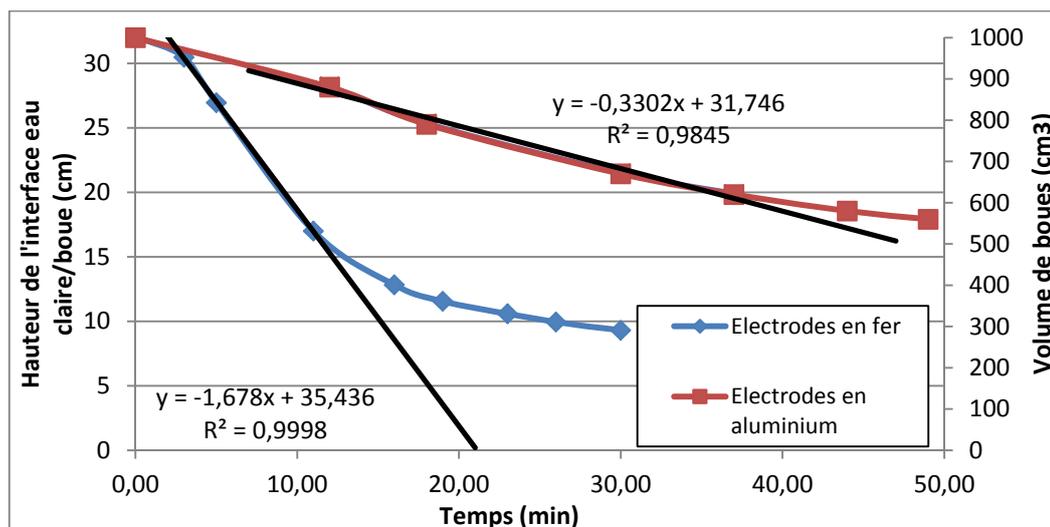


Figure 72 : Courbe de Kynch pour deux types d'électrodes

On remarque que les floccs d'aluminium décantent de façon beaucoup plus lente que les floccs composés de fer. Ceci est dû à la grande différence de masse volumique de l'aluminium (2700 kg/m^3) et du fer (7860 kg/m^3).

Comme il est expliqué dans les prérequis à propos de la courbe de Kynch, on obtient des vitesses de chute de $1,68 \text{ cm/min}$ soit environ 1 m/h pour les électrodes en fer et de $0,33 \text{ cm/min}$ soit environ $0,2 \text{ m/h}$ pour les électrodes en aluminium.

En termes de décantation, l'utilisation d'électrodes en fer est beaucoup plus favorable. En effet l'utilisation d'électrodes en aluminium couplées à la décantation comme méthode de séparation des boues engendrerait un dimensionnement du décanteur plus expansif.

Ce qu'il faut retenir

Avantages des électrodes en aluminium :

- Meilleur traitement de la matière organique (DCO et DBO_5)
- Meilleure réduction des MES

Avantages des électrodes en fer :

- Le fer ne reste pas dissous
- Meilleur traitement de la pollution azotée (NH_4^+)
- Meilleure décantation

Remarque : Le fer est d'autant plus intéressant qu'il est bien moins onéreux que l'aluminium.

Performances partagées :

- Très bonne réduction de la pollution de tout type comme le montre le tableau 14 (organique, azoté, colloïdale, métallique)

Les performances épuratoires sont approximativement les mêmes quel que soit le type d'électrode utilisé. Cependant, les électrodes de fer sont préférées car elles engendrent une augmentation du pH moins importante et que la décantation est de bien meilleure qualité. De plus, l'utilisation d'électrodes en aluminium pose problème car la quantité d'aluminium dans l'eau traitée est plus élevée qu'avant traitement. Ceci est un problème de taille compte tenu de la toxicité supposée de cet élément chimique.

4.2.11. Potentiel d'oxydo-réduction et pilotage

Les modules d'électrofloculation du Markstein sont équipés de sondes à potentiel d'oxydo-réduction qui servent au pilotage de la station. Cependant l'exploitant éprouve des difficultés à réguler le traitement. L'objectif ici est de démontrer qu'il existe une relation entre le potentiel d'oxydo-réduction et l'avancement du traitement.

Pour ce faire, l'ensemble des couples « potentiel d'oxydo-réduction final / abattement de la DCO » ont été rassemblés dans la figure ci-dessous. Elle représente l'abattement de DCO en fonction du potentiel d'oxydo-réduction observé après traitement.

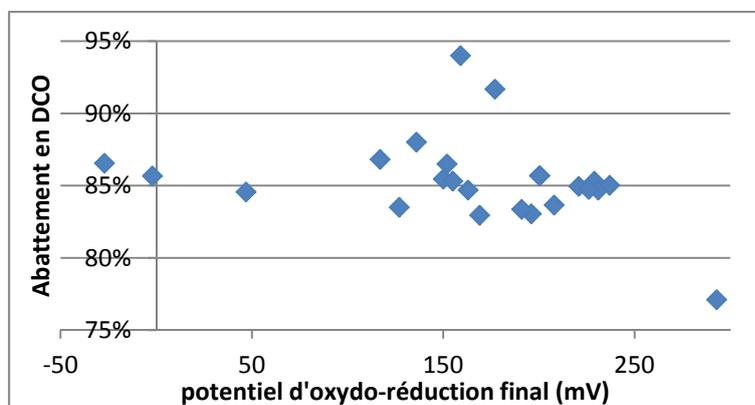


Figure 73 : Abattement en DCO en fonction du potentiel d'oxydo-réduction final

Aucune tendance réelle n'est observée. En effet quel que soit le potentiel mesuré à la fin du traitement, l'abattement est bon.

Une autre méthode peut être utilisée afin de mettre en évidence une tendance. Ainsi, l'ensemble des couples « Variation de potentiel d'oxydo-réduction / Abattement de la DCO » ont été rassemblés dans la figure ci-dessous. Elle représente l'abattement de DCO en fonction de la différence de potentiel d'oxydo-réduction observé durant le traitement

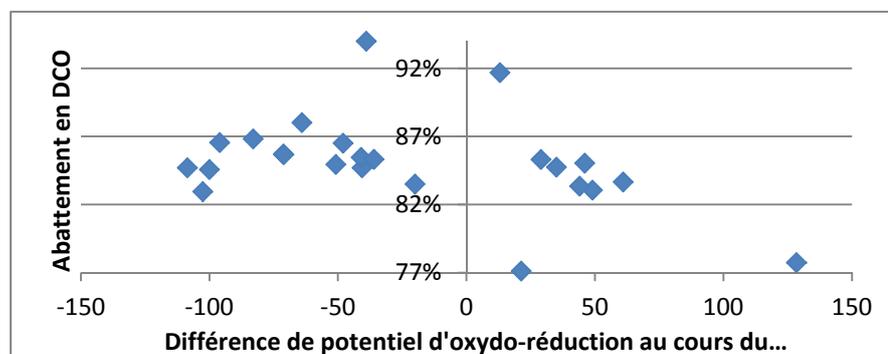


Figure 74 : Abattement de la DCO selon la différence de potentiel d'oxydo-réduction

Ici, on peut affirmer que dans le cas où on observe une variation du potentiel d'oxydo-réduction négative, l'abattement de la pollution sera correct. En revanche, dans le cas d'une variation positive ce n'est pas toujours le cas. Cette conclusion est corroborée par le fait que la différence de potentiel d'oxydo-réduction observée dans la variante où l'échantillon a uniquement été filtré était égale à +100mV.

Avec les expérimentations qui ont été effectuées, aucune autre interprétation sur ce sujet ne peut être apportée réellement. Il aurait fallu effectuer un plus grand nombre d'essais et également utiliser des échantillons plus chargés et/ou des paramètres de traitement moins propices à des performances satisfaisantes.

L'évolution du potentiel d'oxydo-réduction abordé au cas par cas (selon les essais) est abordé en annexe 6.

4.3. Conclusion

Ces expériences ont été riches en enseignement. La plupart des phénomènes ont été mis en lumière dans la synthèse bibliographique mais ont pu être observés et confirmés. En effet, le procédé d'électrofloculation induit plusieurs changements dans l'état général de l'eau traitée comme par exemple une augmentation systématique du pH et une réduction de la conductivité.

Les expériences ont pu mettre en lumière un paramètre très important et qui est pour beaucoup responsable de la qualité du traitement. Ce paramètre est la quantité d'électrons fournie. Ce paramètre peut être influencé par l'intensité délivrée par le générateur ou le temps de séjour. L'intensité quant à elle est influencée par l'écartement des électrodes, la conductivité du milieu et la tension appliquée aux bornes du générateur. Ainsi, il y a de multiples leviers qui permettent de maîtriser ce paramètre, ce qui fait de l'électrofloculation un procédé très flexible.

D'autre part, les expériences ont permis de hiérarchiser et de contextualiser chaque paramètres testés.

Conductivité : Peu influente si la conductivité de l'eau est déjà suffisamment élevée

Ecartement des électrodes : Pas d'impact véritable entre 5 et 20 mm, ainsi les performances épuratoires n'auront pas à souffrir de l'usure des électrodes dans cette gamme d'écartement.

Temps de séjour : C'est le paramètre le plus influent et qui doit être adapté en fonction des besoins.

Tension : La tension à fixer dépend des objectifs. Dans un objectif économique, une tension de 8 à 12 V suffit amplement. Dans le cas d'une nécessité d'accentuation des performances à court terme, une tension plus élevée peut être utilisée (20V ou plus). Si cette nécessité est permanente ou chronique, il est préférable d'agir sur le temps de séjour.

Matériaux des électrodes : L'utilisation d'électrodes en fer est préférable dans presque tous les cas. En effet les performances de traitement sont approximativement les mêmes quel que soit le type de pollution à laquelle on s'intéresse. Cependant l'utilisation d'électrodes en aluminium apporte des effets parasites pour la STEP. Ceux-ci sont notamment une augmentation excessive du pH, une capacité à décanter médiocre et une toxicité potentielle des rejets avec la dissolution de beaucoup d'aluminium dans l'eau traitée.

Potentiel d'oxydo-réduction : Aucune réelle relation pouvant aider au pilotage de la STEP n'a été trouvée. Seule une tendance des eaux moins bien épurées à avoir un potentiel d'oxydo-réduction supérieure à ce qui était initialement a été observée. Cependant la réciproque n'est pas vraie.

Pour finir, le procédé d'électrofloculation poussé à ses performances maximum a montré une capacité de traitement des eaux exceptionnelle. En effet l'abattement en pollution atteint au minima 80% avec une majorité des paramètres qui ont été réduits à hauteur de 85%.

A noter que la turbidité finale atteint parfois des valeurs excellentes pour des rejets d'eau usée, ce qui peut amener à penser qu'un procédé comme celui-ci pourrait également être appliqué à la potabilisation de l'eau en tant que traitement tertiaire ou même secondaire.

5. Pistes d'optimisation

Cette partie a pour vocation d'utiliser les enseignements tirés de la synthèse bibliographique, du retour d'expérience de la STEP du Markstein et des essais en laboratoire pour proposer des pistes d'optimisation du procédé au Markstein mais également de façon générale.

5.1. Pilotage / automatisation

Il a été mis en évidence dans la partie 3.5 liée à l'exploitation de la STEP du Markstein que les efforts à fournir afin d'améliorer son pilotage résidaient dans l'automatisation du process.

5.1.1. Dosage de la saumure

En l'état le débit de la saumure est injecté par une pompe doseuse mais son débit est ajusté ponctuellement par l'exploitant. Celui-ci estime que la variabilité de la qualité du traitement est en partie due à une injection de saumure parfois insuffisante en l'absence de l'exploitant. Une régulation du débit de la pompe doseuse peut être facilement en place en utilisant une mesure de conductivité en entrée de la STEP afin de maintenir la conductivité dans une gamme de valeur convenable.

5.1.2. Débit dans les modules d'électrofloculation

Actuellement, le débit est ajusté ponctuellement par l'exploitant selon le niveau dans le bassin tampon et selon la nécessité de traiter plus ou moins fortement les effluents (selon le potentiel d'oxydo-réduction). Comme il l'a été vu dans la partie expérimentale, le temps de séjour est un paramètre primordial en électrofloculation. Ainsi, une automatisation du débit selon le niveau dans le bassin tampon permettrait de le diminuer lorsque le bassin tampon est faiblement rempli et de l'augmenter lorsque celui-ci commence à être rempli. Cela permettrait d'avoir une meilleure qualité de traitement sans intervention de la part de l'exploitant. Pour que le débit ne soit pas trop variable au cours du temps, une régulation prenant en compte le débit d'entrée est réalisable. Un schéma logique de l'automatisme pouvant être mis en place est disponible en annexe 7.

5.1.3. Régulation de l'alimentation par potentiel d'oxydo-réduction

Les expérimentations ainsi que les recherches bibliographiques n'ont pas permis de trouver une relation précise entre le potentiel d'oxydo-réduction et la qualité du traitement en électrofloculation. Ainsi aucune amélioration du pilotage vis-à-vis de cela ne peut être proposée.

Il y a nécessité de mettre en place une campagne de mesure sur la STEP du Markstein répertoriant le potentiel d'oxydo-réduction dans le temps ainsi que la DCO en sortie de station. Se faisant il serait possible (en déterminant le décalage temporel entre sortie d'électrofloculateur et sortie de station) de déterminer une relation, s'il en existe une. Cette relation pourra être intégrée à l'automate de supervision et celui-ci pourra automatiquement modifier les paramètres d'alimentation en conséquence.

Remarque: Il est envisageable de mettre en place un système qui permettrait de changer les consignes d'alimentation et des pompes à distance grâce à une liaison GSM qui transmettrait également les données mesurées.

5.2. Ouvrages

5.2.1. Effluents d'arrivée

La forte arrivée d'eaux claires parasites à la STEU entraîne une détérioration du traitement (selon les essais en laboratoire et le témoignage de l'exploitant). Même si la station a été dimensionnée avec un taux de dilution de 200%, le rendement du réseau est un levier facilement utilisable pour améliorer les performances de traitement. De façon annexe, de nombreux rejets particuliers ne relevant pas d'eaux usées domestiques sont observés, il serait bon de sensibiliser les usagers à l'origine de ces rejets (exploitation agricoles, restaurants,...).

5.2.2. Branchement des électrodes

La bibliographie (Golder et al, 1991) a révélé que le branchement des électrodes (au nombre de 14 par module au Markstein) avait une importance notable. En effet le branchement optimal correspondrait à celui représenté en figure 75 ci-contre :

Même si les électrodes intermédiaires ne sont pas branchées, l'ensemble du courant est rassemblé en une électrode ce qui conduit à la même densité de courant (A/m^2) que si le courant était divisé entre toutes les électrodes. Par transport des électrons par les ions, les réactions ont lieu entre toutes les électrodes et chaque électrode intermédiaire fait à la fois office de cathode et d'anode. Le branchement utilisé au Markstein est celui présenté en figure 76, il est le plus intuitif ce qui pourrait expliquer son utilisation.

5.2.3. Géométrie des électrodes

La densité de courant représente le nombre de charge (d'électrons) qui passe au travers d'une surface parallèle aux électrodes de $1m^2$ pendant 1 sec. C'est le paramètre dont dépend l'efficacité du traitement en pratique. Ainsi, on peut imaginer des géométries d'électrodes différentes du moment qu'elle remplisse la même condition de densité de courant. Pour cela cette nouvelle géométrie doit posséder la même surface extérieure d'électrodes pour pouvoir délivrer autant d'électrons dans l'effluent à traiter.

Les essais en laboratoire ainsi que la bibliographie ont mis en lumière l'importance d'une agitation dans ce procédé. Cela permet d'augmenter les occurrences de rencontres entre les espèces coagulantes et les colloïdes ainsi qu'entre les particules solides pour favoriser à floculation. L'apport de la recirculation durant les essais en laboratoire est faible mais pour rappel, cela est principalement dû à la pompe qui cassait les floes. D'autre part, l'agitation au Markstein est relative, puisque les électrodes forment des barrières et rendent l'écoulement rectiligne comme le montre la figure 79 :

Pour améliorer ceci, il est proposé d'utiliser des électrodes en barres de 2cm de diamètre ayant la même largeur que les plaques ($l=0,6m$).

La surface extérieure des électrodes en plaque est de $S = 2 \times 14 \times 1m \times 0,6m = 16,8m^2$

Cela correspond à $x = \frac{S}{\pi D l} \approx 445,6 = 446$ électrodes de diamètre 2cm et de longueur 60cm.

Celles-ci seraient agencées quinconce de façon à faire obstacle à l'écoulement et le forcer à se mélanger naturellement. Ceci est décrit dans la figure 78 ci-après :

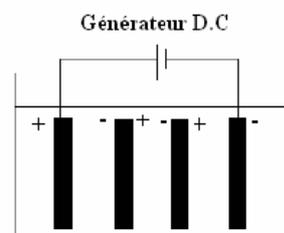


Figure 75 : Connexion optimal des électrodes

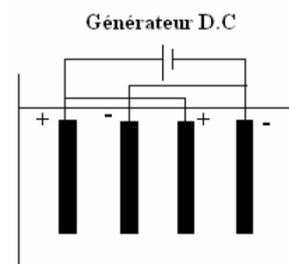


Figure 76 : Branchement mono polaire en parallèle

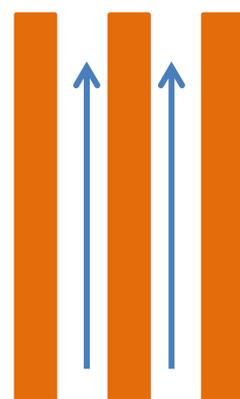


Figure 77 : écoulement dans le module d'électrofloculation au Markstein

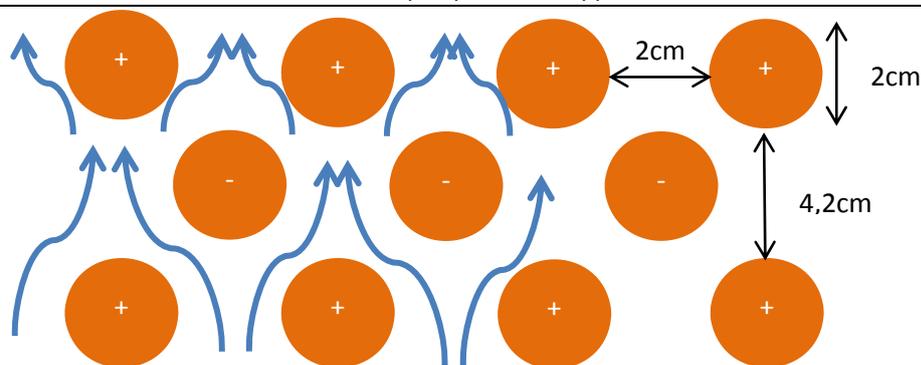


Figure 78 : Agencement et dimensions des électrodes en barre

Les dimensions présentées ci-dessus permettent d'obtenir la même surface active d'électrodes dans le même espace. En plus de permettre une agitation par perturbation de l'écoulement cela permet d'économiser en matière.

En effet, lorsqu'on a $14 \times e \times l \times h = 14 \times 0,02 \times 0,6 \times 1 = 0,168m^3$ de fer pour les électrodes en plaque, on a $446 \times \frac{\pi D^2}{4} \times l = 446 \times \frac{\pi \times 0,02^2}{4} \times l \approx 0,084m^3$ pour les électrodes en barre, soit la moitié. Ceci permet de réduire le montant de l'investissement de départ. Cependant dans la durée, cette configuration oblige à changer les électrodes 2 fois plus souvent si la même alimentation des électrodes est utilisée. Cela permet surtout de réduire le poids lié aux électrodes et ainsi de pouvoir dimensionner de façon moins importante la structure du module.

Le branchement peut être fait de la même manière qu'actuellement (chaque électrode est branchée) ou bien de la façon la plus optimale qui a précédemment été exposée. Dans ce cas il est préconisé d'alimenter au moins une colonne d'électrodes de part et d'autre du module car la section limitée des électrodes prises seules est trop faible pour fournir l'intensité requise. D'autre part, le grand nombre d'électrodes rend le branchement complexe si chacune d'entre elles doivent être branchées.

Les performances réelles de ce système ne sont pas connues et il n'y a pas de recul sur les problèmes que cela peut engendrer en exploitation. Néanmoins, cela semble être théoriquement une variante plus performante.

5.2.4. Flottation

Comme il l'a été observé lors des essais en laboratoire, la création de bulles de dihydrogène est un phénomène important et beaucoup d'efforts doivent être fournis pour dégazer l'effluent. Ici, l'idée serait de profiter de ce phénomène pour mettre en place une séparation solide/liquide et une récupération des boues par flottation. Les résultats que cette méthode peut apporter semblent être moins certains que pour une décantation et il subsistera toujours le doute que certaines particules flocculées ne soient pas entraînées par le gaz. Inversement dans le cas de la STEP du Markstein, il se peut que la décantation soit parasitée par les effets du dihydrogène dans le cas où le dégazage (réalisé par chute d'eau) n'est pas suffisamment efficace.

En tout état de cause, cette technique permettrait de réduire drastiquement l'encombrement du système puisque la séparation s'effectuerait directement au sein du module d'électroflocculation à l'aide de racleurs comme le montre la figure 79 ci-dessous :

Les boues raclées sont dirigées vers la fosse à boue et les eaux traitées y sont versés vers un filtre (pour éliminer les dernières particules) soit directement vers la sortie de la STEP.

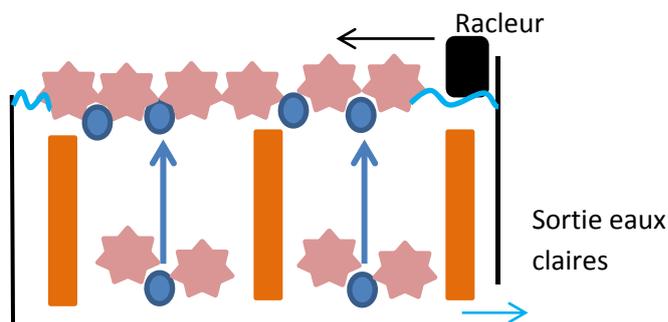


Figure 79 : Fonctionnement de l'électroflocculation avec flottation

Conclusion

Après avoir exposé le contexte particulier dans lequel s'inscrit cette étude ainsi que la STEP du Markstein, il a été effectué une recherche bibliographique sur l'électrofloculation et les différents processus qui l'accompagnent. Ensuite, un passage en revue des ouvrages du cas d'application étudié a été mené ainsi que la présentation détaillée de son fonctionnement. Ces deux parties ont révélé certaines problématiques et phénomènes qu'il était intéressant d'approfondir par des essais en laboratoire. Il a notamment été possible de déterminer d'une part les paramètres les plus impactant (et à quel point ils le sont) et d'autre part les capacités épuratoires réelles du procédé pour certains polluants. Pour finir, l'ensemble des connaissances acquises lors de l'étude ont permis de pouvoir dégager des pistes d'optimisations du système épuratoire du Markstein et de l'électrofloculation de manière générale.

Au final cette étude montre que l'électrofloculation est un procédé qui présente de nombreux avantages. En termes de performances de traitements, les abattements obtenus lors des essais en laboratoire sont excellents pour tous les paramètres. Pour rappel les abattements pour les électrodes de fer sont les suivants :

- DBO₅ : 89% ; DCO : 86%
- Aluminium : 86% ; Fer : 80% ; Cuivre 90%
- Turbidité : 99% ; MES : 84%
- NH₄⁺ : 94%

Même le rendement lié à la matière azoté est excellent contrairement à ce qu'affirme le constructeur de la STEP du Markstein. Ces essais sont effectués sur des eaux domestiques dont les caractéristiques sont classiques, ce qui prouve la viabilité de la méthode pour le traitement de celles-ci. Malgré tout, le procédé pose des problèmes en termes d'accroissement du pH et de consommation d'énergie.

Ces essais en laboratoires ainsi que les recherches bibliographiques effectuées permettent de mieux comprendre les processus en jeu dans le traitement par électrofloculation mais aussi les points forts et les points faibles de la technique. L'étude d'un cas pratique couplé aux résultats déjà obtenus sur celui-ci permet d'envisager, en toute connaissance des tenants et des aboutissants du procédé, la création de nouvelles stations de ce type dans des contextes qui s'y prêtent.

Même si aucune réponse n'a pu être trouvée pour le pilotage des modules d'électrofloculation vis-à-vis du potentiel d'oxydo-réduction, d'autres points peuvent être améliorés. Il a été proposé plusieurs modifications des modules ainsi que quelques pistes d'optimisation de l'exploitation par l'intégration de systèmes automatisés. C'est sur ce dernier point qu'il serait plus simple d'agir sur la station existante du Markstein. Pour les nouvelles stations la totalité des pistes d'améliorations peuvent être examinées.

L'utilisation de l'électrofloculation est envisageable dans plusieurs contextes. D'une part, son efficacité vis-à-vis des métaux lourds peut justifier son utilisation dans une station de potabilisation ayant cette problématique dans ses eaux de captage. D'autre part, lorsqu'il n'est pas toléré d'utilisation de réactifs, cette solution paraît être une bonne alternative puisqu'elle n'utilise que de l'électricité et des électrodes. C'est également de ce fait que l'électrofloculation est un procédé efficace dans des contextes de variations brusques d'affluence, notamment pour des raisons touristiques.

A l'avenir, les micropolluants seront de plus en plus soumis à réglementation et des normes de rejets y seront attachées. Selon la bibliographie, la technique d'électrofloculation a une efficacité notable dans le traitement de ces pollutions. Cette méthode est une alternative sérieuse dans cette optique puisqu'elle ne traite pas uniquement les micropolluants mais également les macropolluants.

Bibliographie

- AMOSOV V.V., A.G. ZIL'BRMAN et al. (1976). **Experience in local treatment of wastewaters from petrochemical production.** *Chem. Technol. Fuel Oils*, 12, 11-12, 850-852.
- AOUDJEHANE, M., REZZOUK, M., KELLIL, A., AURELLE, Y. & GUIGUI, C. (2010). **Étude comparative de l'électrocoagulation et de la coagulation floculation vis-à-vis de la déstabilisation d'une émulsion d'huile de coupe.** *Revue des sciences de l'eau*.
- BENNAJAH M. (2007). **Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation électroflotation en réacteur air lift**
- BENSAID J. (2009) **Contribution à la Dépollution des Eaux usées par électrocoagulations et par adsorption sur des hydroxydes d'aluminium**
- CHATUVERDI S.I (2013) **Electrocoagulation : Novel Waste Water Treatment Method**
- DEBILLEMONT P., (1996). **Eaux résiduaires : traitements biologiques et physicochimiques, Récents Progrès en Génie des Procédés**, 129-136
- DEGREMONT. **Mémento Technique de l'eau.** Degremont. (1989). Tome 1. ISBN 2.9503984.0.5
- EL-TAWHEEL Y.A., NASSEF E.M., ELKHERIANY I., SAYED D.; (2014) **Removal of Cr(VI) ions from waste water by electrocoagulation using iron electrode**
- ENSANO B.M.B, BOREA L., NADDEO V., BELGIORNO V., DE LUNA M.D.G, BELLESTEROS F.C. Jr (2017). **Removal of Pharmaceuticals from Wastewater by Intermittent Electrocoagulation**, www.mdpi.com/journal/water.
- GRAIE, (2012). **RETOURS D'EXPERIENCES SUR L'OPTIMISATION ENERGETIQUE DES STATIONS D'EPURATION.** *Graie.org*
- HOLT P.K., BARTON G.W., WARK M., MITCHELL C.A, (2002). **A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation**, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical Engineering Aspects* 211 233-248
- KURT U., GONULLU M.T., ILHAN F., VARINCA K., (2008) **Treatment of domestic wastewater by electrocoagulation in Cell with Fe-Fe electrodes**
- LOREAT. (2017) **Contrôle de réalisation et de fonctionnement de la station de traitement des eaux usées par électrofloculation du Syndicat Mixte pour l'aménagement du Massif du Markstein-Grand-Ballon.** LOREAT.
- MATTESON M.J., R.L. DOBSON, R.W. GLENN, N.S. KUKUNOOR, W.H. WAITS et E.J. CLAYFIELD (1995). **Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles.** *Colloid. Surf. A: Physicochem. Eng. Aspects*, 104, 101-109.
- MOLLAH M.Y.A., SCHENNACH R., PARGA J.R., COCKE D.L., (2001). **Electrocoagulation (EC) – science and applications**, *Journal Hazardous Materials*, 84, 29–41.
- NAJE A.S., ABBAS S.A., (2013). **Electrocoagulation Technology in Wastewater Treatment :A Review of Methods and Applications**, *ISTEE.org*
- OSIPENKO V.D et P.I. POGORELYI (1977). **Electrocoagulation neutralization of chromium containing effluent.** *Metallurgist*, 21, 44-45.
- PRETORIUS W.A., JOHANNES W. G., LEMPERT G.G., **WATER S.A. 1991., Vol. 17, N°2, Prætorius et coll**, 133.
- GOLDER A. K., SAMANTA A. N., RAY S., (2006). **Removal of chromium by electrocoagulation with multiple electrodes : Bipolar and monopolar configurations**, *Journal Hazardous Materials*, 653-661.
- ZONGO I., (2009) **Etude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation : application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie.**

Annexes

ANNEXE 1 : Notice d'exploitation

ANNEXE X : Autosurveillance

ANNEXE 3 : matériel utilisé lors des essais en laboratoire

ANNEXE 4 : Observations particulières

ANNEXE 5 : Complément d'analyse des essais en laboratoire

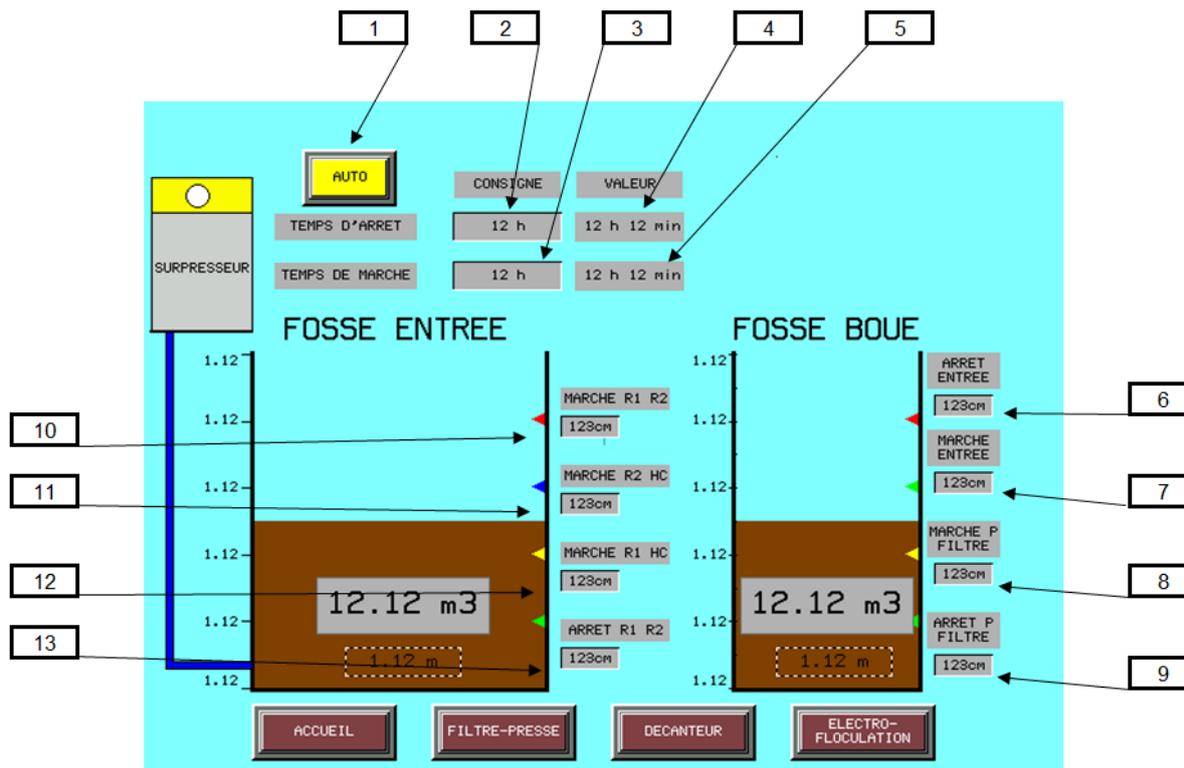
ANNEXE 6 : Interprétations des variations du potentiel d'oxydo-réduction au cours des essais en laboratoire

ANNEXE 7 : Schéma logique d'automatisation du débit de consigne des modules d'électrofloculation

SOMMAIRE

1	ECRAN HAUTEUR FOSSES
2	ECRAN ELECTROFLOCULATION
3	ECRAN DECANTEUR
4	ECRAN FILTRE-PRESSE
5	ECRAN REGLAGES
6	ECRAN TEMPORISATIONS
7	FONCTIONNEMENT
8	MAINTENANCE ET DEFAUTS

1 - ECRAN HAUTEUR FOSSES



(1) Touche marche **Auto/Manu** du surpresseur

Auto: le surpresseur fonctionne pendant la période **temps de marche** (3) si les pompes P1 et P2 sont à l'arrêt

Manu: le surpresseur fonctionne pendant la période **temps de marche** (3) sans condition

Le surpresseur démarre quand la valeur **temps d'arrêt** (4) atteint la consigne **temps d'arrêt** (2)

Le surpresseur arrête quand la valeur **temps de marche** (5) atteint la consigne **temps de marche** (3)

(6) **Niveau arrêt** des électrovannes d'entrée de la fosse à boue

(7) **Niveau marche** des électrovannes d'entrée de la fosse à boue

(8) **Niveau marche** de la pompe du filtre presse

(9) **Niveau arrêt** de la pompe du filtre presse

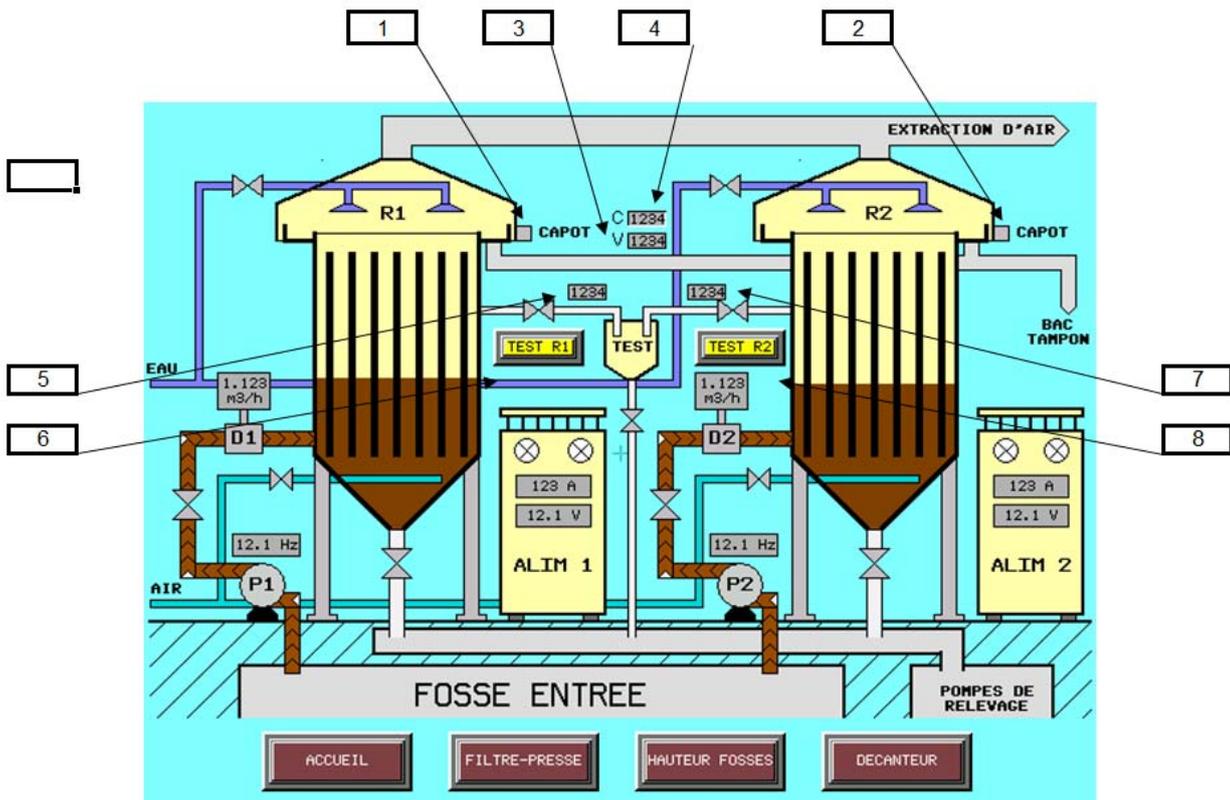
(10) **Niveau marche** des deux réacteurs en heures creuses et en heures pleines

(11) **Niveau marche** du réacteur 2 en heures creuses

(12) **Niveau marche** du réacteur 1 en heures creuses

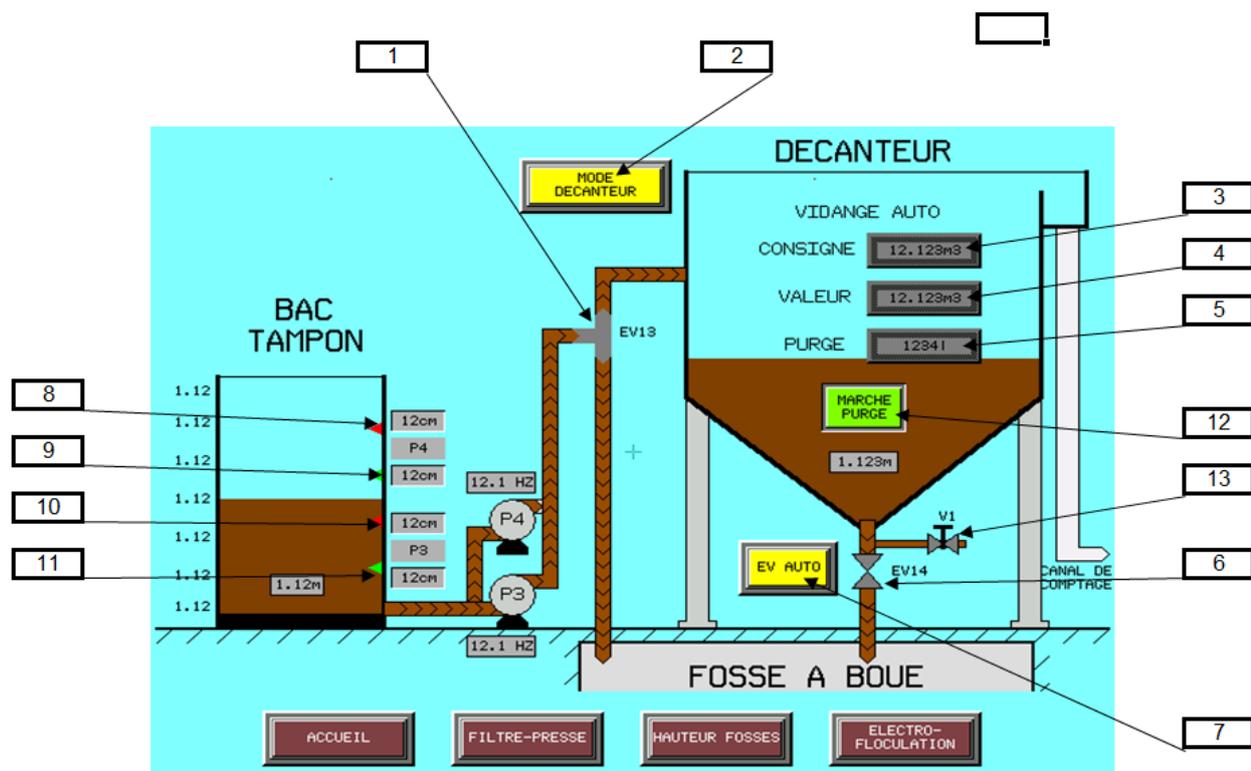
(13) **Niveau arrêt** des deux réacteurs

2 - ECRAN ELECTROFLOCCULATION



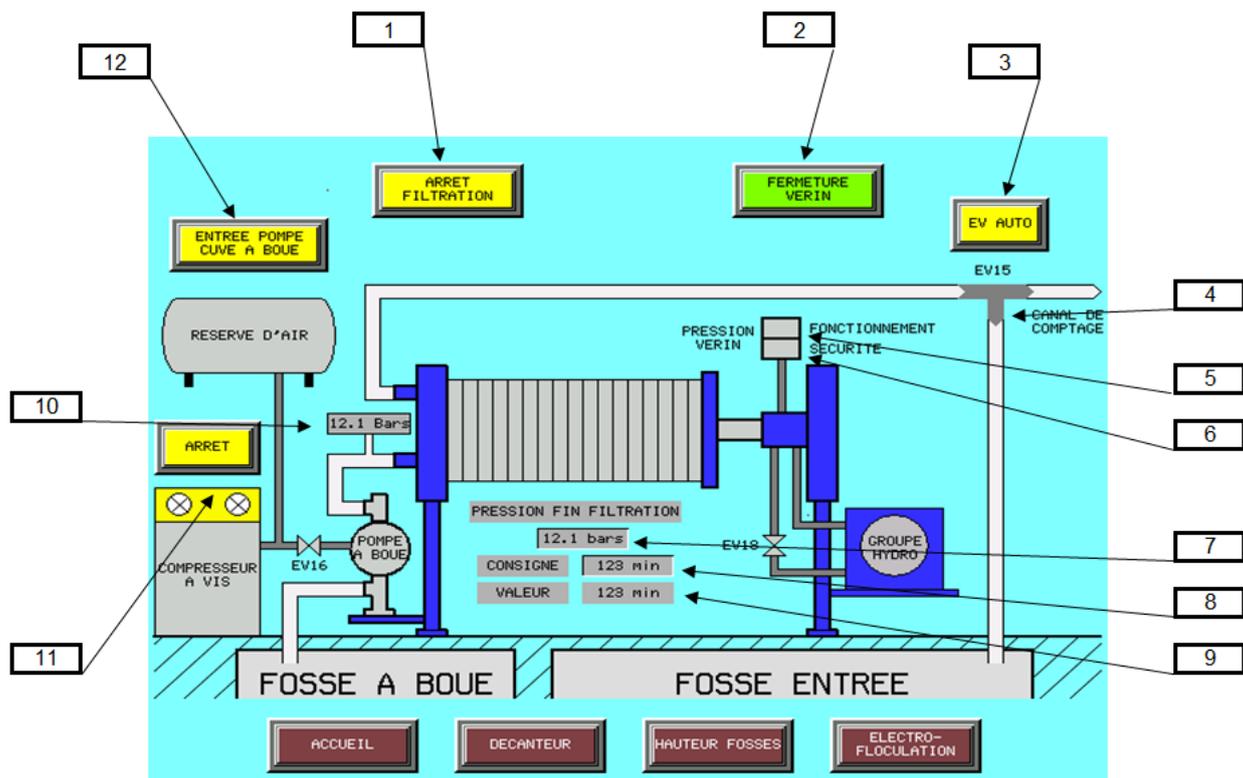
- (1) Sécurité capot R1 : met hors service l'alim 1 et le rinçage R1 si le capot est mal enclenché
- (2) Sécurité capot R2 : met hors service l'alim 2 et le rinçage R2 si le capot est mal enclenché
- (3) Valeur du test
- (4) Consigne du test
- (5) Valeur du dernier test du réacteur 1 en mémoire
- (6) Touche pour faire un test instantané du réacteur 1
- (7) Valeur du dernier test du réacteur 2
- (8) Touche pour faire un test instantané du réacteur 2

3 - ECRAN DECANTEUR



- (2) Touche **mode décanneur** ou **mode filtration** qui commande l'électrovanne EV13 (1).
- (5) Purge automatique d'un volume de boue à chaque fois que la **valeur** (4) atteint la **consigne** (3).
- (7) Touche de vidange **automatique** ou **manuelle** qui commande l'électrovanne EV14 (6).
- (10) Niveau **marche** P3.
- (11) Niveau **arrêt** P3.
- (8) Niveau **marche** P4.
- (9) Niveau **arrêt** P4.
- (12) Voyant **marche/arrêt** purge en fonction du mode de filtration.
- (13) Vanne manuelle vers pompe filtre presse.

4 - ECRAN FILTRE-PRESSE



Fermeture du filtre:

- Mettre la touche (2) sur **fermeture vérin**.
- Appuyer sur la commande bi-manuelle du filtre jusqu'à atteindre la **pression de sécurité** (6). Ensuite, le groupe hydraulique règle automatiquement la **pression de fonctionnement** (5). Lorsque la **pression de fonctionnement** (5) est atteinte, appuyer sur **marche filtration** (1). La pompe à boue se met en marche automatiquement en fonction des niveaux de la fosse à boue "**écran hauteur fosses**".

Pompe à boue:

- Appuyer sur la touche **marche filtration** (1) pour démarrer la pompe à boue.
- Lorsque la **pression du filtre** (10) atteint la **pression fin filtration** (7) pendant une **période** (9) définie dans la **consigne** (8), la pompe s'arrête et le message d'alarme **filtre presse plein** s'affiche.
- Appuyer sur **acquit défaut** en façade de l'armoire électrique pour arrêter l'alarme **filtre presse plein**
- Appuyer sur la touche **marche filtration** (1) pour que la pompe redémarre un cycle.

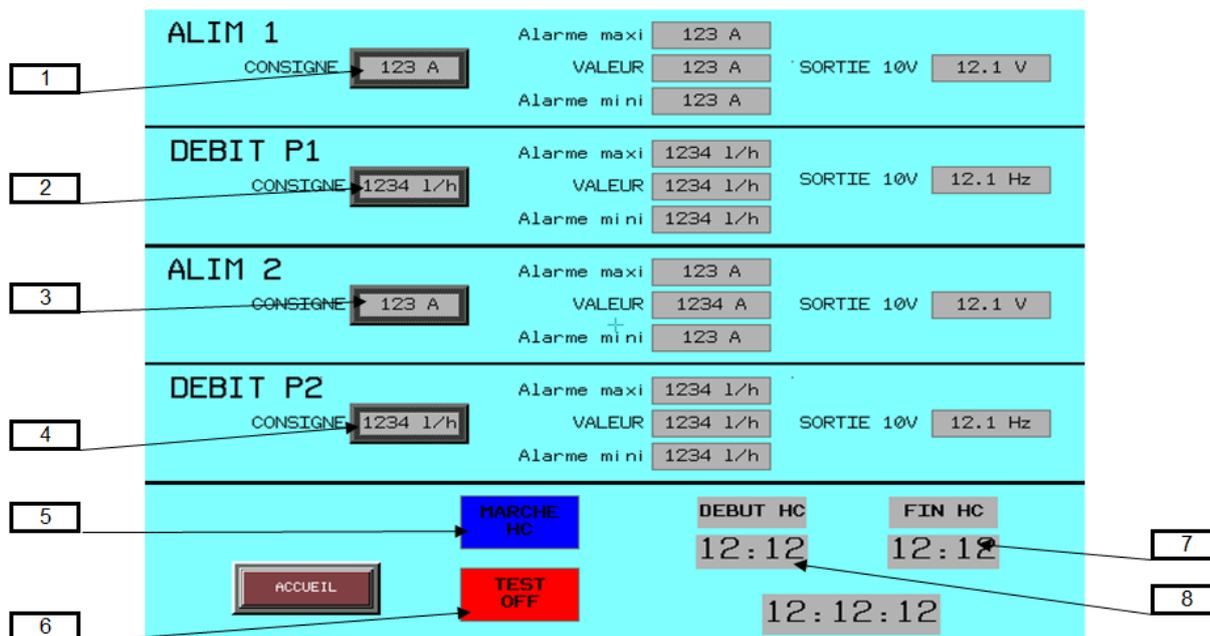
Ouverture du filtre:

- Mettre la touche (1) sur **arrêt filtration**.
- Appuyer sur **acquit défaut** pour arrêter l'alarme **filtre presse plein**
- Fermer la grosse vanne manuelle de sortie de la pompe.
- Ouvrir la petite vanne manuelle d'air pendant quinze minutes minimum puis la refermer.
- Ouvrir la grosse vanne manuelle de sortie de la pompe pour avoir une pression (10) inférieure à 0,5 bar.
- Mettre la touche (2) sur **ouverture vérin**.
- Appuyer sur la commande bi-manuelle du filtre jusqu'à l'ouverture complète du vérin.

(11) Touche **marche/arrêt** du compresseur

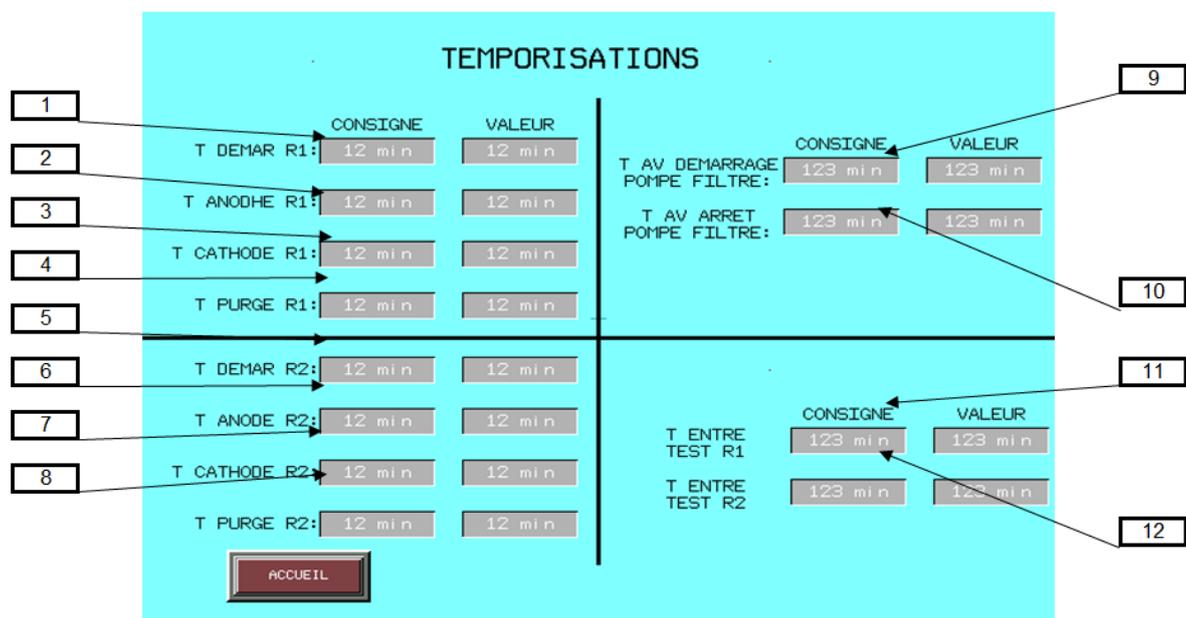
(12) Touche **entrée pompe** à boue sur **décanteur** ou sur **cuve à boue**.

5 - ECRAN REGLAGES



- (1) Réglage de l'**intensité** de l'alim 1.
- (2) Réglage du **débit** de la pompe 1.
- (3) Réglage de l'**intensité** de l'alim 2.
- (4) Réglage du **débit** de la pompe 2.
- (5) Touche **marche** des réacteurs en heures creuses ou 24/24.
- (6) Touche **marche/arrêt** des tests des réacteurs R1 et R2.
- (7) Touche de réglage de **début heures creuses**.
- (8) Touche de réglage de **fin heures creuses**.

6 - ECRAN TEMPORISATIONS



- (1) Temporisation qui arrête la pompe 1 après le remplissage du réacteur 1 au démarrage.
- (2) et (3) Temporisations d'inversion de polarité de l'alim 1.
- (4) Temporisation entre les purges du réacteur 1.
- (5) Temporisation qui arrête la pompe 2 après le remplissage du réacteur 2 au démarrage.
- (6) et (7) Temporisations d'inversion de polarité de l'alim 2.
- (8) Temporisation entre les purges du réacteur 2.
- (9) Temporisation entre le démarrage des réacteurs et le démarrage de la pompe à boue.
- (10) Temporisation entre l'arrêt des réacteurs et l'arrêt de la pompe à boue.
- (11) Temporisation entre les tests du réacteur 1.
- (12) Temporisation entre les tests du réacteur 2.

7 - FONCTIONNEMENT

Electrofloculation :

- Vérifier que les capots soient bien enclenchés, les capteurs (1) et (2) « écran électrofloculation » doivent être verts.
- Régler les niveaux de marche et d'arrêt des pompes 1 et 2, seuils (10) (11) (12) et (13) « écran hauteur fosses »
- Pour un fonctionnement 24h/24, mettre le bouton (5) « écran réglages » sur HC/HP
- Pour un fonctionnement en heures creuses, mettre le bouton (5) « écran réglages » sur HC puis entrer l'heure de début (8) et l'heure de fin (7) « écran réglages »
- Tourner les commutateurs POMPE et ALIM sur AUTO en face avant de l'armoire électrique

L'installation est prête à démarrer en automatique.

Filtre-presse et décanteur :

Mode filtration (continu) :

- Fermer le filtre-presse : voir page « écran filtre-presse » fermeture du filtre.
- Mettre le bouton (12) « écran filtre-presse » sur ENTREE POMPE CUVE A BOUE.
- Mettre le bouton (2) « écran décanteur » sur MODE FILTRATION.

Dans ce mode, les pompes P3 et P4 envoient l'effluent traité dans la fosse à boue.

La pompe à boue du filtre-presse démarre au niveau marche pompe filtre (8) et s'arrête au niveau arrêt pompe filtre (9) « écran hauteurs fosses ».

Lorsque le niveau de la fosse à boue atteint le seuil arrêt entrée fosse (6) « écran hauteur fosses », les électrovannes EV13 et EV14 « écran décanteur » sont inactives.

Lorsque le niveau redescend sous le seuil marche entrée fosse à boue (7) « écran hauteur fosses », les électrovannes EV13 et EV14 « écran décanteur » sont actives.

Mode décanteur (normal) :

- Fermer le filtre-presse : voir page « écran filtre-presse » fermeture du filtre.
- Mettre le bouton (12) « écran filtre-presse » sur ENTREE POMPE CUVE A BOUE.
- Mettre le bouton (2) « écran décanteur » sur MODE DECANTEUR.

Dans ce mode, les pompes P3 et P4 envoient l'affluent traité dans le décanteur.

Lorsque le volume d'effluent traité (4) « écran décanteur » atteint le volume de consigne (3) « écran décanteur », l'électrovanne EV14 (6) « écran décanteur » purge le décanteur d'un volume de boue défini (5) « écran décanteur ».

La pompe à boue du filtre-presse démarre au niveau marche pompe filtre (8) et s'arrête au niveau arrêt pompe filtre (9) « écran hauteurs fosses ».

Lorsque le niveau de la fosse à boue atteint le seuil arrêt entrée fosse (6) « écran hauteur fosses », les électrovannes EV13 et EV14 « écran décanteur » sont inactives.

Lorsque le niveau redescend sous le seuil marche entrée fosse à boue (7) « écran hauteur fosses », les électrovannes EV13 et EV14 « écran décanteur » sont actives.

Mode filtration sur décanteur (dégradé) :

- Fermer le filtre-presse : voir page « écran filtre-presse » fermeture du filtre.
- Mettre le bouton (2) « écran décanteur » sur MODE DECANTEUR.
- Mettre le bouton (12) « écran filtre-presse » sur ENTREE POMPE DECANTEUR.

Dans ce mode, les pompes P3 et P4 envoient l'affluent traité dans le décanteur.

La purge du décanteur est inactive, voyant (12) « écran décanteur ».

La pompe à boue du filtre-presse démarre après une temporisation (9) « écran temporisation » dès que les pompes P3 et P4 démarrent.

La pompe à boue du filtre-presse s'arrête après une temporisation (10) « écran temporisation » dès que les pompes P3 et P4 s'arrêtent.

8 – MAINTENANCE ET DEFAUTS

Maintenance :

- Nettoyer les filtres sous les alimentations 25V cc tous les six mois.
- Nettoyer les électrodes au jet d'eau si colmatage (test négatif).
- Purger la cuve d'air comprimé toutes les semaines.
- Purger le déshumidificateur d'air de la pompe à boue toutes les semaines.
- Nettoyer les toiles du filtre-pressé à l'aide d'un nettoyeur haute pression si la pompe à boue monte trop vite en pression.

Défauts :

PROBLEMES	CAUSES POSSIBLES
Alarme débit trop faible.	Moteur pompe HS. Problème corps de pompe. Crépine bouchée.
Pompe pneumatique arrêtée.	Aspiration bouchée. Problème air comprimé (8 bars). Silencieux de pompe gelé. Déshumidificateur plein d'eau. Clapets anti-retour de la pompe bloqués.
Test négatif.	Problème intensité de l'alim 24Vcc. Colmatage des électrodes.

ANNEXE 2 : Contrôle d'autosurveillance

Les contrôles d'autosurveillance consistent à mesurer les paramètres listés ci-dessous durant 24 heures en continu :

pH, DBO₅, DCO, MES, NH₄, NTK, NO₂, NO₃, P_T, Débit

Les contrôles sont réalisés par le SATESE (Service d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Épurations) du conseil départemental du Haut-Rhin pour les stations de capacité inférieure à 2000 EH. Par ailleurs j'ai eu l'occasion de me rendre sur la STEP du Markstein avec les agents du SATESE lors d'un de ces contrôles afin d'observer la mise en place du matériel de prélèvement et d'acquisition de données.

Ils utilisent un préleveur automatique d'échantillon (voir figure 80) qui est programmé pour prendre des échantillons par pas de volume transité jusqu'à avoir 200 échantillons. Le volume transité est mesuré par l'intermédiaire d'une bulle à bulle qui fournit une donnée de hauteur à une centrale d'acquisition (voir figure 81) qui va pouvoir en déduire un débit suivant la géométrie du canal préalablement renseignée. Cette centrale d'acquisition envoie l'information au préleveur automatique chaque fois que le pas de volume est atteint (par exemple un échantillon tous les 50L transité en entrée pour un débit estimé à 10m³/j)



Figure 81 : Centrale d'acquisition de débits SATESE

Figure 80 :
Préleveur
automatique
SATESE



Le dispositif de mesure est alors arrêté et récupéré 24h après la mise en route du système.

Les données ainsi recueillies sont ensuite envoyées à la Police de l'Eau et à l'Agence de l'Eau.

ANNEXE 3 : matériel utilisé lors des essais en laboratoire

Micro-méthode

Les paramètres purement chimiques sont déterminés par micro-méthode. C'est le cas pour la DCO, les métaux lourds et l'ammonium. Ce sont des éprouvettes pré-remplies de produit chimique qui vont changer de couleur lorsqu'on ajoute l'eau prélevée. Par lecture optique sur un spectrophotomètre on obtient une valeur de concentration de ce paramètre. Ces tubes fonctionnent pour une certaine gamme de valeur visée (par exemple DCO : 15-160 et 100-1500). Dans le cas où la gamme n'existe pas pour un paramètre donné, il suffit de diluer l'échantillon. Certains tubes nécessitent d'être chauffés à 148°C pendant 2h avant lecture optique (DCO) ou d'attendre quelques minutes (métaux lourds et ammonium).



Figure 82 : Tubes de micro-méthode usagés de différents paramètres

Sondes

La conductivité, le pH et le potentiel d'oxydo-réduction sont obtenus à l'aide de sondes que l'on doit plonger suffisamment dans l'échantillon.

Turbidimètre

Un Turbidimètre est un appareil de lecture optique permettant d'obtenir une valeur de turbidité d'un échantillon. Celui qui est utilisé donne le résultat en NTU (nephelometric turbidity unit). Il suffit de remplir une capsule avec l'échantillon et de le faire lire à l'appareil.

Générateur à courant continu

Le générateur à courant continu permet d'alimenter les électrodes en courant électrique continu avec une tension fixée. Il permet également de lire l'intensité du courant qu'il envoie.

Matériel normalisé

Les MES et la DBO₅ ont été déterminés selon les méthodes normalisées.

Pour déterminer les MES on utilise un filtre sur lequel est filtré un certain volume d'échantillon. Après filtration, le filtre est passé à l'étuve à 105°C pendant 2h. La valeur des MES est obtenue en faisant la différence entre la masse du filtre lorsqu'il n'est pas usagé et après passage à l'étuve.

En ce qui concerne la DBO₅, on utilise un Erlenmeyer dans lequel est versée une quantité précise d'échantillon. On y met un barreau aimanté et on referme avec une tête de mesure dans laquelle on doit mettre des pastilles de soudes. L'Erlenmeyer ainsi équipé est enfermé dans une enceinte climatique à 20°C sous agitation.

Dispositif de filtration

Les échantillons d'eaux traitées sont filtrés sur filtre à café à l'aide du dispositif montré en figure 83.



Figure 83 : Dispositif de filtration

Eprouvettes graduées de 1L

Les éprouvettes graduées de 1L permettent de prendre des échantillons de 1L pour remplir le réservoir du pilote mais également à mesurer la décantation des floccs dans l'eau traitée.

ANNEXE 4 : Observations particulières

Les expériences décrites dans le protocole expérimental ont été effectuées sur une durée de trois semaines au Laboratoire d'Etudes des Eaux (LEE) située à l'ENGEES. Voici les observations particulières qui ont pu être relevées.

Couleur des floccs

Dans la grande majorité des cas, la couleur des floccs est verte ce qui signifie qu'il y a majoritairement création d'hydroxydes ferreux et donc d'ions ferreux au cours du traitement (voir figure 84).



Figure 84: Floccs d'hydroxydes ferreux décantés (couleur verte)

Des floccs brunâtres ont été observés dans certaines conditions, notamment pour un temps de séjour très court (4min) ou pour un pH très faible (3,5) (voir figure 87). Ce phénomène n'a pas été observé très fréquemment, les paramètres initiaux de l'eau usée étant plus propice à la formation de Fe^{2+} plutôt que Fe^{3+} . Néanmoins, pour l'essai où le pH de l'eau a été ajusté pour arriver à 3,5, la couleur des floccs est due à la formation préférentielle de Fe^{3+} dans ces conditions de pH (voir 2.2.3). Par ailleurs, pour les essais où l'efficacité du traitement était limité (temps de séjour faible), la turbidité et la couleur de l'eau était telle que l'appréciation de la couleur en a probablement été faussée (ou pour une raison inconnue), les conditions de l'échantillon et de l'essai ont mené à la création d'hydroxyde ferrique (III) plutôt que d'hydroxydes ferreux (II). Pour cette seconde hypothèse, la théorie dit que si c'est le cas, il y a dans un premier temps il y a création d'hydroxydes ferreux et dans un second temps ceux-ci s'oxydent en hydroxydes ferriques. Comme le temps de contact pour cet essai a été faible, cette hypothèse ne paraît pas être la plus plausible d'autant que la couleur des floccs lors de prélèvements intermédiaire (autour des 4min) était verte. Malgré tout, il est possible que lors de cet essai les conditions d'oxydoréduction ont permis la mise en place rapide de ce processus.



Figure 85 : Photo de gauche : temps de séjour = 4min à gauche ; temps de séjour = 15 min à droite ; photo de droite : pH = 3,5

Les floccs en utilisant les électrodes en aluminium sont de couleur grisâtre, couleur de l'hydroxyde d'aluminium. En théorie celui-ci est blanc mais du fait que de nombreuses espèces polluantes s'adsorbent dessus, la couleur tend vers du gris-brun.



Figure 86 : Traitement avec les électrodes de fer (bêcher de gauche) ou d'aluminium (bêcher de droite) ; décanté et non décanté

Dépôt sur les électrodes

Lorsque les électrodes n'ont pas été nettoyées (pellicule de dépôt verdâtre voir figure 87) à l'issue d'un essai et que celles-ci sont laissées à l'air libre durant plusieurs jours, le dépôt devient de couleur rouille (voir figure 87). Cela signifie que l'espèce initialement présente est l'hydroxyde de fer II et que sous l'effet du

dioxygène contenu dans l'air, l'hydroxyde de fer II s'oxyde en hydroxyde de fer III qui donne sa couleur à la rouille. Cette hypothèse est corroborée par le fait que les floccs flottants observés lors de la décantation des échantillons sont initialement de couleur verte et se colorent progressivement en brun rouge (voir figure 87).

La transformation d'hydroxydes de fer II n'est pas forcément le seul phénomène qui produise cette couleur de dépôt. Il se peut également que la réaction d'oxydation classique du fer métallique en présence d'eau et de dioxygène (phénomène de rouille au sens commun du terme) alimente le processus de formation d'un dépôt couleur rouille sur les électrodes.

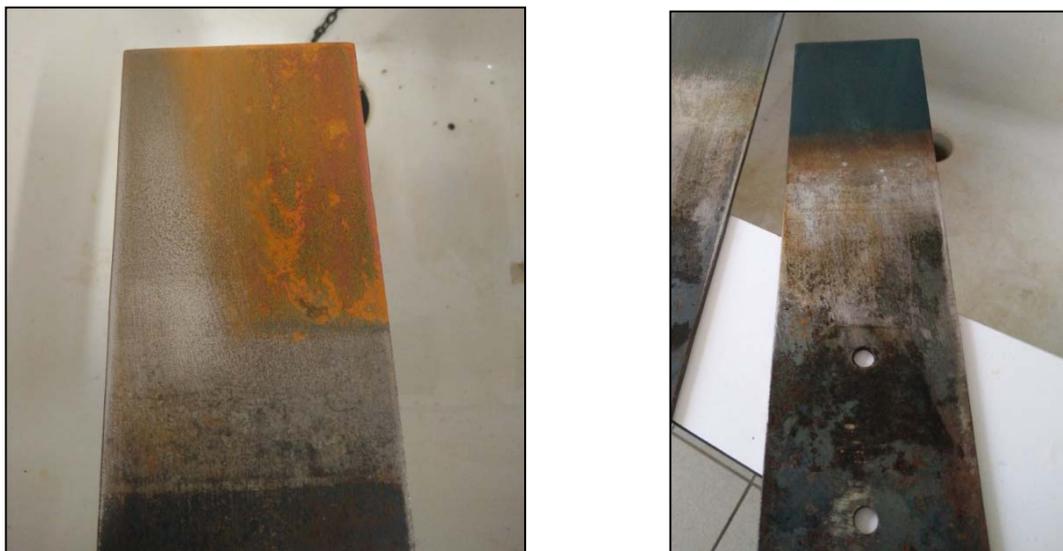


Figure 87 : Dépôt de rouille après stockage à l'air libre (à gauche) ; Dépôt vert bleu après plusieurs tests sans nettoyage

Le dépôt est principalement observé sur l'électrode reliée à la borne + du générateur, soit l'anode. C'est dû au fait que des hydroxydes de fer se sont formés en surface grâce à la présence immédiate d'ions hydroxydes et à la production d'ions ferreux à l'anode. La cathode est globalement épargnée par ce dépôt car il y a formation de bulles de dihydrogène à sa surface rendant compliqué l'adhésion de solide sur l'électrode.

Formation de bulles de dihydrogène

Il a pu être observé que la densité de formation de ces bulles est proportionnelle à la tension du générateur, la conductivité du milieu et l'écartement des électrodes. Aucune photo n'est suffisamment nette et sans reflet pour pouvoir être exposée ici. Les bulles de dihydrogène sont très fines et se forment à la cathode.

Lors de la décantation des floccs dans des éprouvettes, dans la majorité des cas il est observé que tout ou partie des floccs flottaient à la surface sans décanter. Cela est dû à l'adsorption de ceux-ci à la surface de bulles de dihydrogène qui attirent les floccs avec eux vers la surface de l'eau par modification de la masse volumique du complexe (voir prérequis 2.1). Ce phénomène a été observé de manière plus marquée sur l'ensemble des essais où la quantité d'électrons qui entre en jeu est sensée être importante.

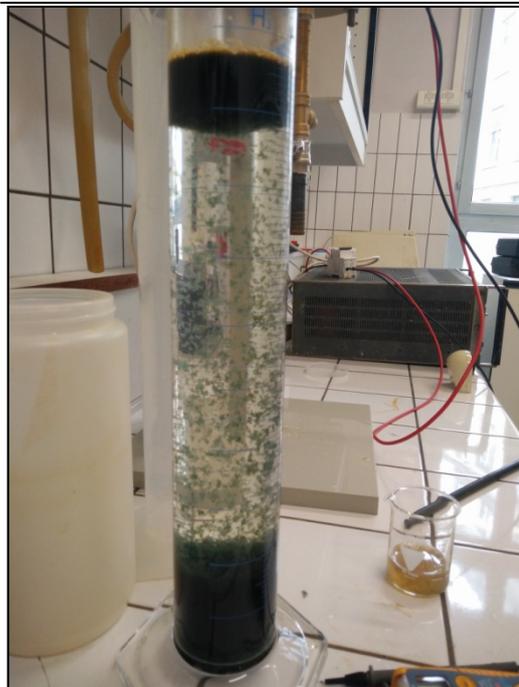


Figure 88 : Floccs flottants lors de la décantation

L'annulation de ce phénomène est facilement réalisable puisqu'il suffit de verser l'échantillon à plusieurs reprises d'un récipient à un autre pour le dégazer. Cela permet d'observer une décantation qui ne soit pas ou peu influencée par la présence de gaz. Il n'y a qu'à partir d'une tension de 8V que des floccs flottants ont pu être observés (par exemple).

Lors de la réaction, de la mousse est observée en surface surtout lorsque l'écartement des électrodes est réduit et que la tension utilisée est élevée. Ce phénomène est sûrement lié à la production de dihydrogène mais les processus de formations de mousse sont complexes. Cependant, le même genre de mousse est observé à la station du Markstein.



Figure 89 : Création de mousse entre les électrodes

Limpidité du surnageant vs filtrat

Il a pu être observé que la couleur du surnageant après décantation était plus limpide (voir figure 90) qu'après filtration sur filtre à café. Cela est probablement dû au fait que l'eau doit passer au travers des floccs déposés sur le filtre avant d'être à son tour filtrée, ce qui signifie que certaines espèces chimiques sont entraînées au travers du filtre par l'eau. Malgré tout, aucune différence notable n'a été observée au niveau de la turbidité de l'échantillon et la couleur reste toutefois discrète (jaune très pâle). Sur un dispositif industriel de filtration comme les filtres SALSNES, ce problème n'a pas lieu puisque les solides sont fréquemment convoyés vers l'extérieur du filtre.

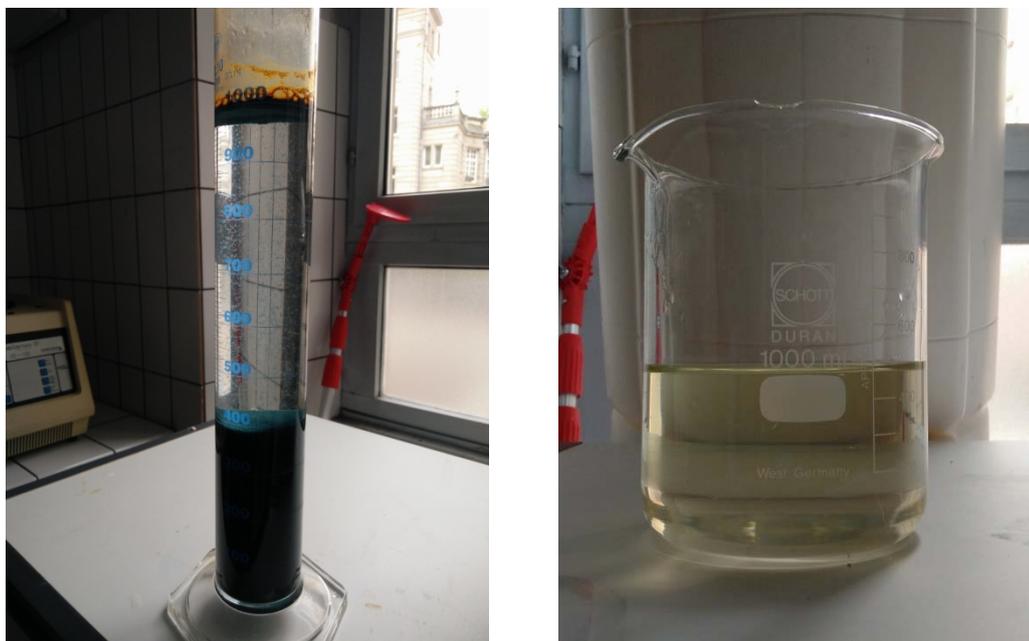


Figure 90 : Surnageant très limpide (droite) ; Filtrat jaune pâle (gauche)

Taille des floccs

La taille des floccs varie beaucoup et aucune relation entre la taille des floccs et d'autres paramètres n'a pu être découverte. C'est principalement dû au fait qu'il est difficile d'observer cette taille des floccs et de la comparer. L'utilisation de la pompe a pour but de faire une agitation en créant une recirculation. Cependant cela a tendance à créer des floccs plus petits (casser les floccs).



Figure 91 : Formation de gros floccs (droite) ou de floccs fins (gauche)

Aucun floc n'a été observé pour une tension appliquée de 2V et l'aspect général de l'échantillon n'a pas évolué.



Figure 92 : Eau traitée avec une tension de 2V (pas ou peu de floes visibles)

Polymères naturels

Plusieurs polymères ont été testés en complément de l'électrofloculation, un polymère artificiel polyacrylamide ainsi que plusieurs polymères d'origine naturelle tels que de l'amidon ou du tanin. Certains de ces polymères sont anioniques (coagulant) et d'autre sont cationique (floculant).

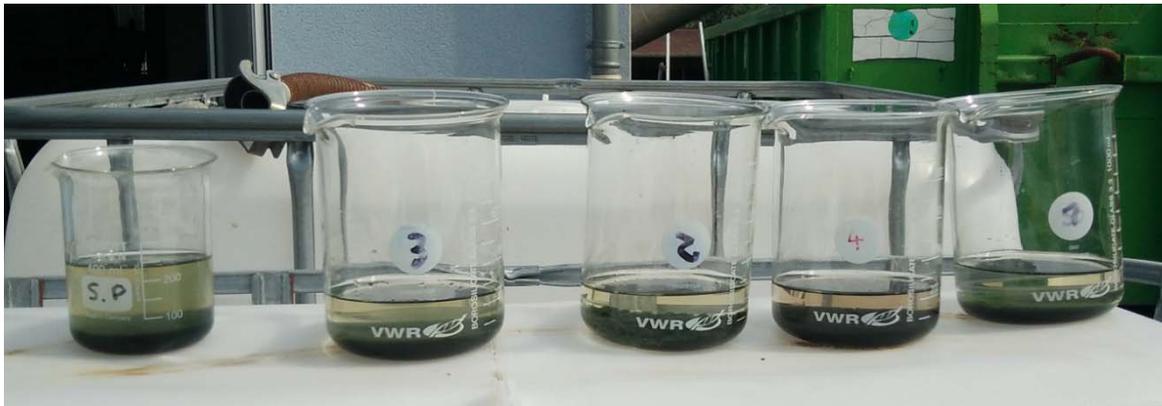


Figure 93 : Comparaison visuelle : Sans ajout de polymère (SP) ; amidon floculant 10 ppm (3) ; Polyacrylamide (2) ; Tanin coagulant 100ppm (4) ; amidon coagulant 40ppm (1)

On remarque que le premier échantillon est coloré, traduisant probablement un surdosage. C'est également dû à la couleur du produit commercial (voir figure 94).

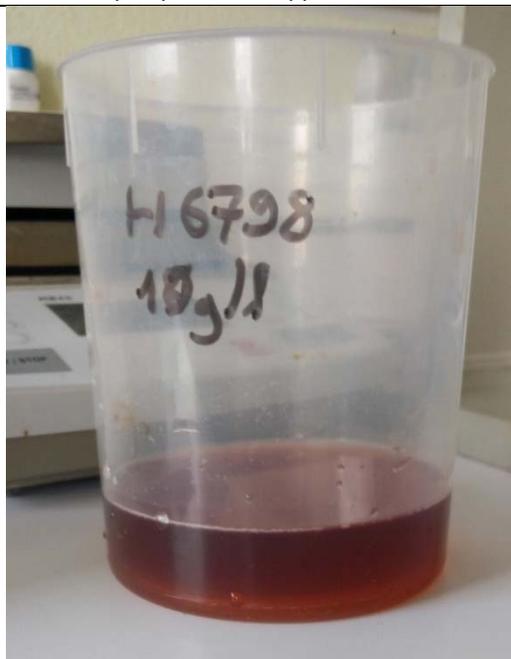


Figure 94 : Produit commercial : Tanin coagulant

Par ailleurs, l'échantillon présentant les meilleurs résultats est celui où du polyacrylamide a été ajouté. Cependant il a été testé uniquement à titre de comparaison puisque l'objectif est d'utiliser des produits d'origine naturelle. Selon ce principe, c'est l'échantillon 1 qui a l'eau la plus limpide et les floccs les plus gros (meilleure décantation).

Pour tous les échantillons utilisant des polymères, on observe une nette amélioration vis-à-vis de la turbidité en comparaison avec l'échantillon noté SP (sans polymère).

D'autres part, il a été remarqué que malgré l'ajout de polymères, il y avait tout autant nécessité de dégazer l'échantillon comme le montre la figure 95.

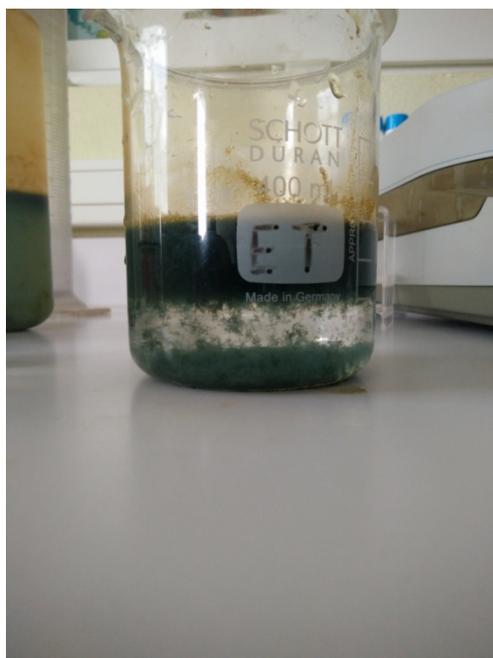


Figure 95 : Echantillon avec amidon coagulant 40 ppm sans dégazage

ANNEXE 5 : Complément d'analyse des essais en laboratoire

Ecartement des électrodes

pH

Trouvez ci-dessous la figure représentant la variation du pH en fonction de l'écartement des électrodes.

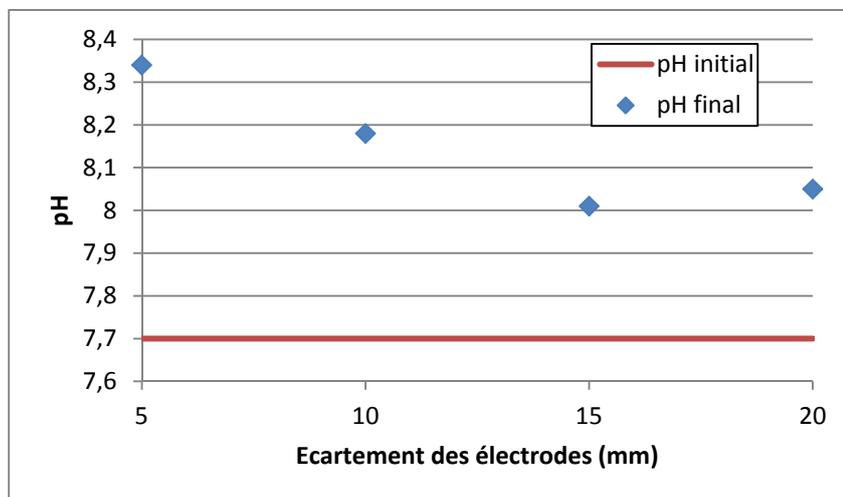


Figure 96 : Variation du pH en fonction de l'écartement des électrodes

Conductivité

La figure ci-dessous montre la variation de la conductivité selon l'écartement des électrodes.

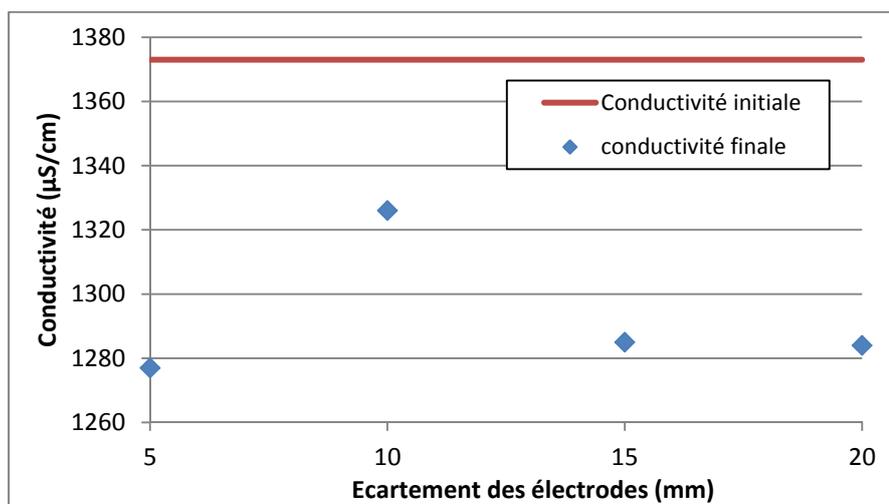


Figure 97 : Variation de la conductivité selon l'écartement des électrodes

Turbidité

Le graphique qui suit représente la variation de la turbidité selon l'écartement des électrodes.

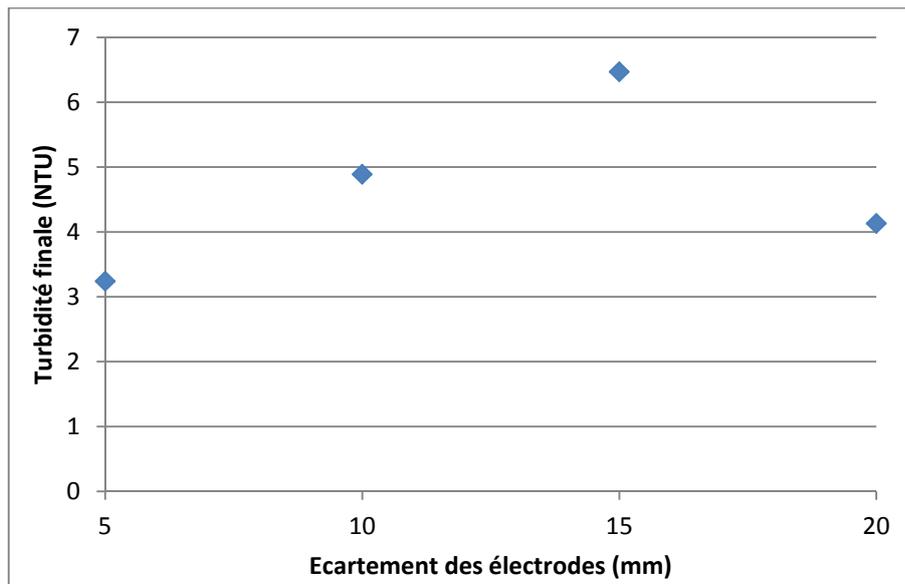


Figure 98 : Variation de la turbidité selon l'écartement des électrodes

Variation du pH

Intensité

Le graphe ci-dessous montre la variation de l'intensité en fonction du pH de départ de l'échantillon.

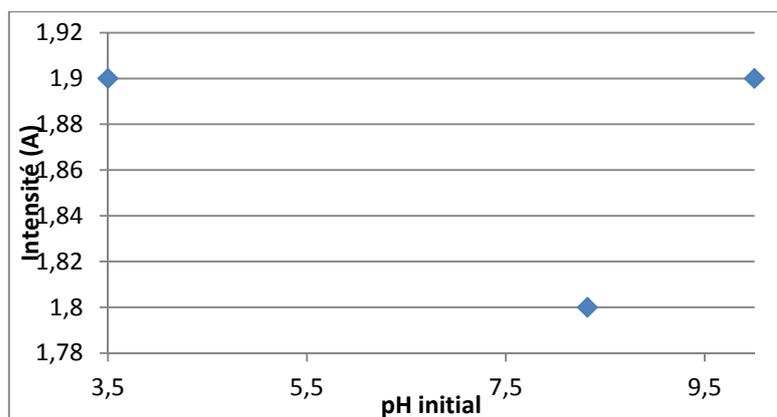


Figure 99 : Variation de l'intensité selon le pH de départ

Turbidité

Trouvez ci-dessous le graphique représentant la variation de la turbidité selon le pH de départ de l'échantillon.

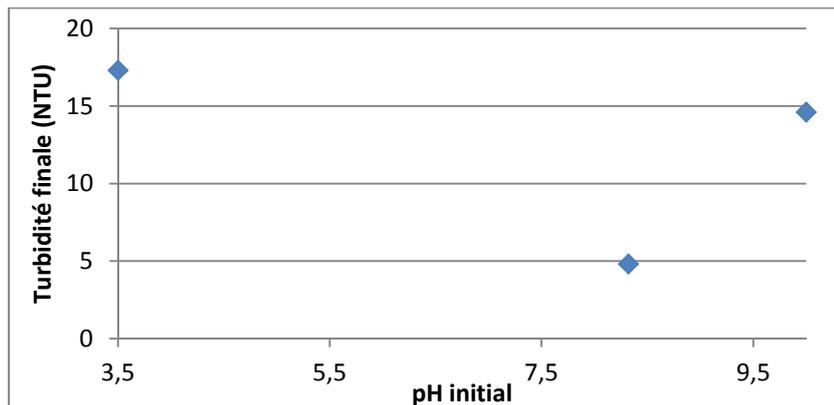


Figure 100 : Variation de la turbidité selon le pH initial

Variation de la tension

La figure ci-dessous montre la variation de l'intensité en fonction de la tension appliquée par le générateur.

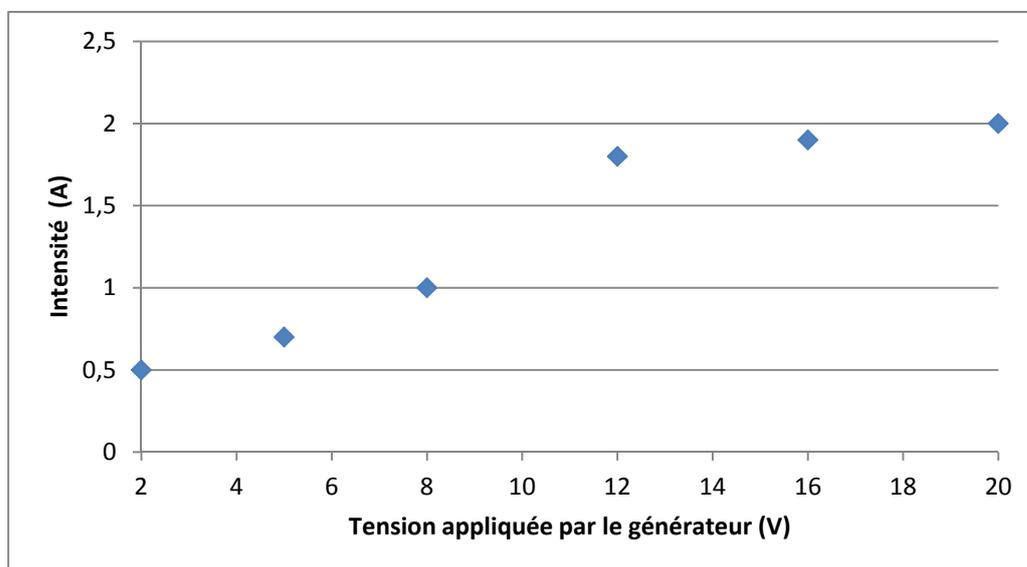


Figure 101 : Variation de l'intensité selon la tension de traitement

pH

Trouvez ci-dessous la figure qui montre la variation du pH selon la tension de traitement.

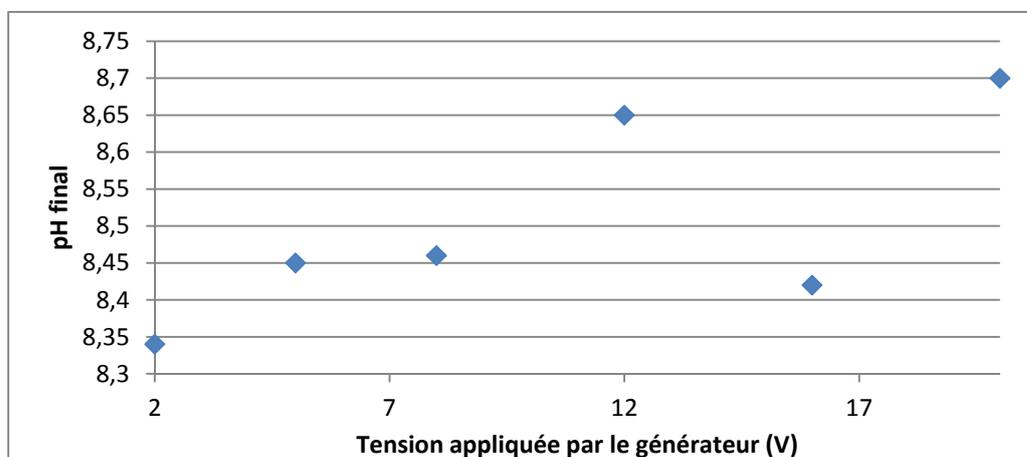


Figure 102 : Variation du pH selon la tension appliquée par le générateur

Conductivité

Le graphique ci-dessous représente la variation de la conductivité selon la tension appliquée durant le traitement.

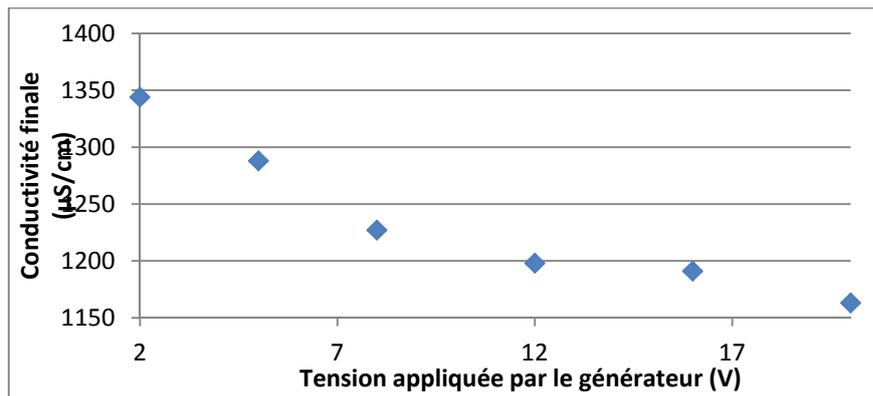


Figure 103 : Variation de la conductivité selon la tension appliquée par le générateur

Eaux claires parasites

Intensité

Comme les échantillons plus dilués sont moins conducteurs (voir partie suivante), l'intensité de traitement est moins importante pour des eaux à fort taux de dilution. Un graphique représentant l'intensité du courant en fonction de la conductivité de départ et du taux de dilution de l'échantillon est disponible en ci-dessous.

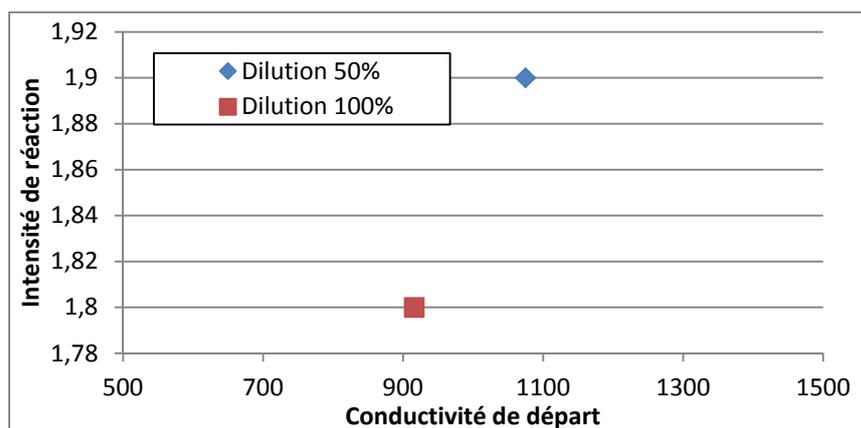


Figure 104 : Intensité en fonction de la conductivité de départ et du taux de dilution

Conductivité

La figure ci-dessous montre la variation de la conductivité en fonction du taux d'eaux claires parasites (dilution) de l'échantillon.

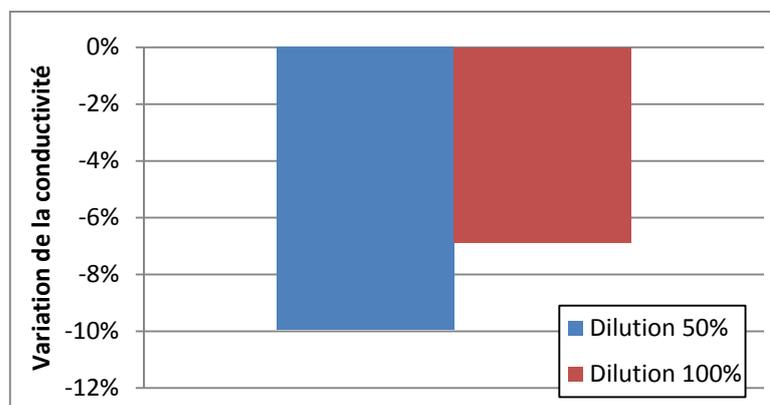


Figure 105 : Variation de la conductivité en fonction de la dilution de l'échantillon

On remarque que plus l'eau est diluée et moins la conductivité varie. En effet, comme il y a dans un même volume moins d'espèces ioniques, il y a moins d'occurrences de réaction qui neutralisent des charges.

pH

La figure ci-dessous représente la variation du pH en fonction de la dilution de l'échantillon

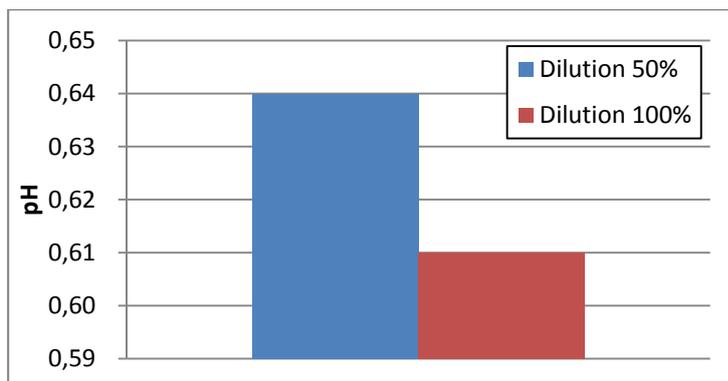


Figure 106 : Variation du pH en fonction de la dilution de l'échantillon

On observe que moins l'échantillon est chargé (plus la dilution est importante) moins le pH augmente. Cela peut être lié à la conductivité qui est moins importante impliquant une intensité moins importante et donc une quantité d'électrons fournie plus faible. En effet il a déjà été démontré que la quantité d'électrons était un paramètre essentiel dans le processus et notamment la production d'ions hydroxydes en excès. Cette dernière tendance est dégagée, cependant ici le phénomène est très limité au vue de la différence observée (0,03 de pH).

DCO

Cette figure représente la variation de la DCO en fonction du taux de dilution des échantillons.

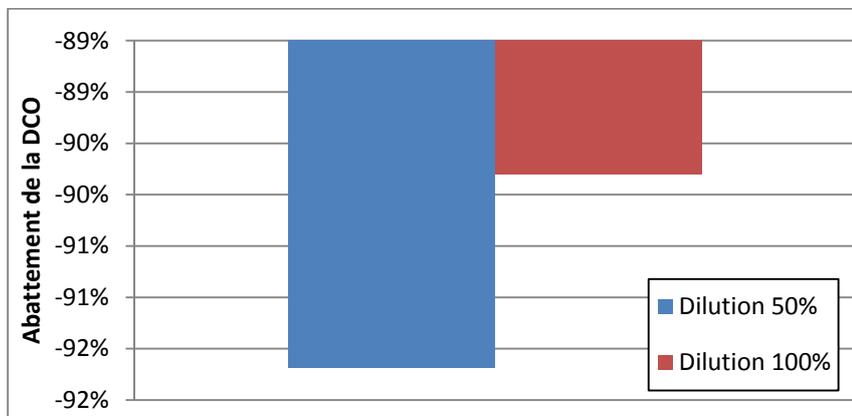


Figure 107 : Variation de la DCO en fonction de la dilution de l'échantillon

L'abattement de la DCO est moins important pour des échantillons plus dilués, ce qui montre que, sur deux mesures, le procédé d'électrofloculation est plus efficace dans le cas d'effluents concentrés. Cela paraît être une observation logique car plus il y a d'espèces polluantes dans un même espace, plus il y aura de molécules déstabilisées par coagulation et plus il y a d'opportunités pour un hydroxyde ferreux d'adsorber un nombre de molécules importantes. Pour autant, la DCO finale d'un échantillon dilué reste inférieure à celle d'un échantillon moins dilué.

Turbidité

La figure ci-dessous montre la variation de la turbidité selon le taux de dilution de l'échantillon testé.

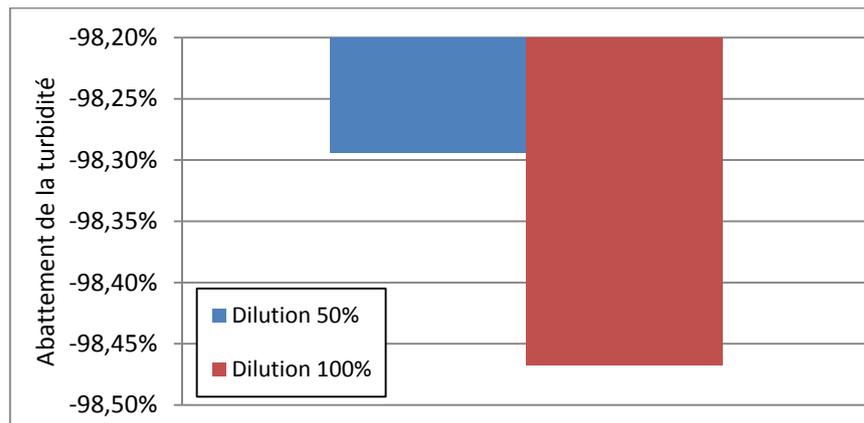


Figure 108 : Variation de la turbidité selon le taux de dilution

On remarque que la turbidité varie de façon quasiment identique. On obtient malgré tout une turbidité finale de 2,1 NTU pour un échantillon très dilué contre 3,5 NTU pour un échantillon moins dilué.

Différence en filtrat et surnageant

DCO

La figure ci-dessous montre la différence qu'il peut exister en terme de DCO si la mesure est faite sur le filtrat ou le surnageant de l'eau traitée sur deux essais différents.

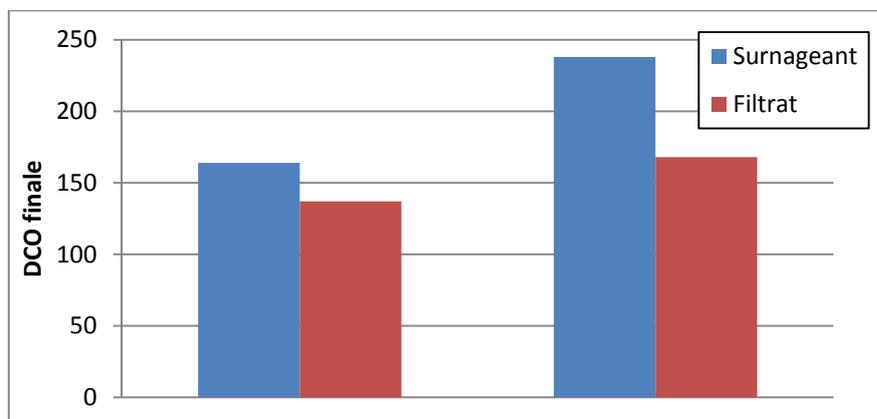


Figure 109 : Différence entre le filtrat et le surnageant (DCO)

On remarque que la DCO déterminée dans le surnageant est toujours plus élevée que celle déterminée dans le filtrat. Cela signifie que les valeurs obtenues tout au long des expériences ont probablement été surévaluées par rapport à ce que serait le cas réel (surnageant a priori).

Le choix initial de la filtration a été fait pour un aspect pratique des analyses. En effet cela garanti un échantillon homogène et sans particule en suspension qui pourrait biaiser la mesure. C'est également plus pratique pour verser l'échantillon d'eau traité dans un récipient sans que le solide décanté puisse polluer l'échantillon.

Polymère naturels

Un tableau rassemblant l'ensemble des données recueillies durant ces expériences est disponible ci-après.

Tableau 15 : Ensemble des résultats recueilli pour l'essai d'utilisation des polymères d'origine naturel

	Amidon coagulant			Amido n flocculant	Tanin coagulant		Polyacrylamides	EF uniquement	
Référence commerciale	6864			3841	6798		/	/	
Dosage (ppm)	0	0	0	10	0	00	20	/	
Turbidité du surnageant (NTU)	,25	,19	,35	10,2	,63	,77	4,49	2,3	5,2
DCO			1		0,9			5,7	9,03

DCO

Les figures ci-dessous représentent la DCO mesurée sur le surnageant pour deux échantillons où il a été ajouté des polymères après traitement par électrofloculation. Ces valeurs sont confrontées à celles obtenues uniquement par le traitement par électrofloculation.

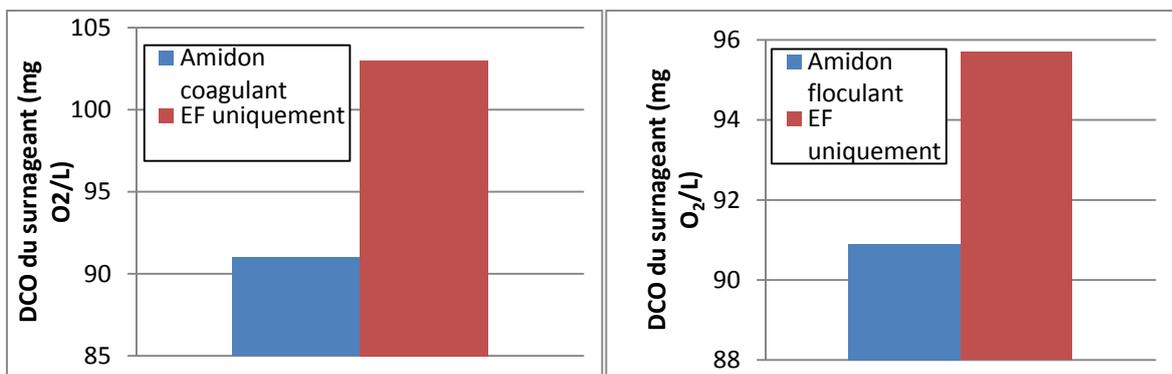


Figure 110 : DCO du surnageant pour deux polymères

On remarque une légère amélioration du traitement avec utilisation de polymères d'environ 10 mg O₂/L, soit légèrement plus de 1% de gain si l'on se rapporte à des valeurs classiques de DCO dans les eaux domestiques (700 mg O₂/L).

Turbidité

Cependant, l'ajout de polymères est significatif pour ce qui est de la turbidité comme le montre la figure 113 ci-dessous :

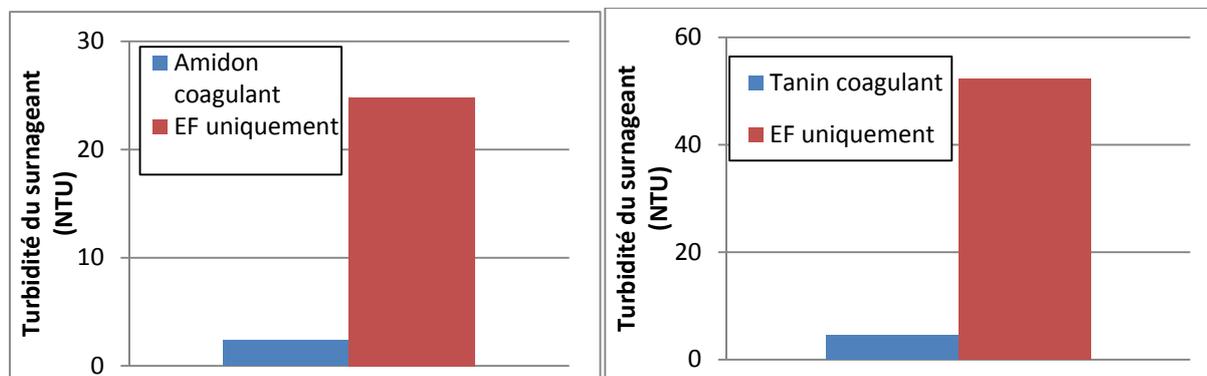


Figure 111 : Turbidité du surnageant pour deux polymères

En effet, le gain est de 20 NTU au minimum, ce qui représente 6% si l'on se réfère à une valeur classique de 300 NTU dans les eaux résiduaires urbaines. Dans certains cas (à droite sur la figure 111), la différence est encore plus conséquente avec approximativement 15% de gain à ce niveau.

La figure ci-dessous représente la turbidité du surnageant après ajout de polymères pour différents dosages en amidon coagulant.

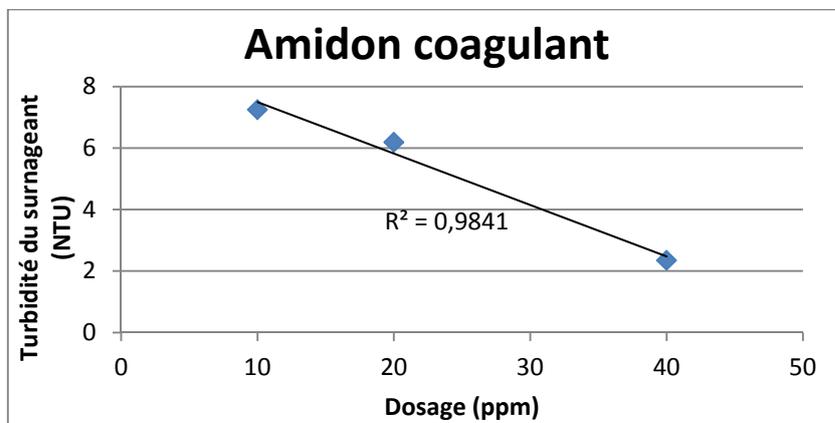


Figure 112 : Turbidité en fonction du dosage en amidon coagulant

Dans ce cas, La turbidité décroît de façon quasi-linéaire selon le dosage. Aucune asymptote n'est visible pour ces valeurs, cependant on peut imaginer que le gain en turbidité stagne après un certain dosage et qu'il est même possible que l'efficacité soit inverse.

ANNEXE 6 : Interprétations des variations du potentiel d'oxydo-réduction au cours des essais en laboratoire

Variation de la conductivité

Le graphique ci-dessous représente le potentiel d'oxydo-réduction à l'issue du traitement de l'eau en fonction de la conductivité initiale de l'échantillon.

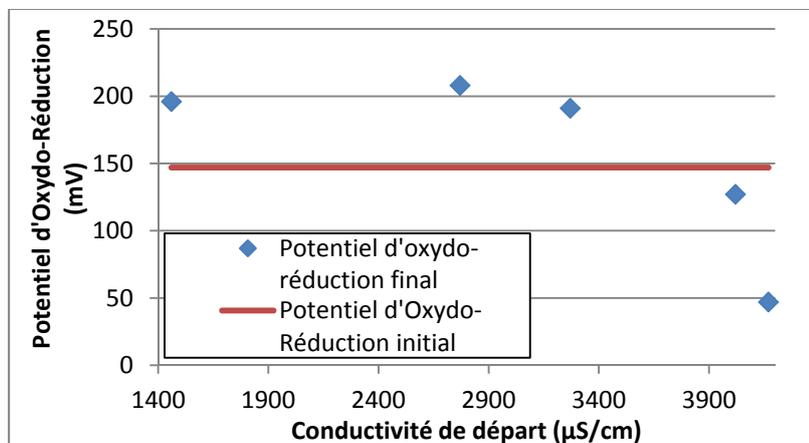


Figure 113 : Potentiel d'oxydo-réduction final en fonction de la conductivité initiale

On peut noter que le potentiel d'oxydo-réduction final augmente jusqu'à une conductivité initiale d'environ 3900 µS/cm, puis diminue pour des échantillons dont la conductivité initiale est plus élevée. Interpréter la variation du potentiel d'oxydo-réduction est complexe. Cependant on sait que plus le potentiel est positif plus le milieu est oxydant et plus il est négatif plus il est réducteur. Ainsi, plus l'échantillon a une conductivité initiale élevée, plus le milieu est réducteur. La réaction $2\text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2 + 2\text{OH}^-$ a un potentiel standard de -0,82. Ce qui peut expliquer la chute de potentiel lorsqu'il y a le plus d'ions OH^- en excès. La réaction $\text{Fe}^{2+} + 2\text{OH}^- = \text{Fe}(\text{OH})_2$ a un potentiel standard de +0,44 ce qui peut signifier que pour les conductivité les moins forte où le potentiel est supérieur à initialement c'est la formation d'hydroxyde qui prédomine.

Cette analyse est à nuancer car le potentiel d'oxydo-réduction peut être la résultante de beaucoup d'espèces chimiques qui n'ont pas été mises en évidence ici.

Variation du temps de séjour

La figure ci-dessous montre le potentiel d'oxydo-réduction final en fonction du temps de séjour dans le pilote.

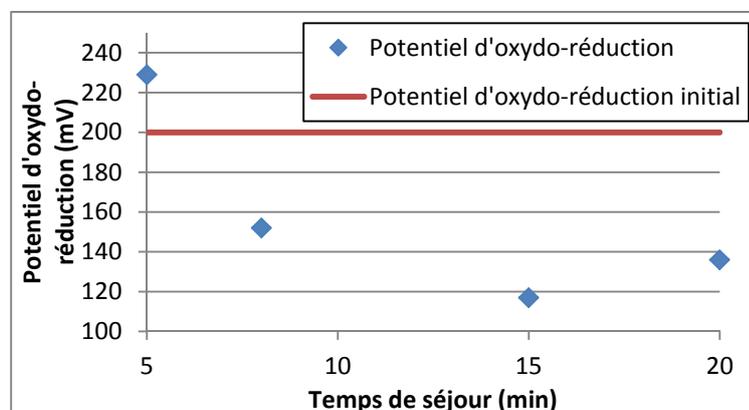


Figure 114 : Potentiel d'oxydo-réduction final en fonction du temps de séjour

Comme l'augmentation du temps de séjour et de la conductivité sont deux moyens pour augmenter la quantité d'électrons qui est entrée en jeu durant le traitement de l'eau, les mêmes interprétations sont possibles. En effet, si on reprend la même logique d'analyse, pour des temps de séjour faibles, la création d'hydroxydes ferreux est le phénomène prédominant tandis que l'excès en ions hydroxydes est celui qui est prédominant pour des temps de séjour long.

Toutefois, on remarque une incohérence dans le résultat. Le temps de séjour utilisé génériquement est 8 minutes, or les résultats de la partie précédente présentent un potentiel d'oxydo-réduction supérieur à celui brut tandis qu'ici le potentiel d'oxydo-réduction est inférieur pour un temps de séjour de 8 minutes. Cela emmène à penser que la mesure de potentiel d'oxydo-réduction n'est pas parfaitement fiable.

Variation de l'écartement des électrodes

Le graphique ci-dessous représente le potentiel d'oxydo-réduction final selon l'écartement des électrodes qui a été utilisé lors de l'essai.

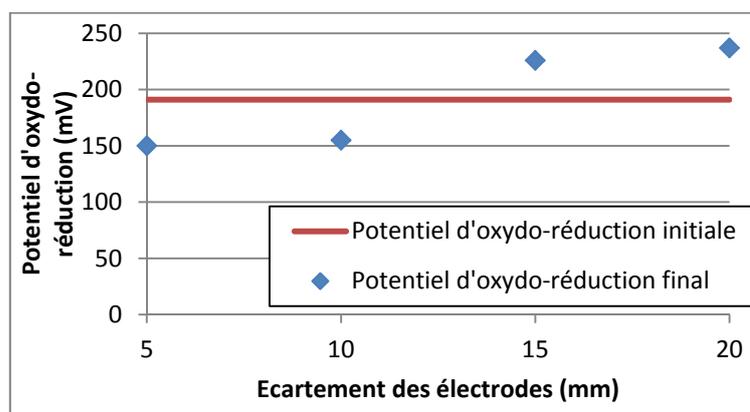


Figure 115 : Potentiel d'oxydo-réduction en fonction de l'écartement

Le potentiel d'oxydo-réduction diminue (par rapport à la valeur initiale de l'échantillon) pour des écarts d'électrodes inférieures à 10 mm tandis que celui-ci augmente pour des écarts supérieurs à 15 cm. En reprenant le raisonnement établi dans les parties précédentes concernant le potentiel d'oxydo-réduction il est déterminé que l'excès d'ions hydroxydes apparait pour un écartement inférieur à 10cm et que ce phénomène est en retrait par rapport à la création d'hydroxydes pour des écarts supérieurs à 15cm.

Variation du pH

Le graphique ci-dessous montre le potentiel d'oxydo-réduction final obtenu pour des échantillons dont le pH initial est différent.

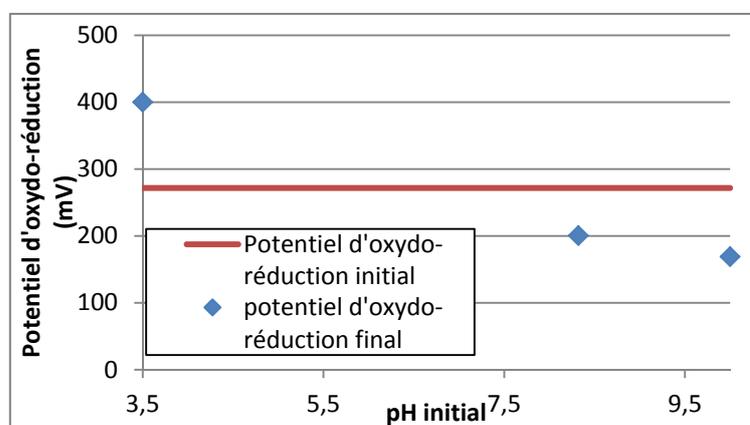


Figure 116 : Potentiel d'oxydo-réduction final selon le pH initial

Le potentiel d'oxydo-réduction diminue pour un pH normal et de 10 ce qui signifie que la production d'hydroxydes ferreux est un phénomène prédominant. Cependant, le potentiel d'oxydo-réduction pour un pH acide de 3,5 montre la présence d'espèces très oxydantes. Il a déjà été remarqué la création préférentielle d'ions ferriques (plus oxydants que l'ion ferreux) de par la couleur des floes. De plus, la synthèse bibliographique évoque la possibilité de création de radicaux hydroxyles et de peroxyde d'hydrogène a des pH très acides (voir 2.2.3). Ce sont des espèces ultra oxydantes. Il est probable que ce phénomène explique que le potentiel d'oxydo-réduction augmente au cours du traitement.

Variation de la tension

Le graphique ci-dessous montre le potentiel d'oxydo-réduction final mesuré selon la tension appliquée durant le traitement.

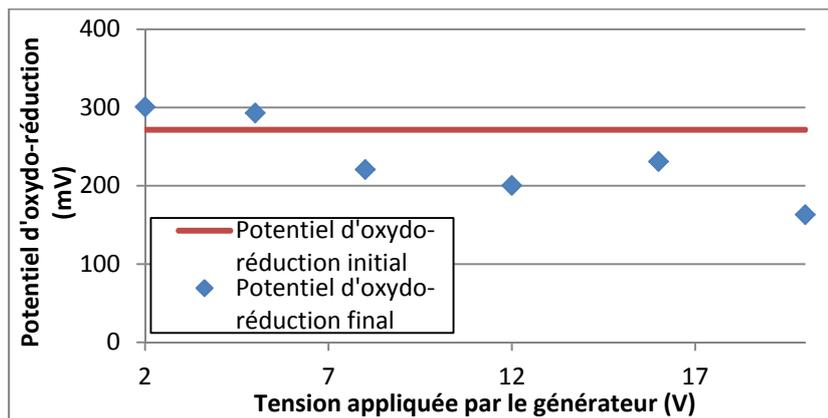


Figure 117 : Potentiel d'oxydo-réduction final selon la tension appliquée par le générateur

Le potentiel d'oxydo-réduction final est au-dessus du potentiel d'oxydo-réduction initial lorsque la tension appliquée est faible (2 et 5V) et décroît de plus en plus à mesure que la tension est importante. Il y a des ions hydroxyde en excès dès 8V.

Variantes

La figure ci-dessous représente la variation du potentiel d'oxydo-réduction selon les variantes testées.

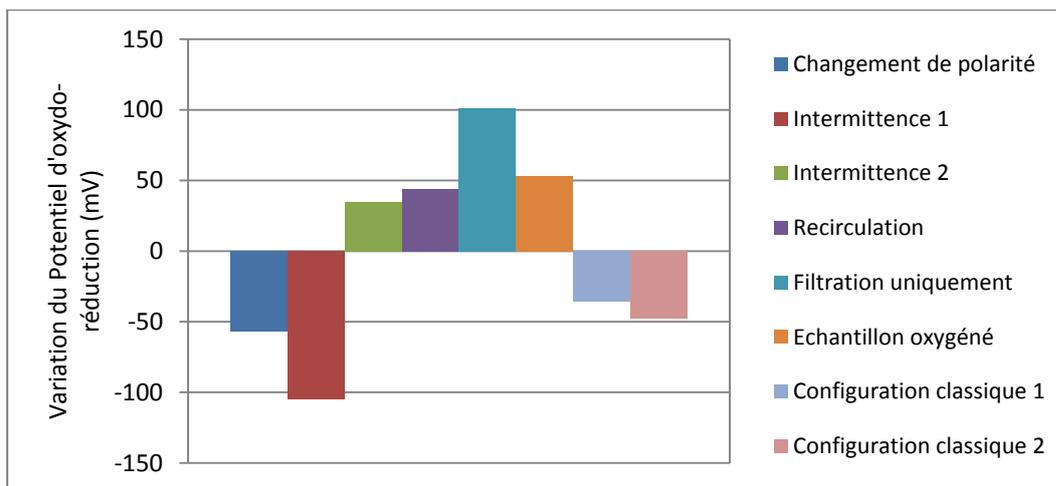


Figure 118 : Variation du potentiel d'oxydo-réduction selon plusieurs variantes

Dans certaines variante, le potentiel d'oxydo-réduction a augmenté, dans d'autre il a diminué. Dans les configurations classiques ainsi que dans la variante de changement de polarité, le potentiel d'oxydo-réduction diminue ce qui signifie qu'il y a production en excès d'ions hydroxydes. Dans la variante où l'échantillon est oxygéné, il est logique que le potentiel ait augmenté étant donné que l'oxygène est un fort oxydant (on rappelle

que la mesure de potentiel d'oxydo-réduction à été effectuée avant l'oxygénation de l'échantillon). Pour la variante avec recirculation des effluents, le potentiel d'oxydo-réduction à augmenté comme attendu puisqu'ici la formation d'hydroxyde ferreux est censée être maximisée.

En revanche, il est difficile d'expliquer la variation concernant l'échantillon qui a uniquement été filtré. Cela veut peut être montrer que la majeure partie des espèces chimiques reductrices sont sous forme solide tandis que les espèces oxydantes sont sous forme soluble dans l'échantillon testé.

Eaux claires parasites

L'histogramme ci-dessous montre la variation du potentiel d'oxydo-réduction selon le taux de dilution de l'échantillon.

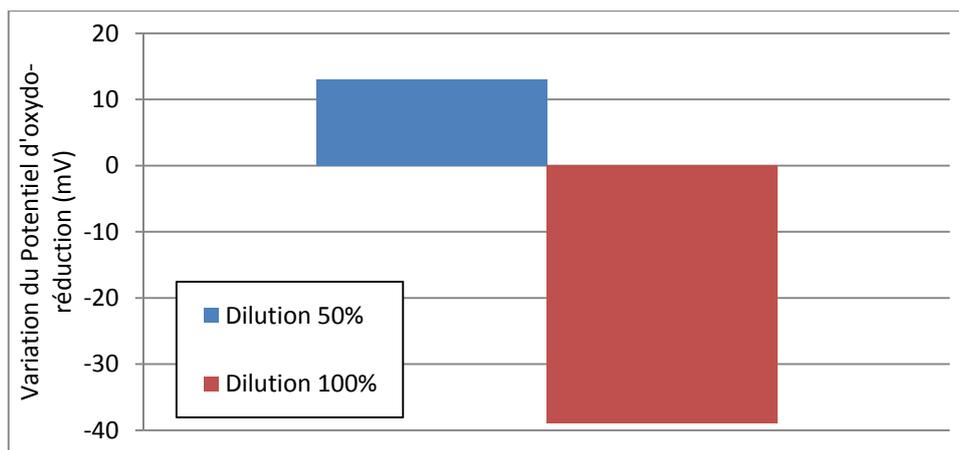


Figure 119 : Variation du potentiel d'oxydo-réduction en fonction de la dilution de l'échantillon

Pour un taux de dilution important, le milieu devient plus réducteur qu'avant le traitement, tandis que pour un taux de dilution moins important, celui-ci devient plus oxydant. On en conclut qu'il y a production d'ions hydroxydes en excès pour un effluent moins chargé tandis que pour un effluent moins dilué c'est la formation d'hydroxydes ferreux qui est prédominante. Cette interprétation est celle attendue car comme il a pu être constaté précédemment, pour un traitement moins abouti, le potentiel d'oxydo-réduction a tendance à être supérieur à sa valeur initiale.

Optimisation

La figure ci-dessous montre la variation du potentiel d'oxydo-réduction pour deux types d'électrodes

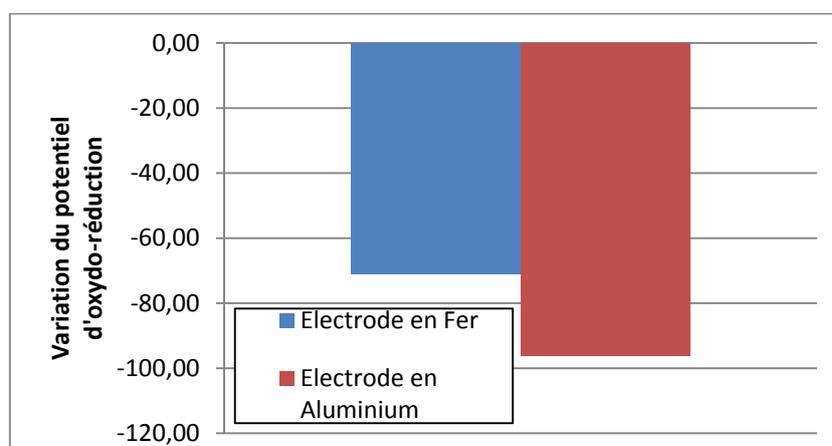
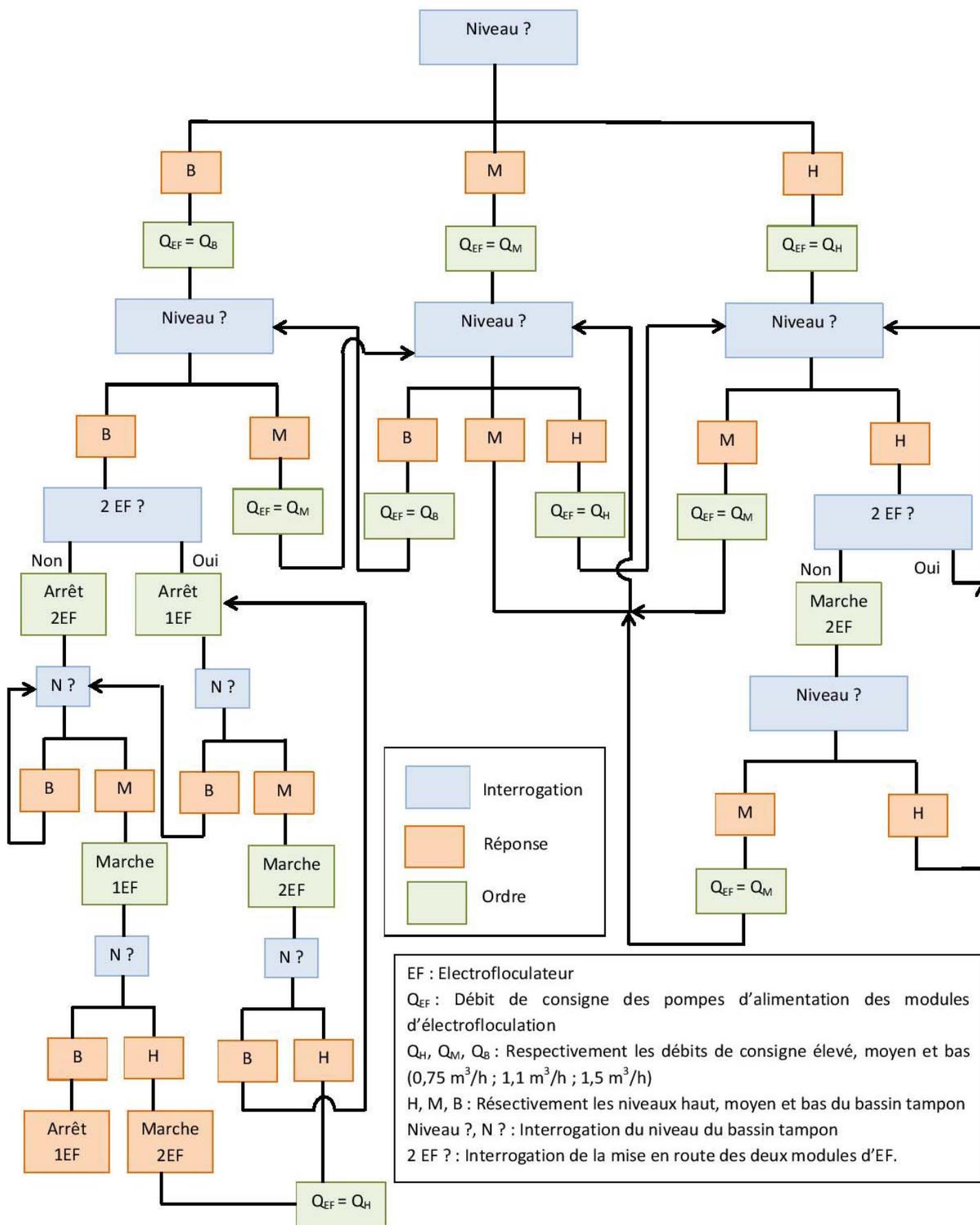


Figure 120 : Variation du potentiel d'oxydo-réduction pour deux types d'électrodes

Le potentiel d'oxydo-réduction est inférieur à ce qu'il était précédemment dans les deux cas, ce qui signifie que le traitement est assez abouti. Comme pour les parties précédentes, cela peut signifier qu'il y a eu production d'hydroxyde en excès. Cette hypothèse est confirmée par les conclusions apportées vis-à-vis du pH.

La variation ici est assez importante en comparaison avec les autres valeurs qui ont pu être obtenues, ce qui peut signifier que le traitement a été trop loin.

ANNEXE 7 : Schéma logique d'automatisation du débit de consigne des modules d'électroflocculation



Zones correspondantes aux niveaux Haut, Moyen et Bas :

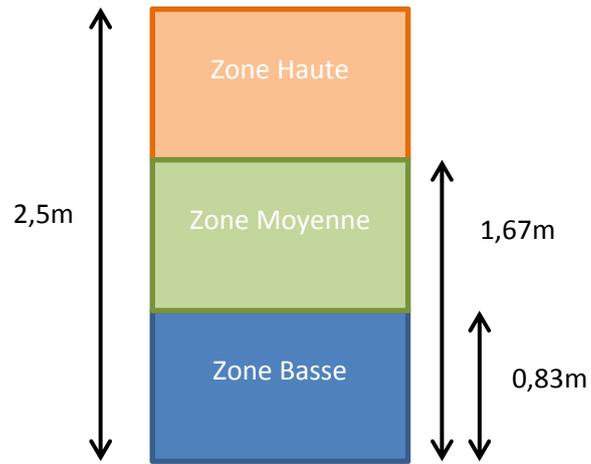
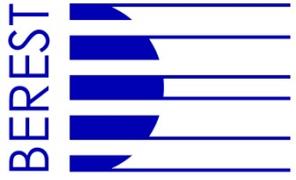


Figure 121 : Zone correspondante aux niveaux haut, moyen et bas

Notice Analytique

 	
Mémoire de Fin d'Etudes	
Diplôme : Ingénieur ENGEES Formation Initiale	
Spécialité : Traitement des Eaux Usées	
Auteur Firmin DELONG	Année 2018
Titre Etude d'une station d'épuration utilisant l'électrofloculation dans un contexte de variation d'affluence saisonnière, intérêts et perspectives d'applications	
Nombre de pages : 63 pages de textes et 36 pages d'annexes Nombre de référence bibliographique : 20	
Structure d'accueil : BEREST Rhin-Rhône / Colmar / Haut-Rhin Maître de stage : Thierry BAUER	
Résumé <p>Ce document s'intéresse au cas d'étude de la STEP du Markstein qui est unique en son genre car elle utilise le procédé d'électrofloculation pour traiter des eaux usées domestiques. Dans un premier temps, le contexte particulier dans lequel s'inscrit cette STEP est abordé. Puis, une synthèse bibliographique a été réalisée sur l'électrofloculation. Ensuite, le fonctionnement de la STEP du Markstein est décrit. Comme le procédé est encore peu connu et complexe, des essais en laboratoire ont été effectués et un rapport de ceux-ci est présenté. En prenant en compte les données recueillies précédemment, des pistes d'optimisation du système en place au Markstein ainsi que pour l'application du procédé de manière générale sont proposées.</p>	
Mots-Clefs Traitement des Eaux usées – Eaux usées domestiques - Electrofloculation – Electrocoagulation – Variation saisonnière – STEP – Markstein	