

République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

ECOLE NATIONALE SUPERIEURE POLYTECHNIQUE

Département de Génie Chimique



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique

Mémoire

présenté pour l'obtention du diplôme

d'Ingénieur d'Etat en Génie Chimique

Thème :

**Modélisation et optimisation de la dépollution
des lixiviats du Centre d'Enfouissement
Technique d'Ouled Fayet**

Proposé et dirigé par:

SOUAHI Fatiha

MEFTI Afia

Etudié par :

LADJENEF Racha

KABECHE Tanina

Juin 2009

*Nous dédions ce travail à nos parents et à tous
nos proches qui nous ont « subies » sans
jamais cesser de nous encourager.*

*Nous ne pouvons que souhaiter faire plus pour
les combler de bonheur.*

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail nous tenons à exprimer nos plus vifs remerciements :

A Mesdames SOUAHI.F et MEFTI.A qui nous ont dirigées et conseillées tout au long de la réalisation de ce mémoire. Nous sommes heureuses de leur témoigner ici notre infini respect et notre franche admiration.

A Monsieur le Professeur AHMED-ZAID.T qui en plus de son aide nous fait le grand honneur de présider ce jury. Qu'il soit assuré de notre profonde gratitude.

A Mesdames MEZIANI.F et HADDOUM.S qui ont bien voulu juger ce travail en nous honorant de leur participation au jury. Qu'elles soient assurées de notre haute considération.

Ce travail n'aurait pu être mené à bien sans le concours précieux et efficace de tous ceux qui nous ont aidés. Nous tenons à remercier tout particulièrement :

Melle RAAF Ouarda, qui a eu la patience de nous conseiller et de nous encourager tout au long de sa réalisation. Puissent son extrême gentillesse et son entière disponibilité nous servir d'exemple.

Mesdames CHERID et MOHABEDDINE qui nous ont rassuré et encouragé tout au long de notre cursus. Leur soutien indéfectible nous a permis de croire en notre réussite. Nous ne les remercierons jamais assez.

Madame MESSILI Anissa s'est inquiétée pour nous. Elle n'a pas hésité à nous consacrer de longs moments pris sur ses nombreuses obligations. Qu'elle soit assurée de notre grande estime et de notre sincère reconnaissance.

Monsieur DJEBBAR Réda a réagi dès l'écoute du mot «lixiviat» en mettant à notre disposition sa documentation. Il nous a réconfortées par sa joie de vivre et son immense humanisme. Merci de votre sympathique bienveillance.

Ali, Maya et Rana merci aussi de nous avoir supporté et nous avoir tant fait rire.

Sans oublier nos amis et camarades qui nous ont remonté le moral bon nombre de fois.

Résumé :

Des études antérieures ont démontré que le lixiviat provenant du CET d'Ouled Fayet est caractérisé par une charge polluante organique et minérale très élevée. Ceci a conduit différentes études à l'échelle laboratoire visant à mettre au point des traitements réduisant certains paramètres physico-chimiques indicateurs de pollution.

La modélisation des résultats collectés a permis de déterminer des rendements importants de dépollution et ce à partir de concentrations non utilisées expérimentalement.

Ainsi la quantité (ou durée) de traitement peut amener à optimiser la dépollution en réduisant certains paramètres physico-chimique et à en augmenter d'autres. Un compromis doit être trouvé pour réduire un maximum de polluants et chaque traitement doit être adapté à la nature du lixiviat traité.

Mots clés : paramètres physico-chimiques, traitement du lixiviat, modélisation, optimisation de la dépollution.

Summary:

It was shown that the lixiviat coming from Ouled Fayet CET is characterized by a very high organic and mineral load polluting .Which led different studies at the laboratory scale to treatments reducing considerably some physicochemical parameters indicator of pollution.

The modeling of the obtained results allowed to determine significant pollution reducing for concentrations not used experimentally.

A quantity (or duration) of treatment can bring an optimized depollution regarding physicochemical parameters and to increase another, a balance must be found to reduce a maximum of pollutants and each treatment must be adapted to the nature of the lixiviat.

Key words: physicochemical parameters, lixiviat treatment, modeling, optimization of depollution.

ملخص:

لقد تبين أن المياه العكرة أولاد فايث تتميز بكتلة ملوثة عضوية و معدنية مرتفعة، الذي أدى بدراسات مخبرية مختلفة نحو معالجات خفضت بصفة معتبرة بعض العوامل الفيزيوكيميائية المؤشرة للتلوث . إن نمذجة النتائج المحصل عليها سمح بتحديد درجة التلوث انطلاقا من التركيزات غير المستعملة تجريبيا. كمية (أو مدة) من المعالجة يمكن أن تقدر تخفيض تلوث لعامل فيزيوكيميائي أو الرفع من عامل آخر. إن حلا وسطا يجب أن يوجد للتقليل إلى أقصى حدّ من التلوث و كل معالجة يجب أن تتكيف مع طبيعة المياه العكرة.

لوحة المفاتيح: تأثير، معالجة المياه العكرة ، نمذجة ، تقدير تخفيض التلوث.

Sommaire

Introduction générale	1
Chapitre I : Généralités sur les lixiviats	
I.1. Définition.....	3
I.2. Composition des lixiviats et évolution temporelle.....	3
I.3. Mécanisme de formation des lixiviats.....	4
I.4. Paramètres influant sur les lixiviats.....	8
I.7. Conclusion.....	10
Chapitre II : Impact de la pollution engendrée par les lixiviats	
Introduction.....	11
II.1.Nuisances pour l'environnement.....	11
II.2.Risques associés aux lixiviat.....	12
II.3.Effets potentiels du lixiviat sur la santé.....	13
II.4.Impact des polluants organiques contenus dans le lixiviat.....	13
II.5.Les nuisances et les impacts psychosociaux.....	14
II.6. Impact des lixiviats sur le sol.....	14
II.7.Impact des lixiviats sur la végétation.....	14
II.8. Effet des métaux contenus dans les lixiviats sur les eaux.....	14
II.9.Répercussions sur les eaux de ruissellement.....	15
II.10.Répercussions sur l'eau de surface.....	15
II.11. Propagation de la pollution dans la nappe phréatique.....	15
II.12.Classification des polluants aquatiques.....	16
Conclusion.....	17
Chapitre III : Traitements des lixiviats	
Introduction.....	18
III.1.Traitement physico-chimique.....	18
III.1.1. Le procédé de Coagulation-floculation.....	18
a) Le processus de coagulation.....	19
b) Le processus de floculation.....	19
III.1.2. La bentonite.....	20
III.1.3.Le charbon actif.....	20
III.1.4. La précipitation.....	21
a) La précipitation par formation d'hydroxyde.....	21
b) Précipitation par les carbonates.....	21

Sommaire

c) Précipitation par les sulfures.....	21
III.2. Traitement par oxydation chimique.....	22
a) Oxydation avec l'ozone.....	22
b) Principe de l'ozonation catalytique hétérogène.....	22
III.3. Traitement biologique.....	22
III.3.1. Les boues activées.....	23
III.3.2. Le lagunage.....	24
III.3.2.1. Le lagunage naturel.....	25
III.3.2.2. Le lagunage aéré.....	25
III.3.2.3. Le lagunage anaérobie.....	26
III.3.2.4. Le lagunage à haut rendement.....	26
III.3.3. Le traitement par Mycélium.....	26
a. Définition.....	26
b. Principe physico-chimique.....	27
c. Performance.....	27
III.3.4. Traitement sur cultures fixées.....	27
Les biofilms.....	27
III.3.4.1. Traitement par culture fixées sur support inerte.....	28
III.3.4.2. Traitement par infiltration-percolation.....	29
III.3.4.3. Traitement par les filtres plantés de roseaux.....	30
III.3.4.4. Lit bactérien forte charge.....	31
III.3.4.5. Procédé de bio-filtration.....	32
III.3.4.6. Les disques biologique.....	33
III.4. Traitement par échange d'ions.....	34
III.5. Traitement par séparation membranaire.....	37
III.5.1. Traitement par osmose inverse.....	38
III.5.2. La nanofiltration.....	38
III.5.3. L'ultrafiltration.....	39
III.5.4. La microfiltration.....	39
III.5.5. Le bioréacteur à membrane.....	40
III.6. Procédés par concentration.....	40
III.6.1. L'évaporation.....	40
III.6.2. L'évapo-incinération.....	40
III.6.3. Procédé d'évapo-condensation.....	40

Sommaire

III.7. Traitement par la congélation.....	41
III-8-Combinaison de traitements.....	43
III.8.1. Le traitement des lixiviats à trois étages : Aérobie, physico-chimique et finition sur charbon actif.....	43
III.8.2. Couplage Bio réacteur à membrane / Osmose inverse.....	44
III.8.3. Traitement combiné.....	44
III.8.4. Procédés d'oxydation avancée.....	45
Conclusion.....	48

Chapitre IV : Le centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet

IV.1. Présentation du site du CET d'Ouled Fayet.....	49
IV.1.1. Situation géographique.....	50
IV.1.2. Topographie.....	50
IV.1.3. Hydrogéologie.....	50
IV.1.4. Hydrologie.....	50
IV.1.5. Conditions climatiques.....	51
IV.1.6. Avantages et inconvénients du site d'implantation du CET d'Ouled Fayet.....	52
IV.2. Exploitation du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet.....	53
IV.2.1. Nature des déchets rejetés.....	53
IV.2.2. Composition des déchets rejetés.....	53
IV.2.3. Quantité de déchets rejetés dans le CET.....	54
IV.2.4. Réalisation des casiers.....	54
IV.2.5. Barrière de sécurité passive.....	55
IV.2.6. Barrière de sécurité active.....	55
IV.2.7. Géomembrane.....	55
IV.2.8. Réseau de drainage des lixiviats.....	56
IV.2.9. Elimination des biogaz.....	57

Chapitre V : Présentation des modèles mathématiques utilisés

V.1. Modèles mathématiques.....	58
V.1.1. Définition.....	58
V.1.2. Multiplicité des buts.....	58
V.1.3. Typologie de modèle.....	58
• Du modèle vers le réel.....	58
• Du réel vers le modèle.....	58
V.1.4. Qualités d'un modèle.....	58

Sommaire

V.1.5. Création d'un modèle.....	58
V.1.6. Les outils mathématiques.....	59
V.2. Planification d'expériences et analyse de données.....	59
V.2.1. Définitions.....	60
V.2.2. Etude directe.....	60
V.2.3. Modélisation.....	60
V.3 Matrices factorielles complètes 2^k	61
V.3.1. Définition.....	61
V.3.2. Construction d'une matrice factorielle complète à 2 niveaux.....	61
V.3.3. Avantages des matrices factorielles complètes à 2 niveaux 2^k	62
V.3.4. Inconvénients des matrices 2^k	62
V.4. Modélisation avec Sigma Plot.....	63
V.4.1. Sigma Plot.....	63
V.4.2. La méthode des moindres carrés.....	63
V.4.3. Modélisation par Sigma Plot.....	64
V.5. L'optimisation.....	67
Chapitre VI : Collecte et analyse des données obtenues par différents travaux	
VI.1. Caractérisation du lixiviat avant tout traitement.....	68
VI.1.1 Etude réalisée de Boumerdés.....	68
VI.1.2. Etude réalisée de l'Ecole Nationale Supérieure Polytechnique.....	69
VI.1.3. Etude réalisée à l'USTHB.....	69
VI.2. Travaux effectués au niveau de l'Université de Boumerdés.....	70
VI.2.1. Traitement par la chaux.....	70
VI.2.2. Traitement par le Sulfate d'Aluminium.....	70
VI.2.3. Traitement par le Chlorure Ferrique.....	71
VI.3. Travaux effectués au niveau de l'Ecole Nationale Supérieure Polytechnique.....	72
VI.3.1. Traitement par la bentonite (sans agitation).....	72
VI.3.2. Traitement par la bentonite (avec agitation).....	72
VI.3.3. Traitement par combinaison de la chaux avec la Bentonite.....	72
a) prétraitement par la chaux.....	72
b) Combiné avec la bentonite (m/v=0.02g/ml).....	73
VI.4. Travaux effectués au niveau de l'Université de Bab Ezzouar.....	73
a) Lixiviat brut.....	73
b) Lixiviat aéré.....	74

Sommaire

Conclusion.....	75
Chapitre VII : Optimisation de la dépollution	
VII.1.Résultats obtenus à partir des données de BOUMERDES.....	76
VII.1.1. Traitement par la chaux [Ca(OH) ₂].....	76
a) Le pH.....	76
b) Les MES.....	77
c) La DCO.....	78
d) Les phosphates.....	79
e) Les nitrates.....	80
VII.1.2. Traitement par le sulfate d'Aluminium [Al ₂ (SO ₄ ²⁻) ₃ +18H ₂ O].....	83
a) Le pH.....	83
b) Les MES.....	84
c) La DCO.....	85
VII.1.3. Traitement par le Chlorure ferrique [FeCl ₃ à 30%].....	86
a) Le pH.....	86
b) Les MES.....	87
c) La DCO.....	88
d) Les phosphates (PO ₄ ³⁻).....	89
VII.2.1.Traitement par la bentonite brute (sans agitation).....	91
a) Le PH.....	91
b) La DCO.....	92
c) La DBO ₅	93
d) Les MES.....	94
e) Les NTK.....	95
f) Les PO ₄ ³⁻	96
VII.2.2. Traitement à la bentonite brute (avec agitation).....	98
a) La DCO.....	98
b) Les NO ₂ ⁻	99
c) Les PO ₄ ³⁻	100
VII.2.3.Traitement à la chaux.....	102
a) Le pH.....	102
b) La température.....	103
c) La conductivité.....	104
d) La DCO.....	105

Sommaire

VII.2.4. Traitement combiné de la chaux avec la bentonite.....	107
a) Le pH.....	107
b) La température.....	108
c) La conductivité.....	109
d) La DCO.....	110
VII.3. Résultats obtenus à partir des données de l'université de l'USTHB.....	111
VII.3.1. Traitement des lixiviats bruts.....	111
a) La DCO.....	111
b) Les MES.....	112
c) La DBO ₅	113
d) Les nitrates (NO ₃ ⁻).....	114
e) L'azote total (NTK).....	116
VII.3.2. Traitement des lixiviats aérés.....	117
a) La DCO.....	117
b) Les MES.....	118
c) La DBO ₅	119
d) Les nitrates (NO ₃ ⁻).....	120
e) L'azote total (NTK).....	121
Conclusion générale.....	123

Liste des abréviations :

CET : Centre d'enfouissement technique.

PH : Potentiel d'Hydrogène.

DCO : demande chimique en oxygène.

DBO : demande biochimique en oxygène.

DBO₅ : demande biochimique en oxygène pendant 5 jours.

MES : Matière en suspension

MMS : matière minérale sèche.

MVS : Matière volatile sèche

NTK : Azote Kjeldahl.

T : température

Cond : conductivité

AGV : Acide gras volatil.

CNC : combustibles non classés (bois, caoutchouc,...).

INC : incombustibles non classés (graviers, céramiques, tuiles, plâtre etc.)

R : facteur de corrélation.

PEHD : Polyéthylène Haute Densité.

UV : ultra-violet

m_{Ca} : masse de chaux.

m_{Al} : masse de sulfate d'Aluminium.

m_{Fe} : masse de chlorure ferrique.

Introduction générale :

L'augmentation du volume des déchets en décharge (contrôlée et sauvage) ainsi que leurs interactions avec le milieu extérieur conduisent à la production et à la dispersion de flux polluants, essentiellement à travers l'émergence des lixiviats.

La production de lixiviats est l'un des problèmes les plus aigus que la pratique de l'enfouissement des déchets occasionne.

Dans les centres d'enfouissement le contact entre ces effluents et l'écosystème environnant est en théorie évité grâce à des aménagements qui garantissent l'étanchéité des casiers contenant les déchets.

Les lixiviats qui s'écoulent de la décharge sont contaminés par divers produits et polluants présents dans ce bioréacteur que constitue la décharge.

Ainsi ces derniers doivent répondre à des normes de rejet leur imposant au préalable un traitement spécifique. Le suivi de ces effluents s'avère nécessaire aussi bien pour prévenir les risques sanitaires, environnementaux que pour collecter régulièrement les données dont l'exploitation servira à améliorer leurs traitements.

La composition des lixiviats dépend de plusieurs paramètres : pH, âge du site, type de déchets entreposés auquel s'ajoutent le climat et la saison.

Afin de choisir le procédé le plus approprié pour chaque effluent, il est nécessaire de considérer une série de conditions :

- ◆ Les caractéristiques de l'eau résiduaire brute : DCO, DBO, MES, pH, métaux lourds.
- ◆ La qualité de l'effluent final requis (spécifications de l'eau traitée liées à la réglementation).
- ◆ Les coûts relatifs.

Notre étude consiste à modéliser la dépollution des lixiviats à partir de données expérimentales résultant de trois travaux différents utilisant divers traitements. Le but étant d'optimiser les paramètres physico-chimiques caractérisant ces lixiviats minimisant ainsi la pollution.

Après avoir défini et caractérisé le lixiviat, nous avons décrit les différents types de pollution qu'ils engendrent sur l'environnement et sur la santé publique.

Nous nous sommes intéressées aux traitements les plus récents et les plus performants sur ces eaux de percolation.

Les travaux entrepris précédemment et les résultats obtenus ont été utilisés dans la récolte et l'analyse des données ainsi que dans les étapes de modélisation choisies.

Nous avons ainsi trouvé des valeurs, obtenues après modélisation qui nous permettent d'optimiser la dépollution à l'échelle laboratoire.

Chapitre I
Généralités sur les lixiviats

I.1. Définition [1] :

Le lixiviat est le liquide résiduel provenant de la percolation des eaux à travers les déchets. Il est chargé en polluants organiques et minéraux.

L'eau traversant la couche de déchets va se charger en substances polluantes telles que les matières organiques solubles résultant de l'activité biologique de la décharge, les constituants inorganiques (comme les métaux lourds) et les germes qui peuvent être très dangereux pour la santé et l'environnement.

I.2. Composition et évolution temporelle des lixiviats:

I.2.1. Composition des lixiviats : d'une manière générale, les lixiviats comportent :

- une fraction minérale : on trouve notamment de l'azote, du fer, du zinc, du manganèse ainsi que des métaux lourds et des sels minéraux.
- une fraction organique qui regroupe les acides gras volatils et les matières en suspension.

De plus, il est possible de trouver des bactéries pathogènes, particulièrement dans les jeunes lixiviats, qui présentent un risque sanitaire.

Il est difficile de prévoir la composition des lixiviats car elle dépend de la nature des déchets, du volume des précipitations, ainsi que du stade de dégradation atteint. Plusieurs paramètres physico-chimiques peuvent être utilisés pour définir la composition d'un lixiviat tels que :

-Le **pH** qui détermine la nature chimique du milieu.

-La **DCO** (demande chimique en oxygène) qui quantifie l'état d'oxydation des substances (biodégradables ou non) présentes dans les lixiviats.

-La **DBO₅** (demande biologique en oxygène) qui quantifie la biodégradabilité des lixiviats.

-Le rapport **DBO₅ / DCO** représentant la biodégradabilité.

-L'azote Kjeldahl (**NTK**) composé d'azote ammoniacal et d'azote organique.

-Les matières en suspension (**MES**) : d'origine organique, minérale ou biologique elles influent sur la biodégradabilité du milieu.

-Les orthophosphates (**PO₄³⁻**): présents sous forme organique ou minérale.

I.2.2. Evolution temporelle de la composition des lixiviats :

On observe que la DBO₅ et la DCO des lixiviats de décharge diminuent avec le temps. De même, la biodégradabilité caractérisée par le rapport DBO₅ / DCO diminue. Au cours du temps la part des acides carboxyliques passe de 80 % à 30 % de la charge organique et la teneur en métaux s'abaisse. Cette évolution s'accompagne d'une élévation du pH ainsi que d'une augmentation des composés de faible poids moléculaire. On peut alors distinguer trois types de lixiviats :

- jeunes (<5 ans)
- intermédiaires (5-10 ans)
- stabilisés (>10 ans)

Le tableau I.1 donne les caractéristiques moyennes des lixiviat selon leur âge.

Tableau I.1 : évolution temporelle des lixiviats [1]

Paramètres	Jeune	Intermédiaire	Stabilisé
Age (année)	< 5	5-10	> 10
pH	6.5	6.5-7.5	> 7.5
DCO (mg/l)	>10.000	4.000-10.000	< 4.000
DBO ₅ / DCO	> 0.3	Comprise entre 0.1 et 0.3	< 0.1
Composés organiques	80% AGV	5-30 % AGV + acides humiques et fulviques	Acides humiques et fulviques
Métaux lourds	< 2.000 mg/l	-----	< 50 mg/l

En étanchéifiant les décharges, on protège les sols de ces pollutions. Cependant, cette technique pose le problème de la gestion des lixiviats. Selon la nature des déchets stockés, ces "jus" de lavage et de décomposition des ordures seront traités différemment.

I.3.Mécanismes de formation des lixiviats [2]:

La compréhension de la genèse des lixiviats implique non seulement la connaissance de la nature des déchets enfouis et du mode d'exploitation de la décharge (hauteur des déchets, nature et qualité des déchets, surface exploitée, compactage, âge des déchets), mais aussi l'étude des interactions entre l'eau et les déchets.

La formation de lixiviats à partir des déchets met en jeu une grande diversité de phénomènes qui peuvent être répartis en deux catégories :

- Les mécanismes physico-chimiques : l'évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydo-réduction des percolats est le résultat des mécanismes chimiques de solubilisation, complexation, oxydo-réduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière.
- Les processus biologiques aérobie et anaérobie : grâce à l'action biochimique des enzymes sécrétées par les micro – organismes du milieu, la fraction organique des déchets est dégradée.

I.3.1. Aspect biologique :

Les déchets enfouis servent de substrat aux micro-organismes hétérotrophes (bactéries, levures, champignons) responsables de la dégradation de la fraction fermentescible.

Les effets de cette activité microbiologique peuvent être multiples, directs ou indirects et déclencher des phénomènes physico-chimiques secondaires, comme le montre le tableau I.2.

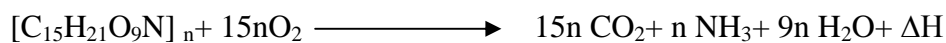
Tableau I.2 : effets des mécanismes biologiques sur les conditions du milieu [2]

Types d'effets	Nature des effets
Effets directs	Génération de métabolites solubles minéraux et organiques Génération de métabolites gazeux Réduction de la biomasse en excès
Effets indirects	Effets sur les conditions du milieu : pH, oxydoréduction, Température Influence de ces conditions sur la solubilisation des matières solides et la précipitation d'espèces dissoutes Réactions chimiques et physico-chimiques des métabolites avec les déchets ou ses produits de lixiviation.

Les processus aérobie et anaérobies jouent un rôle prépondérant dans la genèse des lixiviats.

I.3.1.1. La fermentation aérobie :

Tant que la densité des déchets permet le passage de l'oxygène (faible compactage et absence de couverture, immédiatement après le dépôt des déchets par exemple), une fermentation aérobie se produit, elle conduit à la production de CO₂, d'eau (H₂O) et de chaleur.



[C₁₅H₂₁O₉N]_n : représente la formule globale de la matière putrescible des décharges.

ΔH : chaleur dégagée lors de la réaction.

La température s'élève jusqu'à 60°C au sein de la masse des déchets.

I.3.1.2. La phase transitoire :

Cette phase se caractérise par la faible présence d'oxygène et on assiste au premier stade de décomposition anaérobie.

En effet les microorganismes anaérobies facultatifs décomposent la matière organique.

On assiste aussi à une énorme production de CO₂ et d'acides organiques (acides gras volatils).

Donc il y a abaissement du pH et augmentation de la demande chimique en oxygène (DCO).

I.3.1.2. La fermentation anaérobie [3]:

La formation des lixiviats met en jeu de nombreux phénomènes. On peut distinguer quatre phases :

a. Phase d'hydrolyse :

Cette étape marque le passage des conditions aérobie aux conditions anaérobies, elle est caractérisée par :

- La chute du potentiel d'oxydoréduction
- L'apparition d'acides carboxyliques
- L'augmentation rapide de la charge organique.

Au cours de cette phase les longues chaînes de matières organiques contenues dans les déchets sont attaquées par des enzymes et des bactéries. A la fin de cette phase, on obtient un mélange de sucres simples, d'acides aminés ou d'acides gras solubilisés.

b. Phase d'acidogénèse :

Durant cette étape, les produits précédents sont transformés par d'autres bactéries soit en acide acétique, soit en alcools et acides gras volatils (butyrique, propénoïque, formique). Cela provoque une diminution du pH, une complexation des espèces métalliques, une consommation de l'azote et du phosphore pour la croissance de la biomasse avec production de CO₂ et de H₂.

c. Phase d'acétogénèse :

Cette phase est le résultat de l'action d'organismes en anaérobie. Ils transforment les acides gras volatils et les alcools en acétates, gaz carbonique (CO₂) et hydrogène (H₂O).

d. Phase de méthanogénèse:

Elle se déroule en anaérobie. A partir de l'acide acétique et du méthanol il y'a formation de gaz carbonique (CO₂) et de méthane (CH₄). Le biogaz ainsi formé comprend entre 45% et 60% de méthane, entre 35% et 50% de gaz carbonique, le reste étant constitué d'azote, de gaz sulfhydriques et de divers acides plus ou moins volatils et plus ou moins soufrés.

Cette évolution dépend de la nature des déchets, de leur état de division, de leur humidité, de la température ambiante, du pH ...

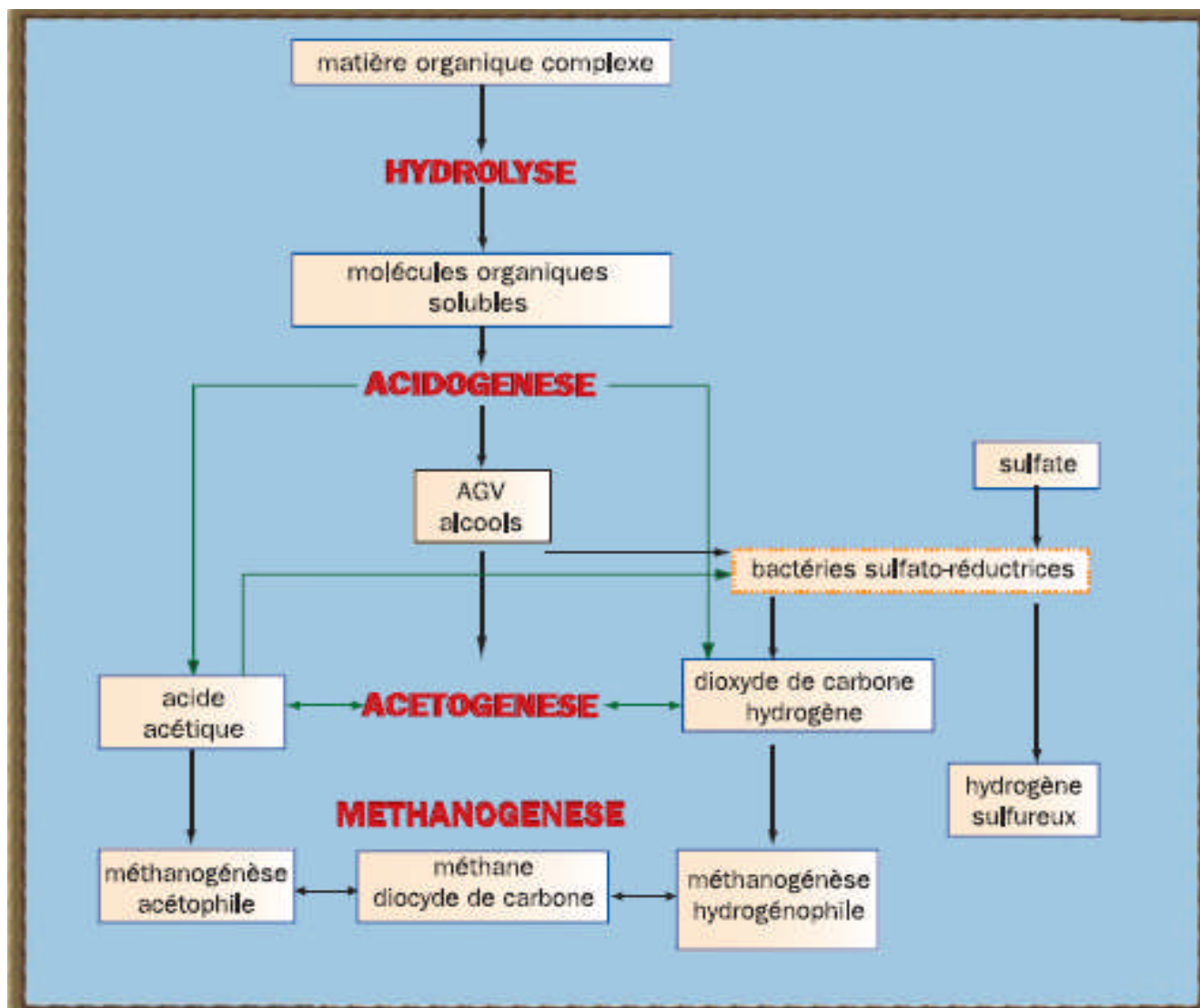


Figure I.1: Schéma synthétique de la biodégradation de la matière organique.

I.3.2. Aspect physico-chimique :

Les principaux mécanismes physico-chimiques sont :

- La dissolution : importance du degré de broyage qui modifie la surface spécifique des déchets.
- La solubilisation selon les principaux paramètres physico-chimiques du milieu (pH, potentiel redox, capacité tampon)
- La complexation.
- L'oxydoréduction.
- L'adsorption.

Le devenir de la matière minérale dans un centre de stockage de déchets est présenté sur la figure I.2:

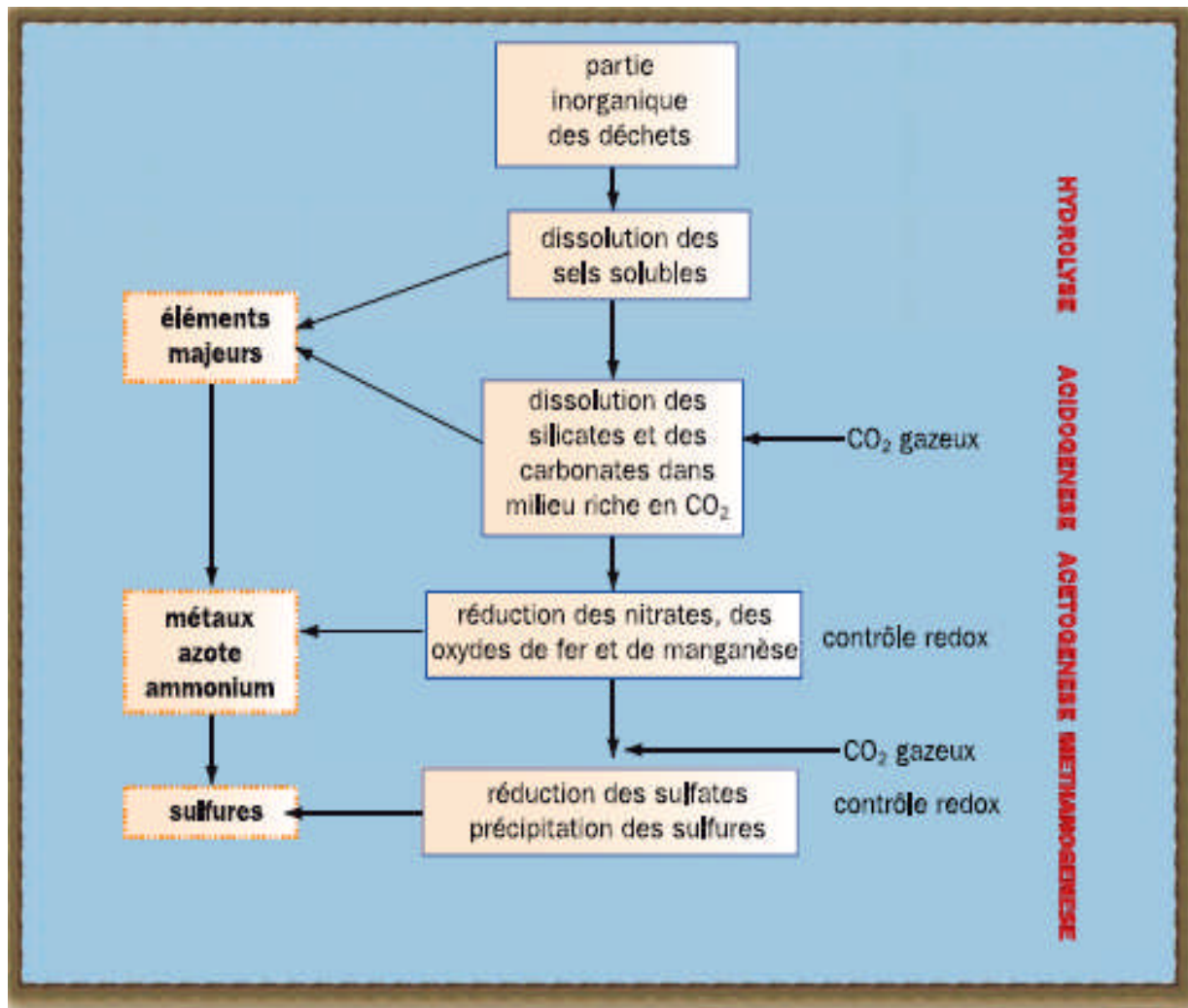


Figure I.2 : Devenir de la matière minérale dans un centre de stockage des déchets.

I.4. Paramètres influant sur les lixiviats [4,5] :

I.4.1. Influence du climat et de l'hydrogéologie sur le lixiviat :

Dans la pratique, il a été remarqué que d'une région à l'autre, les conditions météorologiques, notamment la pluviométrie et l'évapotranspiration, peuvent varier du simple au double : quant à l'hydrogéologie, autre facteur d'influence sur la quantité d'eau entrante et sortante de la décharge, elle agit par deux moyens différents :

- L'hydrologie de surface se rapportant à l'influence des cours d'eau et du ruissellement sur le site.
- L'hydrogéologie de surface se rapportant plutôt à l'influence des systèmes aquifères et à leurs mouvements dans le sol et aux alentours du site. Si les principaux facteurs d'influence sur la quantité de l'eau entrante ou sortante de la décharge sont effectivement :

Le climat, l'hydrologie de surface et l'hydrogéologie, ces trois paramètres sont aussi importants quant à la composition et à la concentration du lixiviat. En effet, l'eau provenant de l'une de ces sources et s'infiltrant au sein de la décharge, permet à la fois, la solubilisation plus ou moins complète des éléments solubles et l'entraînement mécanique des substances insolubles dans le lixiviat final.

I.4.2. Influence de la surface d'exploitation et de la hauteur des déchets sur les lixiviats :

Plus la surface d'exploitation est importante, plus l'influence de la pluviométrie se fait sentir. Parallèlement, la hauteur des déchets dans une décharge peut influencer sur la quantité de lixiviats produits.

Une grande hauteur de déchets permet d'atténuer l'influence des fluctuations climatiques extérieures sur la température interne de la décharge.

En effet, une décharge profonde ou une hauteur de déchets importante se comporte comme une masse calorifugée ce qui permet de maintenir la température du milieu dans les limites, compatible avec le développement de certaines bactéries régissant la biodégradation (méthanogènes). Par contre, les phénomènes anaérobies deviennent prépondérants, seulement si la hauteur des déchets est importante, car la pénétration de l'oxygène atmosphérique au sein de la décharge devient difficile. La dégradation des déchets sera plus lente, le processus anaérobie étant plus lent que le processus aérobie.

I.4.3. Influence du compactage sur les lixiviats :

Si le compactage présente certains avantages dans l'exploitation d'une décharge, il n'en est pas de même, en ce qui concerne la décomposition des déchets. En effet un compactage important diminue la surface d'échange entre les déchets et les bactéries et ralentit alors la décomposition des déchets rallongeant ainsi la durée de vie du flux potentiel des polluants contenus dans les lixiviats.

I.4.4. Influence de la couverture sur les lixiviats :

La couverture finale d'une décharge constitue un écran plus ou moins imperméable à la pénétration des eaux météorologiques. La constitution même des différentes couches qui la composent et le choix des matériaux revêtent donc une grande importance pour répondre aux objectifs fixés. Nous pouvons citer comme autres paramètres influant sur les lixiviats :

- La composition des déchets enfouis.
- Le bilan hydrique.
- Le mode de l'exploitation de la décharge.
- L'âge de la décharge.

Conclusion :

Les lixiviats résultent du passage des eaux de pluie à travers le massif des déchets. Tout au long de ce processus, les eaux se chargent en substances minérales et organiques.

La composition des lixiviats varie très sensiblement d'un centre de stockage à l'autre, elle est essentiellement déterminée par la nature et l'âge des déchets stockés, le niveau de confinement du massif et les modalités d'exploitation et de post exploitation.

Les lixiviats représentent une grande part de la pollution liée à une décharge. Contrairement au biogaz, qui est aisément dispersé dans l'atmosphère, les lixiviats, de part leur nature liquide, sont une source concentrée de polluants.

Le plus grand risque lié à la production de lixiviats est la contamination de la nappe phréatique. Cela aurait pour conséquence de polluer les puits d'eau de consommation et donc de priver la population d'un élément vital à sa survie. Dans le même ordre d'idée, il est nécessaire de ne pas utiliser les lixiviats comme eau de consommation.

Au-delà de ces considérations, les lixiviats doivent être traités comme des substances extrêmement dangereuses. Il est nécessaire d'en organiser la collecte et le traitement afin de limiter au maximum les conséquences sur l'environnement et la santé.

Chapitre II
Impact de la pollution
engendrée par les lixiviats

Introduction :

La contamination des sols a de graves influences sur l'environnement (la faune et la flore).

Le dépôt des déchets industriels et ménagers est devenu un des principaux facteurs de la contamination du sol par les métaux.

Une des conséquences de cette pollution est son impact sur la qualité des sols et par la suite sur la qualité des eaux souterraines.

L'évaluation de l'impact d'un C.E.T. sur son environnement hydrogéologique est fondée sur l'analyse des polluants potentiels (métaux, matière organique, bactéries...), la détermination d'indices globaux de la qualité des eaux (DCO, DBO, pH...) dans les échantillons prélevés en aval hydraulique du site, et la comparaison des résultats obtenus avec les échantillons de référence.

L'interprétation de ces mesures est bien souvent problématique. En effet, ces méthodes présentent des limites analytiques car les lixiviats sont dilués dans les eaux souterraines et, bien souvent, le centre de stockage n'est pas le seul émetteur de substances polluantes.

II.1.Nuisances pour l'environnement [9] :

D'autres nuisances peuvent apparaître à court et à long terme, bien qu'une décharge soit un projet à durée limitée, ses effets ne le sont pas. Il est indispensable de considérer les deux étapes de l'impact :

- Pendant l'exploitation
- Après la fermeture et parfois la réhabilitation

Il a été constaté que certains effets peuvent s'inverser. Par exemple une pollution des eaux souterraines peut se produire bien après la fermeture de la décharge si des mesures compensatoires ne sont pas prises pendant l'exploitation.

Par contre l'effet sur l'aménagement local peut être ressenti comme défavorable en cours d'exploitation et devenir un agrément après réhabilitation et /ou fermeture.

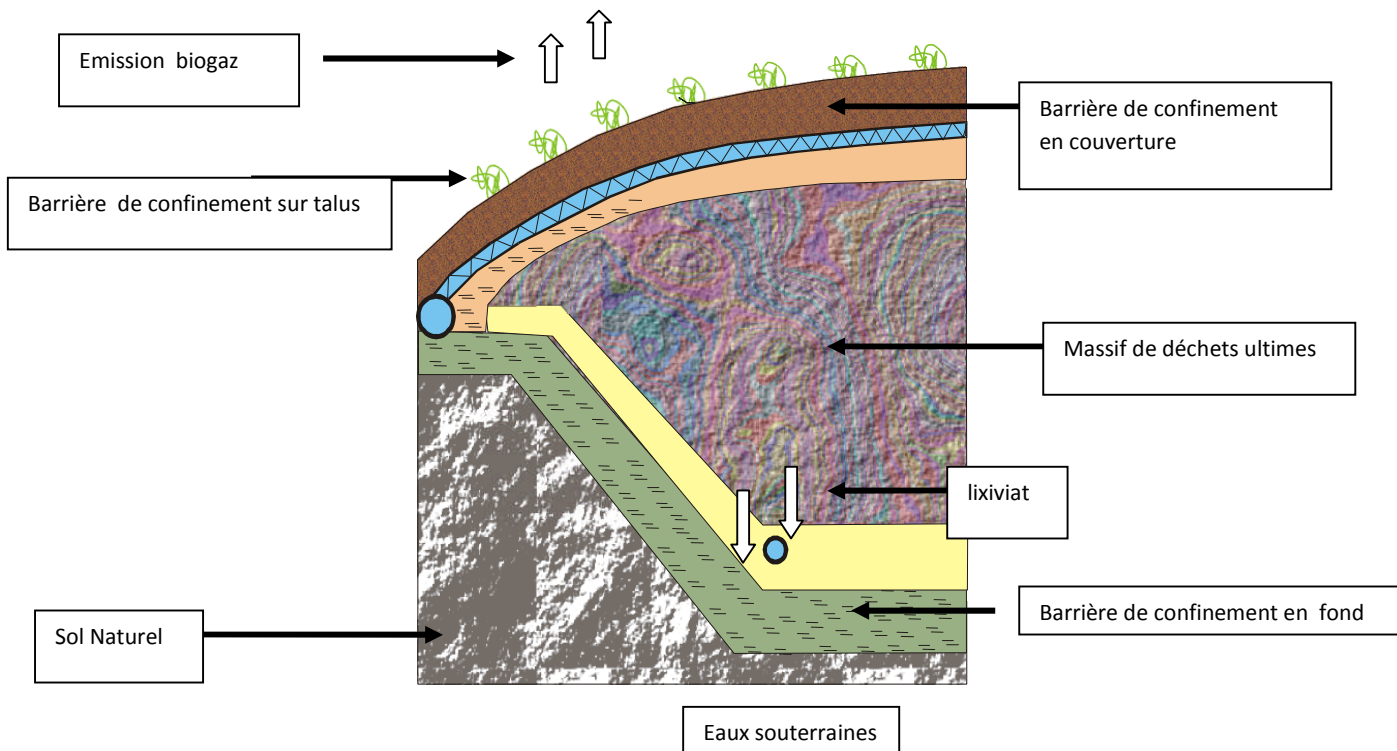


Figure II.1 : schématisation de l'enfouissement des déchets dans un casier [9].

II.2. Risques associés aux lixiviats [10] :

Des études menées aux Etats-Unis ont montré que les lixiviats provenant des décharges de produits industriels toxiques et des décharges municipales d'ordures ménagères assimilées produisent des types similaires de lixiviats, lesquels relèvent de la même dangerosité en matière de pathologies cancérigènes, de malformations congénitales et de mutations génétiques. Ce rapprochement est expliqué non seulement par la pratique très répandue consistant à se débarrasser de petites quantités de toxiques inavouables (ou trop chères à traiter), en les dissimulant dans des bennes d'ordures ménagères, mais aussi par la grande variété des produits de consommation courante, qui contiennent autant de substances chimiquement réactives (en particulier par décomposition anaérobie, qui produit de nouvelles chaînes moléculaires toxiques à partir de nombreux produits de consommation courante).

II.3. Effets potentiels du lixiviat sur la santé [11] :

Les effets du lixiviat découlent d'une contamination potentielle de la nappe phréatique, ou des eaux de surface, à la suite d'une migration latérale; trois classes de contaminants représentent un risque :

- ❑ Les contaminants inorganiques qui sont essentiellement des métaux toxiques n'ayant aucun rôle physiologique : l'arsenic, le cadmium, le mercure et le plomb.
- ❑ Les composés organiques qui sont très nombreux, certains étant cependant plus fréquents ou en plus grandes concentrations.
- ❑ Les divers micro-organismes pathogènes.

Les risques pour la santé attribuables à la contamination de l'eau restent certains et peuvent représenter un problème de santé publique.

La difficulté d'établir un lien de cause à effet est amplifiée :

- 1) par le fait que les populations exposées sont peu nombreuses;
- 2) par une longue période de latence avant l'apparition de certains effets;
- 3) parce que les effets aigus sont non spécifiques (les céphalées, la fatigue, etc.);
- 4) parce que le lixiviat contient une multitude de contaminants mal identifiés.

Les métaux lourds, soit l'*arsenic*, le *cadmium*, le *plomb* et le *mercure*, ordinairement trouvés dans le lixiviat, représentent le plus grand risque.

Le quatrième métal, le mercure inorganique, peut être transformé en une forme organique très toxique, notamment le méthylmercure, qui s'accumule d'abord en érythrocytes et ensuite se répand au foie, aux reins et au cerveau. Les effets sur la santé sont nombreux; on note surtout l'insuffisance rénale, des neuropathies, des paresthésies, une diminution de la vision et de l'audition, l'instabilité émotionnelle et l'irritabilité.

II.4. Impact des polluants organiques contenus dans le lixiviat :

Le tableau II.1 qui comprend la liste des principaux composés organiques retrouvés dans le lixiviat, présente sommairement les effets toxiques et donne les concentrations acceptables dans l'eau potable.

Tableau II.1 : Composés organiques du lixiviat émanant des CET, leurs effets toxiques et les concentrations maximales admissibles dans l'eau potable [11]		
Composé	Effets toxiques¹	Concentration admissible dans l'eau potable²
benzène	anémie, foetotoxique, cancérigène	5 µg/L
chlorure de vinyle	diminution de la fertilité	2 µg/L
dichlorométhane	neurotoxique	50 µg/L
tétrachloroéthylène	oedème pulmonaire, dépression du système nerveux central, problèmes hépatiques	50 µg/L
tétrachlorure de carbone	dépression du système nerveux central, hépatotoxique, néphrotoxique, cancérigène	5 µg/L
toluène	néphrotoxique, neurotoxique, hépatotoxique, arythmies, diminution des fonctions respiratoires, foetotoxique	24 µg/L (critère esthétique)
trichloroéthane	dépression du système nerveux central, hépatotoxique, néphrotoxique	aucune
xylènes	neurotoxique, irritation mucocutanée, tératogène chez les animaux	300 µg/L

II.5. Les nuisances et les impacts psychosociaux :

Les nuisances suivantes peuvent être associées à l'exploitation d'un CET :

- ☀ Les mauvaises odeurs attribuables aux composés soufrés et aux acides organiques
- ☀ Les poussières, les particules et les déchets emportés par le vent
- ☀ La vermine (rats et petits mammifères sauvages) et certains oiseaux, comme les goélands, qui sont attirés par les déchets organiques

II.6. Impact des lixiviats sur le sol :

La quantité de polluants qui peut atteindre la nappe phréatique dépend de la quantité de contaminants s'échappant de la décharge et également du comportement des substances organiques ou minérales à travers des lentilles sableuses et de l'argile.

Des essais en laboratoire ont montré que dans les argiles, l'absorption est importante, cela signifie qu'une quantité considérable de substances chimiques peut se fixer sur la matrice poreuse du sol.

L'impact des lixiviats sur le sol se traduit par la réduction du temps de transit (le lixiviat traverse rapidement les couches du sol) et de la teneur en eau d'équilibre (la quantité d'eau que le sol peut retenir).

L'étude de la diffusion du soluté montre que la migration des ions se fait dans les deux directions, du lixiviat vers le sol qui lui provoque une pollution, et du sol vers le lixiviat qui provoque un appauvrissement en ions, la migration étant liée à la capacité d'échange d'ions.

II.7. Impact des lixiviats sur la végétation [10] :

Les lixiviats contiennent des quantités d'éléments non ou peu biologiquement dégradables. De plus, les éléments nutritifs indispensables à la bonne croissance des plantes peuvent être rendus indisponibles par complexation avec d'autres éléments présents dans le lixiviat. La végétation environnante pourrait être altérée par les émissions de biogaz (CH₄, CO₂), notons que la flore est la plus sensible aux émissions atmosphériques.

Les métaux contenus dans les lixiviats engendrent une acidification du sol provoquant une disparition graduelle de diverses espèces végétales qui dans le meilleur des cas sont remplacées par des mauvaises herbes et des mousses. Ceci menace la biodiversité.

II.8. Effet des métaux contenus dans les lixiviats sur les eaux [12]:

Quelques métaux lourds, comme Zn, Cu, Mn et Fe, sont indispensables à la croissance et au bien-être des organismes vivants, y compris de l'homme. On peut néanmoins s'attendre à ce qu'ils aient des effets toxiques quand les organismes sont exposés à des niveaux de concentration supérieurs à ceux qu'ils requièrent normalement. D'autres éléments, comme Pb, Hg et Cd, ne sont pas indispensables aux activités métaboliques et manifestent des propriétés toxiques.

La contamination de l'environnement aquatique par des métaux de provenance localisée, peut avoir des effets toxiques aigus ou chroniques, sur la vie aquatique à l'intérieur de la zone concernée. Les métaux peuvent être absorbés sous la forme inorganique ou sous la forme organique. Pour certains éléments, comme l'arsenic et le cuivre, la forme inorganique est la plus toxique. Pour d'autres, comme Hg, Sn et Pb, les formes organiques sont les plus toxiques. A de faibles concentrations, beaucoup de métaux lourds, dont Hg, Cd, Pb, As et Cu inhibent la photosynthèse et la croissance du phytoplancton.

Ces vingt dernières années, de nombreuses études ont été consacrées à la toxicité des métaux; sur la base de ces résultats, plusieurs organisations internationales et nationales ont élaboré des critères de qualité des eaux pour la vie aquatique.

Les principales voies d'absorption des métaux lourds par l'homme sont les aliments, l'eau et l'air. Par exemple, la faune aquatique et le poisson tout spécialement sont pour les humains, les plus importantes sources de mercure et d'arsenic.

II.9. Répercussions sur les eaux de ruissellement :

Les eaux de ruissellement en surface sont récupérées par des tranchées latérales. Les eaux propres, qui constituent une minorité, sont celles qui n'ont pas été en contact avec les déchets. Les autres sont contaminées en proportion directe de la longueur de leur trajet et de leur temps de contact, tous deux maximum dans le cas où les déchets forment un monticule (dôme); ces eaux polluées constituent une deuxième catégorie de lixiviats.

II.10. Répercussions sur l'eau de surface :

Les déchets déposés dans les cours d'eau ou à proximité peuvent modifier, perturber ou détruire l'habitat halieutique. En fait, ils risquent d'étouffer les zones de frai et d'alimentation, de faire baisser la diversité et l'abondance des poissons. Le lixiviat peut retenir de grandes concentrations de métaux comme le fer à l'état naturel dans les sols. Ces métaux privent d'oxygène le fond des cours d'eau et des lacs en laissant un dépôt semblable à du pavage dans certaines zones.

L'oxygène est nécessaire pour presque toutes les formes de vie aquatique. La demande en oxygène biologique (DBO) mesure l'oxygène dissous requis pour désintégrer les déchets. Les niveaux élevés de DBO dans le lixiviat des déchets industriels par exemple feraient suffoquer les poissons. La faible teneur en oxygène dissous alliée à la présence de produits toxiques, comme les acides résineux, exacerbe l'influence de ces composés sur les poissons et d'autres organismes aquatiques. Ainsi, dans les eaux pauvres en oxygène, les poissons peuvent souffrir au point de ressentir les effets d'une certaine quantité de produits toxiques qui ne serait ordinairement pas mortelle.

II.11. Propagation de la pollution dans la nappe phréatique:

Celle-ci est causée par ruptures, perforations accidentelles et attaques chimiques de la bâche de protection sous-jacente, et donc sa mise en contact à terme avec les lixiviats.

La contamination de la nappe phréatique se traduit par une forte dégradation de la qualité des eaux. Plusieurs facteurs sont déterminants dans la contamination des eaux souterraines par les lixiviats tel que la précipitation, la nature et la perméabilité des sols ou encore la profondeur de la nappe en dessous du site de la décharge.

L'estimation de la charge polluante qui migre dans une zone non saturée permet d'avoir une idée sur la charge polluante qui peut pénétrer dans la nappe (zone saturée) et qui peut se propager à sa surface, au niveau de la frange capillaire.

Dans cette zone il est difficile d'estimer la vitesse de propagation de l'eau car de nombreux paramètres interviennent comme : la dilution dans la nappe, la propagation différentielle dans les strates les plus perméables, les variations d'anisotropie (variation des propriétés des sols selon la direction considérée) et la densité des sols.

D'autre part, les caractéristiques de la nappe phréatique et surtout le sens de son écoulement jouent un grand rôle dans la propagation de la pollution.

Il est notamment intéressant de savoir si la décharge est située en amont ou en aval des points de captage d'eau, dans ce dernier cas les risques de contamination d'une zone d'alimentation ou de drainage de la nappe sont minimales.

Le comportement des lixiviats en zone non saturée et saturée d'aquifères poreux peut se résumer ainsi :

- La biodégradation organique peut être considérable dans une décharge saturée. Les ions NH_4^+ persistent dans ces conditions alors que les ions SO_4^{2-} et NO_3^- sont réduits.

- L'eau souterraine oxygénée semble être bénéfique pour dégrader rapidement les composés (oxydations des sulfures et des ammoniums respectivement en sulfates et nitrates).

Au contact des lixiviats, les eaux de surface et les eaux souterraines se dégradent chimiquement et bactériologiquement.

La pollution des eaux souterraines est le résultat de l'infiltration et de la diffusion de lixiviats en sous-sol perméable ou fissuré. Quant à la pollution des eaux de surface, elle peut résulter du débordement et de l'écoulement des bassins de stockage des lixiviats dans le réseau hydrographique.

II.12. Classification des polluants aquatiques [13]:

Le rejet de ces eaux dans le milieu naturel est la principale pollution qui affecte les cours d'eaux et plus généralement tout le milieu naturel.

Ces effluents entraînent une pollution du milieu aquatique que l'on peut classer en plusieurs types :

- La pollution organique est la plus répandue, elle peut être absorbée par le milieu récepteur tant que la limite d'auto-épuration n'est pas atteinte. Au delà de cette limite, la respiration de divers organismes aquatiques prend le pas sur la production d'oxygène.
- La pollution microbiologique se développe conjointement à la pollution organique par une prolifération de germes d'origine humaine ou animale dont certains sont éminemment pathogènes.
- La pollution thermique, par l'élévation de température qu'elle induit diminue la teneur en oxygène dissous.

Elle accélère la biodégradation et la prolifération des germes. De plus, à charge égale un accroissement de température favorise les effets néfastes de la pollution.

- La pollution minérale, due essentiellement aux rejets industriels modifie la composition minérale de l'eau.

Si certains éléments sont naturellement présents et indispensables au développement de la vie, un déséquilibre de ces mêmes éléments provoque le dérèglement de la croissance végétale ou des troubles physiologiques chez les animaux.

D'autres, comme les métaux lourds, hautement toxiques, ont la propriété de s'accumuler dans certains tissus vivants et constituent une pollution différée pour les espèces situées en fin de chaîne alimentaire.

- La pollution chimique, génère des nuisances souvent dramatiques pour les écosystèmes à cause de leur concentration dans le milieu naturel à certaines époques de l'année, c'est le cas des insecticides et des sels d'épandage par exemple.
- La pollution mécanique, provoquant des flux polluants importants entraînant avec eux des boues (provenant de la mise en suspension de divers types de particules dans l'eau), celles-ci colmatent les lits des ruisseaux et des rivières et diminuent ainsi les échanges possibles entre l'eau et la terre, entraînant de plus l'envasement des estuaires.

Conclusion :

Au contact des lixiviats, les eaux de surface et les eaux souterraines se dégradent chimiquement et bactériologiquement.

La pollution des eaux souterraines est le résultat de l'infiltration et de la diffusion des lixiviats en sous-sol perméable ou fissuré.

La pollution des eaux de surface peut résulter du débordement et de l'écoulement des bassins de stockage des lixiviats dans le réseau hydrographique.

En cas de consommation d'eau polluée par les lixiviats, les risques encourus sont de graves intoxications pouvant entraîner des maladies irréversibles et la mort. Signalons également que la pollution des réserves d'eau potable par des micro-organismes pathogènes peut provoquer des épidémies.

Par leur caractère polluant, les lixiviats doivent être traités avant leur rejet éventuel en milieu naturel afin d'éviter la contamination des eaux souterraines. Des efforts permanents sont menés afin de doter les sites de stockage des déchets de drains pour capter les lixiviats avant de les traiter.

Chapitre III

Traitement des lixiviats

Introduction :

L'enfouissement technique reste un mode important d'élimination des déchets.

Un centre d'enfouissement technique doit permettre non seulement une gestion efficace des déchets mais aussi le traitement après drainage et récupération des deux effluents qui sont les biogaz et les lixiviats.

La qualité physico-chimique de ces effluents est non seulement très diverse mais aussi variable dans le temps (pour le même site) et dans l'espace (d'un site à un autre).

Le lixiviat est un effluent difficile à traiter et pour lequel on impose des normes de rejet.

Les récentes techniques de traitement des lixiviats sont issues des traitements des eaux résiduaires ou des eaux potables. De nombreuses techniques existent et de nouvelles apparaissent. Mais il n'y a pas de solution unique pour traiter les lixiviats.

Pour arriver au résultat optimal, il faudra mettre en place une chaîne de traitement associant les procédés les mieux adaptés à la nature exacte du lixiviat.

Dans le CET d'Ouled Fayet, on trouve des bassins de lixiviat qui servent de tampon ou de bassin de transition avant le rejet sans aucun traitement.

III-1-Traitements physico-chimiques :

Principe :

Le traitement physico-chimique est destiné à des déchets de nature minérale. Le traitement effectué va dépendre de la composition chimique du déchet (présence de cyanures, de chrome hexa-valent, de métaux lourds,...).

Le traitement physico-chimique génère des boues contenant des hydroxydes métalliques précipités qui, après décantation, vont subir une déshydratation destinée à les rendre acceptables dans un centre de stockage de déchets industriels spéciaux ou ultimes. L'effluent épuré, après un contrôle de conformité, est rejeté dans le milieu naturel.

Un système de traitement physico-chimique peut permettre d'enlever environ 60 à 90 % des MES, 40 à 70 % de la DBO₅ et 70 à 90 % des ions phosphates.

III-1-1-Procédé de Coagulation-floculation [14] :

Principe :

Cette technique facilite le déplacement des solides en suspension et des particules colloïdales d'une solution.

Ce type de traitement ne peut être réalisé qu'à une étape ultérieure de séparation solide-liquide (telle que la décantation, la flottation ou encore la filtration).

Ce procédé est utilisé pour le déplacement des composés organiques non biodégradables éliminant ainsi les MES. Le procédé de Coagulation-floculation ne peut pas éliminer plus de 50% de la pollution organique.

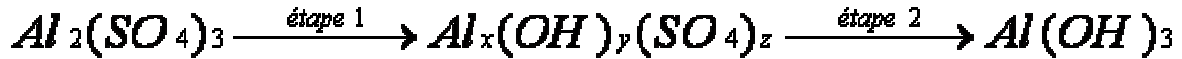
La **coagulation** est la déstabilisation de ces colloïdes par la neutralisation des forces qui les tiennent séparées par addition d'un réactif chimique, le **coagulant**. Elle s'accomplit en général par l'adjonction de coagulants chimiques et par un apport d'énergie nécessaire. La **floculation** est l'agglomération de ces particules " déchargées " en microflocs, puis en flocons volumineux et décantables, le floc. Cette floculation peut être améliorée par l'ajout d'un autre réactif : le **floculant** ou **adjuvant de floculation**.

a) Le processus de coagulation :

On sait que les mécanismes qui entrent en jeu dans la coagulation sont complexes et que les produits d'hydrolyse des sels d'aluminium et de fer sont des coagulants plus efficaces que les ions eux-mêmes.

La mise en solution d'un coagulant se déroule en deux étapes.

Prenons l'exemple du sulfate d'aluminium :



L'étape 1 est une phase d'hydrolyse. Des intermédiaires poly-chargés positifs se forment. Ils sont très efficaces pour neutraliser la charge des colloïdes. Il s'agit de la véritable forme coagulante qui déstabilise les particules chargées négativement.

L'étape 2 permet la formation du précipité d' $Al(OH)_3$. Cette réaction dépend de l'agitation du milieu. Ce précipité est l'élément qui assure la coalescence des colloïdes déstabilisés : c'est la forme floculante. Le coagulant le plus utilisé dans le monde est le sulfate d'aluminium puisque c'est le moins cher des trivalents.

Cependant, il présente des désavantages : sanitaires, environnementaux, techniques et économiques

Une alternative à ces problèmes est l'utilisation de coagulants naturels, tels que *Moringa Oleifera*, qui sont peu coûteux et, en général, non toxique pour la santé et l'environnement.

b) Le processus de floculation :

Le floc qui se forme par l'agglomération de plusieurs colloïdes peut ne pas être suffisamment large pour décanter ou pour se déshydrater à la vitesse souhaitée. L'utilisation d'un floculant est alors nécessaire. Il rassemble toutes les particules de floc dans un filet, construisant un pont d'une surface à l'autre et liant chaque particule pour former de vastes agglomérats.

On utilise :

- des **polymères minéraux** tels que la silice activée (SiO_2), généralement associée au sulfate d'aluminium en eau froide,
- des **polymères naturels** extraits de substances animales ou végétales : amidons, alginates (obtenus à partir d'algues marines),
- des **polymères de synthèse** apparus plus récemment qui ont fait évoluer considérablement les performances de la floculation. Ils conduisent souvent à un volume de boue très inférieur.

Influence du pH sur la floculation :

Les floes sont des précipités d'hydroxydes de métaux. Leur formation et leur stabilité dépendent donc du pH. Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium sont présentées dans le tableau suivant.

Forme prédominante	pH
$Al(OH)_3$	5,8 à 7,2
$Fe(OH)_3$	5,5 à 8,3

Tableau III-1 : zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium

De plus, dans ces gammes de pH, les formes dissoutes Fe^{3+} et Al^{3+} sont quasi-inexistantes. On minimise donc :

- les risques sanitaires par contamination de l'eau (Al^{3+})
- la pollution colorée (Fe^{3+})
- la corrosion du réseau du fait de l'existence de ferrobactéries et de phénomènes d'oxydoréduction.

III-1-2 Traitement à la bentonite [15]:

La bentonite est une argile constituée principalement par un minéral argileux appelée montmorillonite, sa structure reste peu connue et diverses hypothèses sont admises. Elle est utilisée dans l'épuration des eaux, c'est une argile gonflant au contact de l'eau (5 à 30 fois son volume initial).

La rétention des polluants par la bentonite est régie par des mécanismes distincts :

- 1) Précipitation : au cours de laquelle une nouvelle phase solide apparaît sur la surface de l'argile
- 2) Absorption : correspondant à la migration d'espèces dissoutes vers l'intérieur du solide
- 3) Adsorption : au cours de laquelle les éléments dissous se fixent sur la surface
- 4) Echange d'ions : correspondant à la substitution d'un ion initialement présent en position échangeable par un ion présent à l'état dissous

III-1-3-Traitement au charbon actif [16]:

L'adsorption est un traitement efficace pour enlever la matière organique, particulièrement quand la charge moléculaire est importante et la polarité est faible.

Le charbon actif possède une surface interne très grande (entre 500 et 1500 m^2/g).

Celle-ci rend le charbon actif idéal pour l'adsorption comme celle de la DCO non biodégradable, appelée également DCO dure. Cette technique est fiable et robuste car elle est capable d'accepter des variations importantes de l'effluent à épurer.

Il existe deux formes de charbons actifs: le charbon actif en poudre (PAC) et le charbon actif granulaire (GAC).

Le charbon actif en poudre est principalement utilisé lorsqu'une réaction flexible et rapide à une pollution subite est souhaitée, tandis que les filtres à charbon actif granulaire, de faible coût d'entretien et de maniement aisé, se prête aux utilisations en continu.

Ce type de traitement est appliqué, selon les cas sur le traitement de finition des lixiviats ou le traitement des concentrats de nanofiltration.

Avantages :

- ✦ L'adsorption sur charbon actif est donc une véritable barrière avant le rejet des lixiviats traités au milieu récepteur.
- ✦ Sa saturation étant graduelle, il est aisé pour l'exploitant d'anticiper le renouvellement des recharges de charbon actif lorsque celles-ci sont saturées.

Inconvénients :

Performance limitée face aux composés polaires et nécessite une régénération complexe et coûteuse.

III-1-4- La précipitation [16] :

Par ajout d'un réactif, il y a formation avec les composés présents d'un floc pouvant être éliminé par décantation ou flottation. Ce traitement concerne les MES et les métaux lourds.

a) La précipitation par formation d'hydroxyde :

Les métaux se séparent et se concentrent sous forme d'hydroxydes métalliques.

La plupart des métaux (Co, Cu, Cd, Ni, Mg...) précipitent à un pH >6 ou 7, permettant ainsi une certaine séparation du fer ferrique qui précipite à un pH <5.

Le traitement le plus utilisé (lorsqu'un recyclage des métaux n'est pas souhaitée) est le traitement par la chaux (pour sa relative simplicité et un cout faible en produits).

La chaux intervient à deux niveaux dans les procédés de traitement des effluents :

- Comme agent de neutralisation des effluents liquides ou gazeux
- Comme complément aux sulfates ferreux dans le procédé d'élimination des cyanures, de l'acide fluorhydrique, des métaux lourds et des matières organiques.

Avantage :

La précipitation à la chaux est la plus utilisée pour sa simplicité et son coût.

Inconvénients : certaines limitations existent pour la précipitation par formation d'hydroxydes :

- ❁ L'élimination des métaux par précipitation des hydroxydes dans un mélange peut être difficile dans certains cas puisque la solubilité minimale des différents métaux se trouve à des valeurs de pH différentes, la présence d'agents complexant inhibe l'élimination des métaux ; les cyanures interfèrent avec l'enlèvement des métaux.
- ❁ Dans le cas d'effluent fortement acides et contenant des sulfates, l'emploi des agents alcalins usuels (tel que : la chaux hydratée) entraîne la formation de quantités importantes de précipités secondaires (CaSO₄, 2H₂O), augmentant considérablement la quantité de boue métallique à gérer.
- ❁ Ces précipités secondaires peuvent déstabiliser les précipités métalliques primaires en induisant la formation de colloïdes qui rendent difficiles l'étape de séparation solide/liquide.

b) Précipitation par les carbonates :

L'utilisation des carbonates dans le cas du cadmium et du plomb est meilleure que celle des hydroxydes car :

- La précipitation a lieu à un pH inférieur
- Les précipités formés sont plus denses et sédimentent mieux
- Les boues produites ont de meilleures caractéristiques.

c) Précipitation par les sulfures :

Elle se réalise avec des réactifs tels que : Na₂S, NaHS, H₂S ou FeS.

En milieu acide, la solubilité plus faible des sulfures métalliques précipités permet d'atteindre des concentrations plus faibles que celles obtenues par précipitation avec les hydroxydes.

Cette approche n'est pas recommandée si le précipité doit subir une extraction : liquide-liquide.

III-2- Traitement par oxydation chimique :

Le principe consiste à faire réagir un oxydant sur une espèce indésirable réductrice, ce qui est le cas de la majorité des espèces contenues dans les lixiviats. Ces oxydations permettent d'éliminer la pollution difficilement biodégradable et d'augmenter le caractère biodégradable, d'où une utilisation sur les vieux lixiviats. Ces traitements sont encore peu répandus (il faut d'abord un traitement biologique).

a) Oxydation avec l'ozone (ozonation) :

Étant un oxydant très puissant, l'ozone permet d'éliminer la pollution organique. Il peut être associé aux ultraviolets et au peroxyde d'hydrogène. Mais l'azote minéral, les métaux lourds et les sels subsistent.

b) Principe de l'ozonation catalytique hétérogène [17] :

Catalyseurs :

- oxydes métalliques : MnO₂, TiO₂, Al₂O₃
- métaux ou oxydes métalliques déposés sur des supports : Cu-Al₂O₃, Cu-TiO₂, Ru-CeO₂, V-O/TiO₂, V-O/gel de silice et TiO₂/Al₂O₃, Fe₂O₃/Al₂O₃

Mécanismes :

- formation de radicaux libres suite à la décomposition de l'ozone sur les catalyseurs
- efficacité des catalyseurs : dépend de sa nature, de ses propriétés de surface, du pH de la solution

L'ozonation catalytique s'est révélée plus efficace que l'ozonation seule dans de nombreux cas.

Avantages de l'ozonation catalytique :

- ⊕ L'ozone permet d'éliminer entièrement des molécules complexes comme l'acide tannique très répandu dans les industries du bois et de la tannerie (J. Perkowski 2003)
- ⊕ Il permet d'abaisser fortement la teneur en composés aromatiques (toluène, chlorobenzène, cumène) en utilisant un catalyseur adapté (Kasprzyk-Hordern 2003).
- ⊕ Les lixiviat de décharge et des effluents de synthèse chimiques ayant subi un traitement de finition par ozonation parviennent à atteindre les normes de rejet au milieu naturel (Morier F. 2002).

III-3-Traitement biologique :

L'expérience dans de nombreuses stations de traitement des lixiviats montre que le traitement biologique est très efficace sur la DCO et l'azote.

La DCO est dégradée entre 70 et 90%, seule la DCO dure traverse le traitement biologique et est piégée sur le traitement de finition.

Le traitement biologique de l'ammoniac et surtout de l'azote global permet des rendements supérieurs à 99% grâce aux étapes de nitrification et dénitrification qui transforment l'azote ammoniacal en azote gazeux.

Les procédés biologiques ne sont adaptés que pour le traitement des lixiviats qui ont une biodégradabilité élevée. Par ailleurs, le traitement biologique a pour intérêt également la dégradation des odeurs.

Les odeurs des lixiviats sont dues à deux paramètres : la présence d'ammoniac et la décomposition de la matière organique présente dans l'effluent dont la macération se poursuit (fermentation anaérobie).

Ces deux sources d'odeurs sont traitées par le traitement biologique. La fermentation est stoppée grâce à l'aération installée en fond de cuve biologique.

Dans les réacteurs de traitement biologique d'eaux usées, les communautés microbiennes épuratrices sont structurées en FLOCS ou en BIOFILMS. Cette structuration permet de séparer facilement les microorganismes de l'eau traitée et ainsi de dissocier le temps de séjour hydraulique dans le réacteur, souvent relativement court, et le temps de séjour de la biomasse, plus long pour maintenir une concentration élevée en microorganismes actifs dans le procédé.

III-3-1- Les boues activées [18] :

Les boues activées sont utilisées pour l'épuration biologique dans le traitement des eaux usées. La boue activée, composée essentiellement de micro-organismes floculants, est mélangée avec de l'oxygène dissous et de l'eau résiduaire. C'est ainsi que les micro-organismes de la boue activée entrent constamment en contact avec les polluants organiques des eaux résiduaires, ainsi qu'avec l'oxygène, et sont maintenus en suspension.

Dans cette boue les organismes hétérotrophes, utilisent des matières organiques et acquièrent de l'énergie par oxydation ou respiration. Ces organismes prélèvent alors dans la solution les matières ayant des caractéristiques nutritives. Ils construisent des substances organiques à partir de substances inorganiques et libèrent de l'oxygène. Outre les impuretés organiques contenant du carbone, les composés azotés peuvent aussi être oxydés, jusqu'au stade du nitrate.

Le nitrate, produit obligatoirement en même temps dans les installations de boues activées à faible charge, y est éliminé par dénitrification. Grâce à la dénitrification biologique, les nitrites et nitrates peuvent aussi être éliminés des eaux résiduaires qui ne sont pas d'origine biologique.

L'aération des eaux résiduaires a lieu dans des bassins d'aération en béton qui ont une forme appropriée en fonction du système d'aération, du mode d'introduction des eaux et de la boue activée. Afin de maintenir une biomasse suffisante, la boue est recyclée par pompage dans le bassin de décantation.

Le procédé à boues activées est actuellement le procédé le plus valable d'épuration biologique des eaux résiduaires. **Ses grands avantages sont :**

- La sécurité en ce qui concerne le degré d'épuration des eaux traitées, du fait que les facteurs d'influence les plus importants, par exemple apport d'eau résiduaire, et de masse bactérienne (boue activée), sont contrôlables,
- une plus grande efficacité qu'avec les lits bactériens, du fait que ce procédé est beaucoup moins dépendant de la température,
- une phase de démarrage plus courte (moins de deux semaines) par rapport aux lits bactériens (4 à 6 semaines),
- l'absence d'odeurs et de mouches.

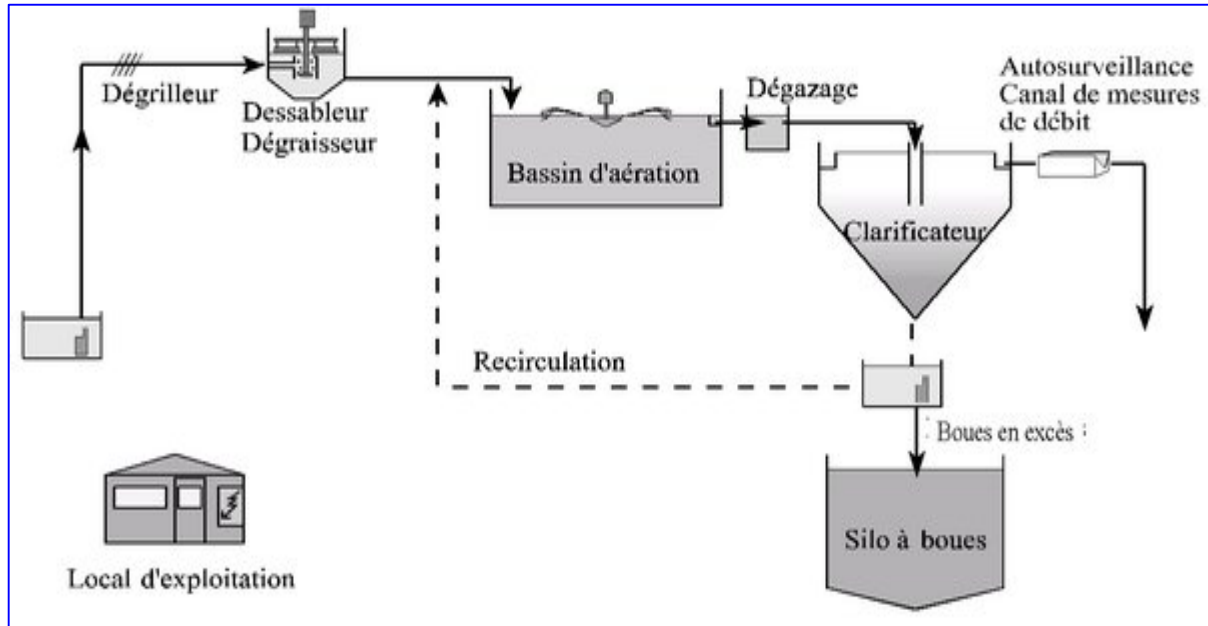
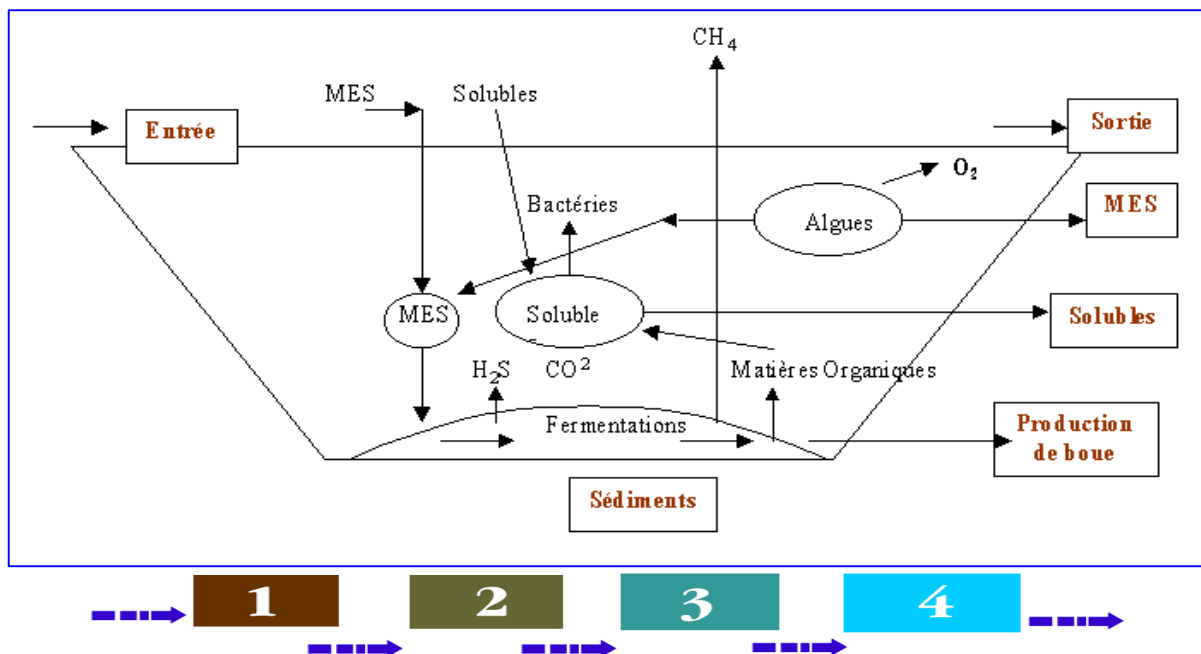


Figure III-1 : schématisation du procédé de boue activée [17]

III-3-2-Le lagunage [19]:

Représentation d'une lagune :



1. Pré-traitement (Dégrillage / tamisage)
2. Primaire (Décantation grosses particules)
3. Secondaire (Consommation MO)
4. Tertiaire (Décantation finale)

Figure III-2 : représentation d'une lagune [17]

III-3-2-1- Le lagunage naturel :

Le principe de fonctionnement repose sur une dégradation aérobie biologique de la phase dissoute par les bactéries libres, l'oxygène étant fourni par les algues, en période diurne, grâce aux mécanismes naturels de la photosynthèse.

Avantages d'un lagunage naturel :

- ✦ Les eaux usées traitées par un lagunage naturel peuvent être d'origine domestique, urbaine, industrielle (agro-alimentaire) ou d'élevage industriel.
- ✦ Ce procédé permet d'épurer les nitrates et les phosphates de l'eau.
- ✦ Le lagunage naturel est une technique d'autoépuration peu onéreuse : il revient 20 à 50% de moins en investissement et de 50 à 80% de moins en coût de fonctionnement qu'une station d'épuration traditionnelle.
- ✦ Un lagunage bien conçu et bien entretenu fonctionne sans odeur et sans moustiques.

Inconvénients :

- Contraintes possibles s'il y a la nécessité d'imperméabiliser le sol.
- Variation saisonnière de la qualité de l'eau en sortie.
- N'est pas efficace pour le traitement des pollutions chimiques.
- En cas de mauvais fonctionnement, risque de mauvaises odeurs.
- Besoin d'une superficie importante

III-3-2-2- Le lagunage aéré :

Le lagunage aéré est reconnu comme un procédé d'épuration efficace, notamment au niveau des charges oxydables (90%).

Au niveau de l'azote ammoniacal et des ortho-phosphates les performances sont plus limitées : de l'ordre de 45%. Ces performances dépendent de la température (activité des micro-organismes) et de la charge appliquée.

L'oxygénation est assurée par un aérateur de surface ou une insufflation d'air (la consommation électrique de chacun de ces deux procédés est similaire à celle d'une boue activée). Le lagunage aéré se différencie des boues activées par l'absence de maintien d'une consommation fixée de micro-organismes (pas de recirculation). Ce procédé a un bon comportement vis-à-vis des effluents dilués ou si les débits ne sont pas bien écrêtés.

Avantages :

- Accepte des variations assez importantes de charge organique ou hydraulique
- Accepte les effluents concentrés
- Accepte les effluents déséquilibrés en nutriments
- Bonne intégration paysagère
- Boues stabilisées
- Fréquence de curage espacée

Inconvénients :

- Nécessite un agent spécialisé pour l'entretien du matériel électromécanique
- Nuisance sonore possible
- Coût d'exploitation relativement élevé (forte consommation énergétique)

III-3-2-3 Le lagunage anaérobie :

Dans ce type de lagune, le rendement d'épuration dépend essentiellement du développement d'une fermentation méthanique.

Il se développe aussi des phénomènes de fermentation anaérobie avec minéralisation de la matière organique et dégagement de CO₂ et CH₄.

Ce système nécessite une température élevée (supérieure à 25°C).

Les caractéristiques du procédé sont :

- Une profondeur d'eau importante facilitant les processus anaérobies.
- Une charge en matière organique élevée.

La réduction de la DBO₅ dépasse 80% lorsque la température est au dessus de 25°C.

Outre la température, les paramètres majeurs sont le pH, qui doit rester voisin de 7, donc de la neutralité, et pour une durée de 2 jours, la chute peut atteindre 70% sur la DCO et 80% sur les MES.

Inconvénients :

- ⊕ L'installation du procédé est plus coûteuse
- ⊖ Le procédé demande plus de main d'œuvre

III-3-2-4- Le lagunage à haut rendement :

L'épuration y est obtenue grâce à une production algale intensive.

Dans des bassins peu profonds (30 à 60 cm), l'eau animée par des roues à aubes, circule lentement ce qui favorise l'homogénéisation et le développement des algues.

Le temps de séjour est de 2 à 12 jours et la surface nécessaire est divisée par 5 par rapport au lagunage naturel.

Cependant, cette écotechnique exige un rayonnement solaire et une température suffisants, et demande donc de prendre en compte les cycles saisonniers.

D'autre part, la photosynthèse n'ayant lieu que le jour, il convient aussi de compter avec les cycles jour / nuit dans le lieu envisagé.

En pays tempérés notamment, on pourrait coupler ce procédé à partir des mois de mars-avril avec des bassins de stockage plus profonds pendant l'hiver.

III-3-3-Le traitement par Mycélium [17]:**a. Définition :**

Il existe des quantités importantes de matériaux biologiques capables d'adsorber naturellement les métaux dissous dans les effluents. Il s'agit des résidus de fermentations industrielles, constitués principalement de boues de mycélium de divers champignons filamenteux, cultivés pour produire des enzymes, des antibiotiques ou des acides organiques. Ces propriétés d'adsorption sont liées à la composition des parois de ces moisissures, formées de longues chaînes de polysaccharides. Ceux-ci portent de nombreux groupements anioniques, véritables pièges à cations métalliques, même lorsque ces champignons sont morts, donc insensibles à la toxicité des polluants.

b. Principe physico-chimique :

Les boues de mycélium sont séchées, broyées et tamisées et deviennent facilement stockables. Sous forme de poudre, la biomasse est mise en contact avec la solution métallique en suspension agitée, en lits fluidisés ou fixes traversés par l'effluent à traiter.

Cette poudre, saturée en ions métalliques, peut ensuite être incinérée ou débarrassée de son métal par faible volume d'acide. Dans ce cas, la biomasse est réutilisable plusieurs fois. Il est aussi possible de récupérer le métal concentré dans l'acide par les voies physico-chimiques classiques, redevenues rentables.

c. Performance :

Les capacités d'adsorption varient également selon la nature de la biomasse et la préparation qu'elle subit.

Les pH acides ont un rôle inhibiteur sur la capacité de fixation pour les métaux tels le cadmium, le plomb, le zinc, le nickel. Le pourcentage de métal fixé augmente régulièrement pour atteindre son maximum à pH 7 : 98% pour le plomb, 97% pour le zinc, 92% pour le cadmium et 74% pour le nickel.

III-3-4-Traitement sur cultures fixées:**Les biofilms [20] :**

Les biofilms sont des pellicules de micro-organismes recouvrant une surface de matières solides ou liquides. Dans la nature, la majeure partie des bactéries (on estime 80% environ) vit dans des biofilms (par exemple sur des pierres, sur le sol ou à la surface de l'eau).

L'utilisation de supports fixes ou mobiles dans les procédés de traitement biologique permet la formation de biofilms épurateurs dans les réacteurs et le maintien d'une concentration élevée en microorganismes. Ils offrent une très grande surface d'absorption qui retient très bien les maxima de charge, en ce sens que les substances qui ne peuvent pas être traitées immédiatement sont stockées dans le biofilm jusqu'à un certain degré, puis décomposées en période de faible apport de nourriture.

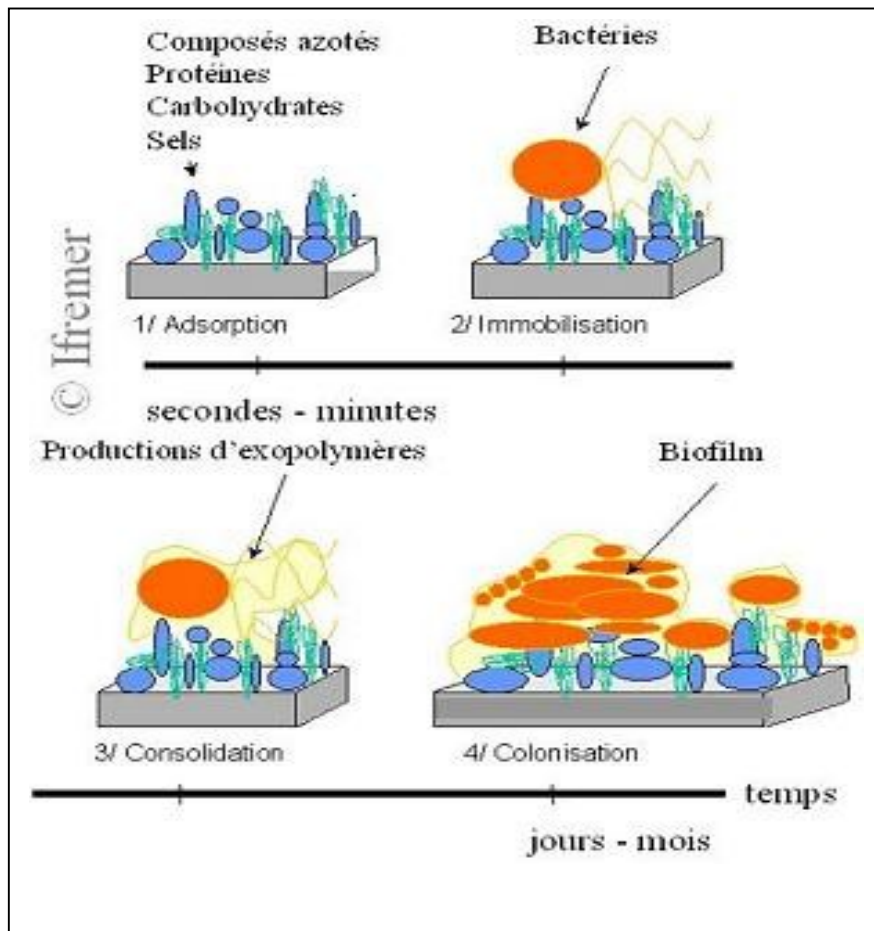


Figure III-3 : Schéma temporel de formation du biofilm (Ifremer)

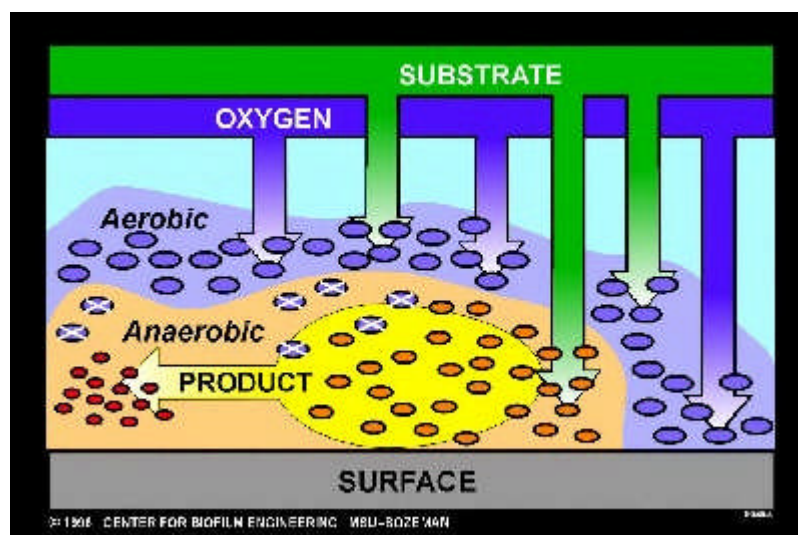


Figure III-4 : Echange milieu matériau et le biofilm (origine Université du Montana CBE)

III-3-4-1-Traitement par culture fixées sur support inerte [21]:**Principe :**

Le traitement par culture fixée sur support inerte consiste à faire circuler l'effluent à travers un massif granulaire sur lequel s'est développée la biomasse épuratrice.

Les mécanismes mis en jeu sont :

- 1) les mécanismes chimiques : de précipitation-dissolution et d'échange d'ions.
- 2) les mécanismes physiques : Les matières en suspension grossière sont retenues à la surface du filtre par action purement mécanique alors que les particules plus fines sont retenues par blocage entre les pores.
- 3) les mécanismes biologiques : la biomasse qui se développe sur le support granulaire sous forme de biofilm est à la base de l'épuration par culture fixée.

Pour garantir une bonne épuration biologique il est nécessaire que :

-L'effluent pénètre dans le massif, et qu'il ait un temps de contact suffisant avec le biofilm pour garantir une bonne dégradation de la pollution organique.

-L'oxygène assure les besoins des microorganismes aérobies responsables de la dégradation des polluants.

Avantages :

- Bonne qualité de traitement
- Simplicité de mise en œuvre
- Le glycocalyx entoure les microorganismes et les protège des substances toxiques
- La possibilité d'abriter différents types de microorganismes.

Inconvénients :

- Fonctionnement simple, mais processus mis en jeu très complexes.
- Recherche dans ce domaine peu développée en raison des coûts.

III-3-4-2- Infiltration-percolation [22]:

L'infiltration sur sable est un traitement biologique par cultures bactériennes fixées sur supports fins. Les lixiviats prétraités ayant préalablement subi une décantation primaire sont déversés et répartis sur un massif de sable, à l'air libre.

En percolant au travers de ce massif, elles sont d'abord débarrassées des matières en suspension par filtration superficielle, puis leur matière organique est dégradée et leurs composés azotés sont oxydés sous forme de nitrates par les bactéries fixées qui se développent au sein du massif.

La réoxygénation du massif est assurée par échanges gazeux entre l'atmosphère et les interstices du sable lorsque la plage d'infiltration est dénoyée entre deux apports et pendant les périodes de repos.

Les trois lits d'infiltration, d'une surface unitaire d'environ $0,5 \text{ m}^2 / \text{EH}$, doivent être alimentés en alternance deux fois par semaine : 3 à 4 jours d'alimentation et 7 jours de repos. Au cours de cette période de repos, les bactéries consomment aussi leurs réserves et leur nombre décroît pour éviter un engorgement du massif.

Les eaux traitées sont récupérées en partie basse par drainage.

Avantages :

- Rendements épuratoires élevés en ce qui concerne les matières organiques
- Emprise au sol limitée (environ 2,5 m²/E.H)
- Bonne intégration paysagère

Inconvénients :

- Demande une parfaite maîtrise du matériau support (structure et texture)
- Nécessité de maîtriser les charges hydrauliques
- Contraintes d'exploitation non négligeables (désherbage et ratissage de la surface des massifs)
- Risques de nuisances olfactives en cas de dysfonctionnement du décanteur (septicité)

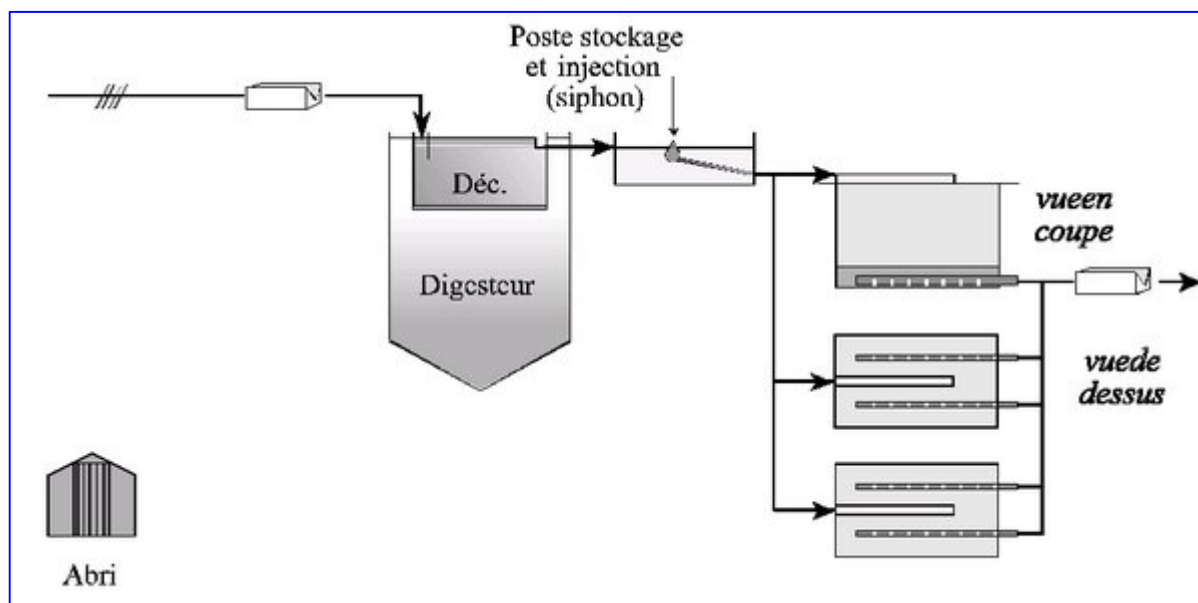


Figure III-5 : schématisation de la filière infiltration percolation

III-3-4-3-Traitement par les filtres plantés de roseaux [23]:

Il s'agit d'un procédé biologique à cultures fixées sur supports fins donc basé sur la percolation de l'eau usée au travers de massifs filtrants colonisés par des bactéries qui assurent les processus épuratoires. A la différence des lits d'infiltration, la caractéristique principale des filtres plantés de roseaux réside dans le fait qu'ils peuvent être alimentés directement avec des eaux usées brutes sans décantation préalable et après un simple dégrillage.

Ceci est rendu possible par la plantation de roseaux dont l'important système racinaire se développe dans le massif filtrant. Il comporte des tiges souterraines (rhizomes) à partir desquels se développent des tiges qui viennent perforer les dépôts superficiels et ainsi créent des passages pour l'eau en évitant le colmatage.

Les filtres plantés de roseaux comportent 2 étages en série, chacun étant en général constitué de 3 filtres en parallèle. Le massif filtrant des filtres du 1er étage est constitué de graviers reposant sur une couche drainant mise à l'air par des cheminées d'aération. Ceux du second étage complètent le traitement, en particulier, la nitrification des composés azotés, et sont donc constitués de sables, plus fins.

Avantages :

- ◆ Dans de bonnes conditions de conception et d'exploitation, cette filière permet d'obtenir des rendements épuratoires très élevés (95%) sur les matières organiques.
- ◆ L'élimination des pollutions azotées et phosphorées peut atteindre 70%.

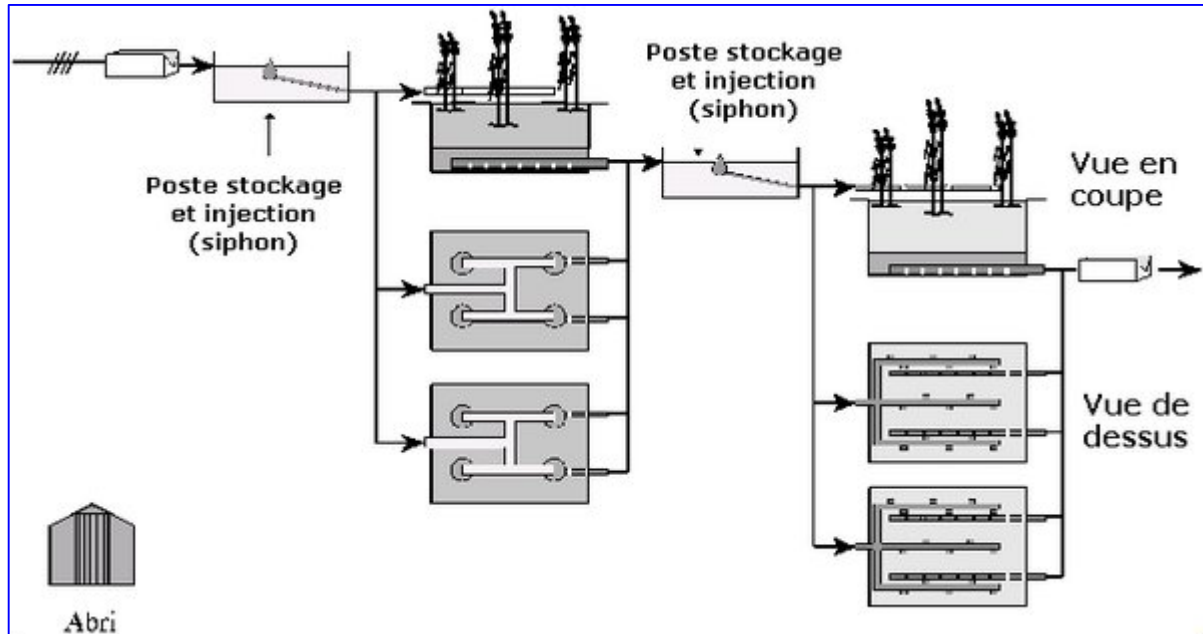


Figure III-6 : Filtres plantés de roseaux - Schéma d'installation

[Source : CEMAGREF]

III-3-4-4-Lit bactérien forte charge :

Le lit bactérien sert à dégrossir les charges polluantes en diminuant la DCO de 65 à 80%, la DBO de 65% mais il y a production de matières en suspension.

Principe :

Les micro-organismes se développent sur un matériau support (pouzzolane), régulièrement irrigué par l'effluent à traiter. La satisfaction des besoins en oxygène est obtenue par ventilation naturelle du lit. L'effluent est préalablement décanté afin d'éviter le colmatage du matériau. Les boues excédentaires qui se décrochent naturellement du support sont séparées de l'effluent dans un clarificateur.

Performances :

Des rendements moyens d'élimination de la pollution organique de l'ordre de 85% peuvent être obtenus dans de bonnes conditions. L'élimination des pollutions azotées et phosphorées reste faible.

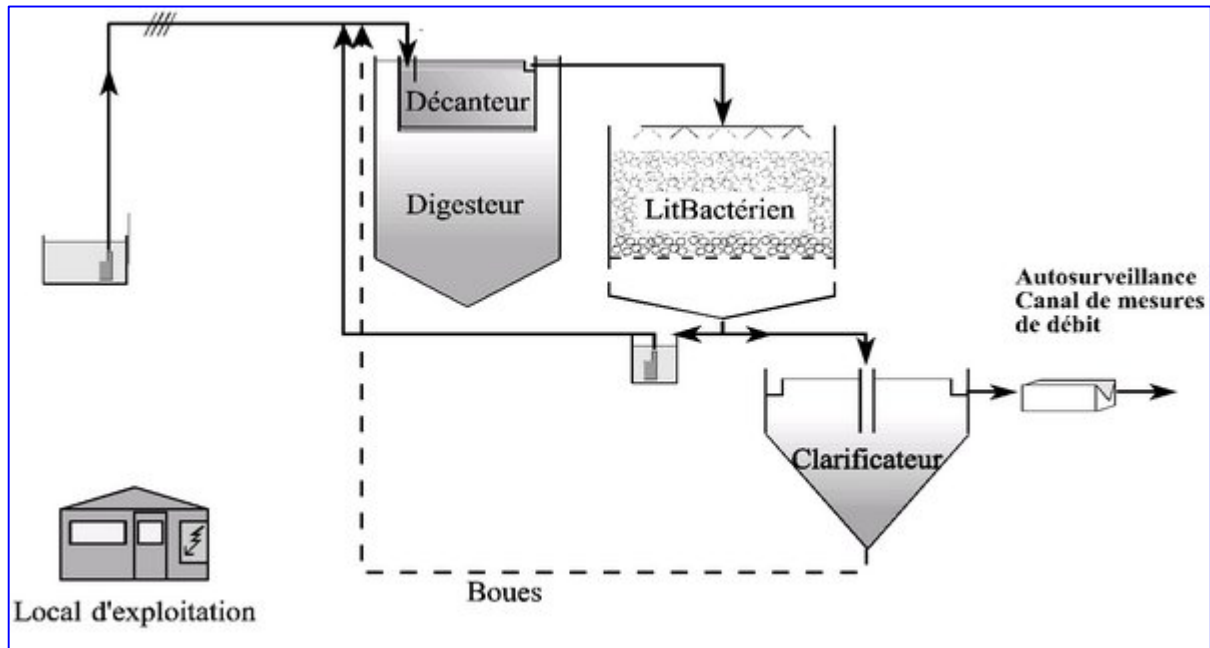


Figure III-7 : représentation du procédé à lit bactérien [Source : CEMAGREF]

III-3-4-5-Procédé de bio filtration :

Principe:

Technique utilisant une culture bactérienne fixée sur un support granulaire fin ou milieu granulaire immergé dans un bassin. Les matières utilisées pour le support sont soit naturelles « pouzzolane, argile expansés, schistes » soit synthétique « bille de polystyrène expansée ». Quel que soit le matériel retenu, il doit être caractérisé par son action filtrante et permettre une fixation maximale des cultures biologiques.

Cette technique permet d'éliminer 90% de la DBO et peut également éliminer l'azote.

Une fois qu'on a retiré l'effluent solide par décantation ou flottation, l'effluent liquide percole en continu au travers du bio filtre, réduisant peu à peu sa charge polluante au contact des micro-organismes.

Au bout de 4 à 5 ans d'utilisation, le mélange organique qui constitue le support d'épuration doit être changé.

Performances :

Les données recueillies à l'entrée et à la sortie d'une chaîne de traitement munie d'un biofiltre indiquent une diminution de la charge polluante de 90%.

Tableau III-2 : relevés effectués pendant plusieurs années mettant en évidence les taux moyens de réduction (d'après le CRIQ Environnement) :

Paramètres	Taux moyens de réduction
DBO5	99,6%
MES	99,8%
Azote total	93,7%
Phosphore	90,0%

Avantages:

- Ce procédé élimine 95% des odeurs désagréables
- La performance épuratoire du système n'est pas affectée par les variations de charge polluante et de température
- Il réduit de plus de 90% la charge polluante
- Il nécessite peu d'entretien

III-3-4-6-Les disques biologiques (biodisques) [15] :

Principe de fonctionnement :

Le biodisque consiste en un assemblage de plusieurs disques, réalisés en matériau composite, montés et solidement fixés sur un arbre.

L'arbre est mis en rotation lente par un motoréducteur, le biodisque est en partie immergé dans l'effluent à épurer, lui-même contenu dans un réservoir. Son mouvement rotatif le met alternativement en contact avec l'oxygène de l'air.

Une flore bactérienne (biofilm), nourrie par les microorganismes contenus dans l'effluent, se forme à la surface des disques.

Les forces de cisaillement engendrées par le mouvement de rotation limitent l'épaisseur du biofilm et entraîne un détachement de la biomasse excédentaire, qui est ensuite séparée de l'effluent au moyen d'un clarificateur. Comme les biodisques sont assez sensibles aux matières en suspension, ils doivent être précédés d'un traitement primaire.

Ils sont généralement précédés d'un dégrillage (pour éliminer les matières susceptibles de s'accrocher dans les biodisques) et d'un décanteur primaire.

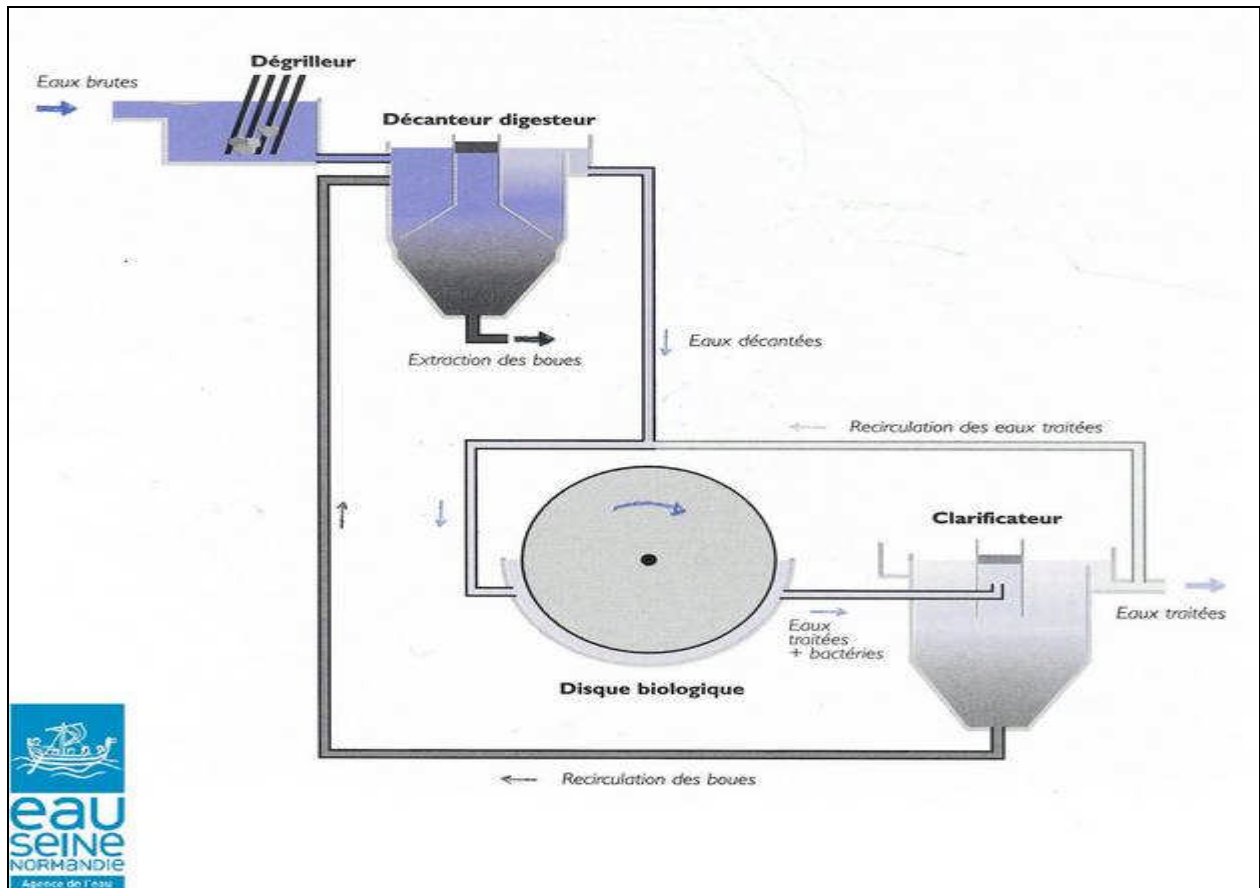


Figure III-8 : représentation d'un procédé utilisant un biodisque [agence de l'eau]

III-4-Traitement par échange d'ions [15] :

Principe :

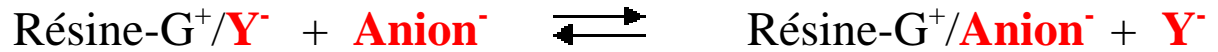
Les échangeurs d'ions sont des substances insolubles possédant dans leur structure moléculaire des groupements acides ou basiques capables de permuter sans modification de leur structure physique les ions positifs ou négatifs fixés à ces groupements.

Les premiers échangeurs d'ions utilisés étaient des substances naturelles à base de silico-aluminates (zéolites, argiles...).

De nos jours, les échangeurs d'ions sont des résines, qui sont des matières synthétiques produites à partir de polymères. Le nombre et la variété des groupes fonctionnels influencent la capacité d'échange et la sélectivité pour les ions de ces résines.

On classe les résines en deux catégories en fonction de la nature des ions qui vont être échangés. Si on échange un cation, on parle de résine cationique et si c'est un anion qui est échangé on parle de résine anionique.

Résine anionique: chargée positivement



Résine cationique: chargée négativement

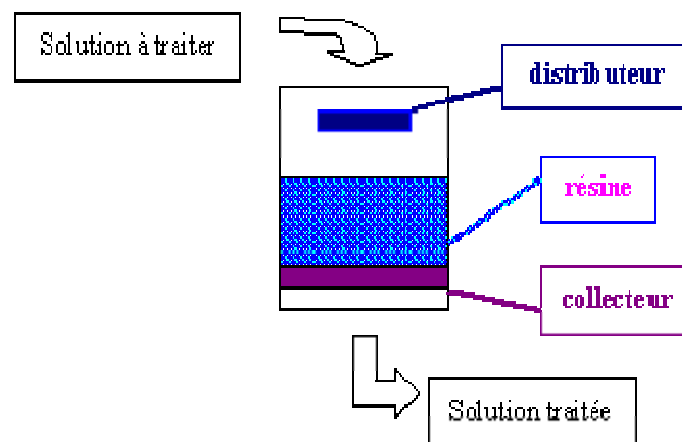
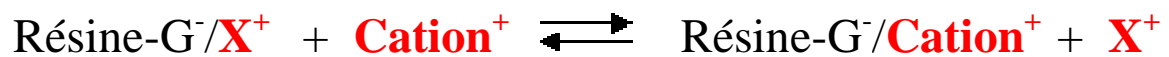


Figure III-9 : colonne échangeuse d'ions

Tableau III-3 : Avantages et inconvénients des différents types de résine (*Anred DITS*)

Type de résine	Avantages	Inconvénients
Résines cationiques fortement acides	<ul style="list-style-type: none"> - Convient pour tous les types d'eau - Elimination complète des cations - Capacité variable - bonne stabilité physique, - bonne stabilité à l'oxydation, - coût initial faible 	<ul style="list-style-type: none"> - efficacité de fonctionnement
Résines cationiques faiblement acides	<ul style="list-style-type: none"> - Très grande capacité, - Très grande efficacité de fonctionnement 	<ul style="list-style-type: none"> - Elimination partielle des cations, - Utilisable seulement avec des eaux spécifiques, - Capacité de fonctionnement fixe, - Faible stabilité physique, - Coût initial élevé, - Cinétiques faibles.
Résines anioniques fortement basiques	<ul style="list-style-type: none"> - Elimination complète des anions (incluant la silice et CO₂), - Coût initial faible, - Efficacité et qualité variables, - Cinétiques excellentes, - Rinçages court. 	<ul style="list-style-type: none"> - Résistance faible aux polluants organiques, - Vie limitée, - Instable thermodynamiquement,
Résines anioniques faiblement basiques	<ul style="list-style-type: none"> - Grande capacité d'élimination, - Grande efficacité de régénération, - Excellente résistance aux polluants organiques, - Bonne stabilité thermique, - Bonne stabilité à l'oxydation, - Peut-être régénérée avec : <ul style="list-style-type: none"> * excès de soude de la résine fortement basique, * sous-produits alcalins, * ammoniacque, 	<ul style="list-style-type: none"> - Elimination partielle des anions, - N'élimine ni la silice ni le CO₂, - Rinçage long, - Cinétiques faibles

Avantages du procédé :

- Opération continue
- Applicables aux rinçages courants
- Procédé automatique
- La meilleure technique pour l'élimination des métaux lourds contenus dans les eaux souterraines est l'utilisation d'une résine échangeuse d'ions sélective:

Inconvénients :

- Récupération de produits chimiques impossible sans mise en place d'une autre technique de valorisation
- Mise en place impérative de rinçage statique en amont

III-5-Traitement par séparation membranaire :

L'objectif d'une opération de séparation par technique membranaire est de concentrer dans le volume le plus petit possible le polluant. Ce concentrat devra ensuite être traité (par incinération, par conditionnement, ..).

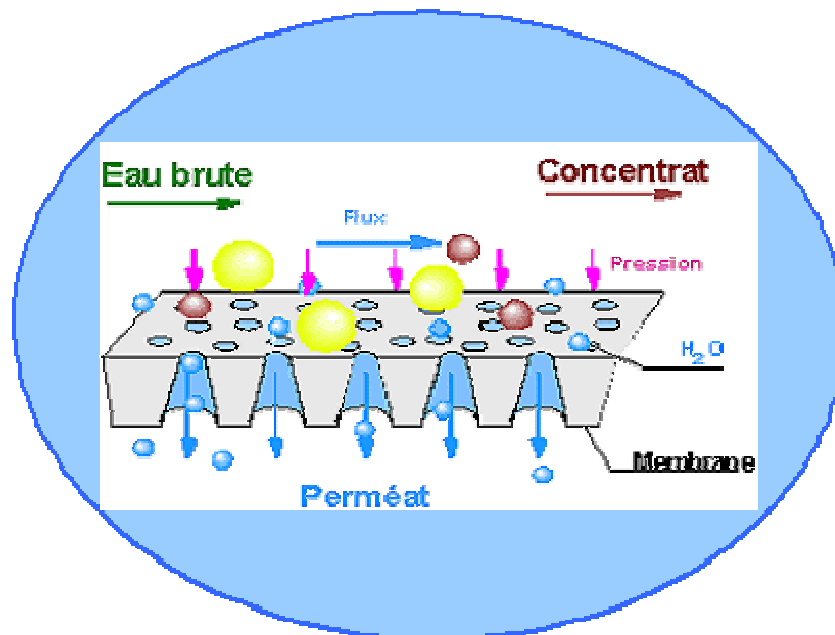


Figure III-10 : schématisation du principe de filtration membranaire

Par exemple, 1000 litres d'effluent contenant un polluant à séparer de la phase aqueuse peuvent par technique membranaire, être traités de façon telle qu'au final du procédé, il reste 10 litres de concentrat contenant le polluant, et 990 litres de filtrat contenant la phase aqueuse « propre ».

III-5-1- Traitement par osmose inverse [24]:

Ce procédé est basé sur le passage des lixiviat à travers un filtre d'un milieu plus concentré vers un milieu moins concentré.

Cette technique est assez coûteuse et se justifie seulement quand les normes sont drastiques. Avec l'osmose inverse, les solutés sont retenus, à l'exception de quelques molécules organiques de faible masse molaire. On récupère d'une part un 'rétentat' à forte concentration en sels et molécules organiques, d'autre part un perméat de très bonne qualité ne contenant pratiquement plus de matière organique et ayant une très faible salinité.

Contrairement aux membranes d'ultra- et de microfiltration, les membranes d'osmose inverse ne sont pas microporeuses mais denses. Le flux du perméat est proportionnel à la pression efficace (pression appliquée - pression osmotique). Il augmente aussi avec la température en raison d'une diminution de la viscosité.

Inconvénients :

- ▣ Le procédé est plus coûteux à l'achat, et surtout, il consomme beaucoup d'énergie.
- ▣ Les membranes sont souvent très sensibles aux oxydants et surtout au chlore. La concentration en chlore doit généralement être inférieure à 0.1mg/l avant la membrane.
- ▣ Dans des conditions aérobiques, les oxydes métalliques peuvent boucher les membranes.

Avantages :

- ▣ La précipitation simultanée du phosphore, permet d'éliminer l'étape de : coagulation, floculation, décantation.
- ▣ Les bacs membranaires très compacts sont donc moins encombrants que des batteries de filtration, et ne nécessitent pratiquement pas de travaux de génie civil.
- ▣ Les procédés à membranes présentent également une grande souplesse d'exploitation et une consommation de réactifs très réduite.

III-5-2- La nanofiltration :

La nanofiltration est une technique séparative utilisant des membranes qui se situent, de par le diamètre de leurs pores entre l'ultrafiltration et l'osmose, elle a pour but la rétention des composés organiques de masse moléculaire supérieure à 200g/mol et des ions bivalents (Ca^{++} , Mg^{++} , SO_4^{-}). Il en résulte une séparation des sels inorganiques de bas poids moléculaires.

L'adsorption statique des membranes trouve son origine dans les interactions physico-chimiques entre les solutés de la solution à traiter et le matériau membranaire.

Dans certains cas, la nanofiltration pourrait se substituer à l'osmose inverse pour plusieurs raisons :

- L'utilisation de pressions plus faibles (5 à 20 bar au lieu de 20 à 80 bars).
- Les membranes de la nanofiltration sont moins denses et constituent une excellente barrière physique pour les petites molécules dissoutes tel que : les acides humiques et fulviques.
- La rétention des sels est plus faible (notamment pour les monovalents), ce qui autorise des facteurs de concentration plus élevés et des sous-produits (concentrât) moins riches en saumures.

III-5-3- L'ultrafiltration :

Les membranes d'ultrafiltration ont une structure lâche, permettant la filtration des macroparticules seulement. Ces membranes sont caractérisées par le « point de coupure » représentant la taille de la particule rejetée ayant la plus faible masse molaire.

En général les membranes industrielles ont un point de coupure allant de : 2.10^3 à 10^5 daltons.

Avantages de l'ultrafiltration :

L'utilisation d'une séparation membranaire de type ultrafiltration permet :

1°) De renvoyer l'intégralité des bactéries dans les réacteurs biologiques : de ce fait, le volume des réacteurs nécessaires est considérablement réduit par rapport à une station classique (pour un même nombre de bactéries).

2°) De garantir l'absence de MES dans les eaux traitées: en effet, l'ultrafiltration est une barrière franche dont le seuil de coupure est inférieure à la taille des bactéries (voir page suivante).

3°) De concentrer les boues en excès avant les purges : ceci permet de réduire considérablement le volume de stockage nécessaire pour les boues en excès et la fréquence des opérations d'épaississement et d'évacuation des boues épaissies.

III-5-4- La microfiltration :

Elle élimine essentiellement la pollution particulaire, ainsi seules les matières en suspension, colloïdes, bactéries sont filtrés.

La microfiltration désigne un procédé de filtration sur macros pores de 0,1 à 10 μm .

L'application de la microfiltration comme traitement final d'eaux résiduaires urbaines s'est développée depuis la fin des années 80.

Les analyses effectuées par microfiltration ont montré clairement une élimination quasi-totale des MES, une réduction marquée de la matière organique et une désinfection extrêmement efficace.

Le comportement de la membrane est directement lié à sa perméabilité. C'est donc ce paramètre qui est le plus étudié.

Il existe quatre types de module :

- 1- les modules plans
- 2- les modules à fibres creuses (ou hollow fibre)
- 3- les modules tubulaires
- 4- les modules en spirale

Tableau III-4 : avantages et inconvénients de chaque type de module [17].

Type	Fibres creuses	Tubulaires	Spirales	Plan
Avantages	Prix bas	Compact	Faible volume mort	Supportent une charge importante
Inconvénients	Sensible au colmatage	Volume mort important	Consommation d'énergie importante	Sensible au colmatage

Les procédés de microfiltration sont classés selon le mode de fonctionnement du module. On distingue ainsi la microfiltration frontale et la microfiltration tangentielle.

III-5-5- Le bioréacteur à membrane [25]:

Il correspond au couplage d'un bassin biologique et d'une membrane de micro- ou d'ultrafiltration. L'intérêt est de conserver, grâce à la membrane, la totalité des micro-organismes dans le bassin biologique, y compris ceux qui se développent lentement. Cette biomasse est composée de bactéries hétérotrophes, qui traitent la matière organique biodégradable, et de bactéries autotrophes, qui métabolisent l'azote ammoniacal. Le nombre de bactéries de chaque type est fonction de la composition de l'effluent. Le temps de séjour hydraulique et l'âge de la boue (temps de séjour de la biomasse dans le bioréacteur) sont parfaitement contrôlés et peuvent être choisis de manière indépendante. Par ailleurs, la membrane retient les molécules organiques de haut poids moléculaire, ce qui permet de prolonger leur temps de contact avec les micro-organismes et facilite ainsi leur dégradation. Le seul résidu est la boue qui est extraite, en très faible quantité (un centième du volume du réacteur par jour).

Les particules accumulées devant la membrane peuvent être éliminées assez facilement par rétrolavage, alors que les solutés adsorbés sur et dans la membrane ne peuvent être chassés que par lavage chimique.

Avantages :

- ✓ L'installation est de petite dimension.
- ✓ Ce système permet de traiter la quasi-totalité de la DBO5, jusqu'à 80% de la DCO, 95% de l'azote et la totalité des micro-organismes.
- ✓ Haut niveau d'automatisation assurant un contrôle et une facilité de fonctionnement.

III-6-Procédés par concentration :

III-6-1- L'évaporation : elle permet de concentrer la pollution. Il convient toutefois de maîtriser les rejets gazeux, par exemple par évaporation sous vide avec post condensation des vapeurs et récupération des distillats. Pour arriver à des prix acceptables, la chaleur peut être fournie par le biogaz émis par la décharge.

III-6-2- L'évapo-incinération : Ce procédé consiste à sécher, à l'aide d'une énergie fournie par le biogaz, les lixiviats de manière à les transformer en gaz et en résidus solides.

On a production de poussières sèches devant être envoyées en CET. A noter que le biogaz du site doit être disponible en quantité suffisante.

III-6-3- L'évapo-condensation [26] :

Le procédé d'évapo-condensation semble parfaitement répondre aux caractéristiques des lixiviats. Son principe repose sur la formation d'un brouillard qui n'est pas condensé directement. Il passe d'abord dans une maille qui réduit la taille des molécules et il passe ensuite à l'état gazeux. Ainsi, les molécules qui ne se transforment pas en gaz (notamment les métaux ou les poussières) retombent sous forme liquide dans la cuve. Le condensat reste propre et l'échangeur de chaleur n'est pas encrassé.

Autrement dit, aucun traitement supplémentaire du condensat n'est nécessaire avant son rejet, et l'entretien de l'échangeur est facilité.

Etant donné l'hétérogénéité des lixiviats, il n'existe pas de solutions simples et uniques de traitement. Toutefois, il est impératif que la filière envisagée pour traiter ces effluents très particuliers réponde, quant à son efficacité, aux normes de rejets imposées en fonction de la sensibilité du milieu récepteur et de ses évolutions au cours du temps.

Pour arriver à un meilleur résultat, il faut associer différents procédés adaptés à la nature exacte du lixiviat.



III-7-Traitement par la congélation [27]:

Principe :

L'idée est d'éliminer les polluants solubles par et insolubles de l'eau résiduaire par congélation. Lorsqu'une solution aqueuse est congelée, les cristaux de glace formés sont constitués d'eau alors que les polluants restent en phase liquide.

Le développement de cette technique pour l'épuration des eaux résiduaires a été réalisé dans des régions très froides en utilisant le froid atmosphérique.

Inconvénients :

-  Pour des effluents complexes et particulièrement pollués, la congélation ne peut être utilisée comme procédé unique de traitement.
-  La congélation peut être mise en œuvre après un traitement physico-chimique de coagulation-floculation.

Avantages :

- ✦ C'est un procédé physique par changement de phase qui ne nécessite pas l'utilisation de réactifs ou produits additionnels.
- ✦ Son domaine d'utilisation est très vaste car il peut s'appliquer à tous les cas spécifiques de traitement et d'épuration des eaux.
- ✦ Il s'applique aussi bien à l'élimination des polluants solubles qu'aux polluants insolubles
- ✦ Par rapport à l'évaporation qui nécessite une énergie de vaporisation très élevée, l'énergie nécessaire à la congélation ne nécessite que 14% de cette dernière.

Le tableau III-5 présente un résumé des étapes utilisées dans chaque traitement et les opérations unitaires utilisées en fonction des impuretés à éliminer.

Tableau III-5 : procédés utilisés pour le traitement combiné du lixiviat [27]

Etapes	Impuretés	Opération unitaire	
Traitement préliminaire et primaire	Matières en suspension	Dégrillage Dessablage Sédimentation Filtration Flottation Addition de polymères chimiques Coagulation/sédimentation	
		Composés organiques biodégradables	Boues activées Réacteur à film fixé : lits bactériens et contacteurs biologique rotatif Lagunage Filtration sur sable Systèmes physico-chimiques
	Composés organiques volatils		Stripping à l'air Adsorption sur charbon actif
Traitement tertiaire ou « avancé »	Organismes pathogènes	Chloration Ozonation UV	
	Nutriments	Azotés	Nitrification et dénitrification par croissance en suspension ou sur lit fixe. Stripping à l'ammoniaque Echange d'ions Chloration
		Phosphorés	Addition métaux/sels Chaulage +coagulation/sédimentation Elimination biologique du phosphore Elimination biologique et chimique du phosphore
		Azotés et phosphorés	Elimination biologique
	Composés organiques réfractaires.	Adsorption sur charbon Ozonation tertiaire	
	Métaux lourds	Précipitation chimique	
	Sels dissous	Osmose inverse Electrodialyse Echanges d'ions	

III-8-Combinaison de traitements :

III-8-1- Le traitement des lixiviats à trois étages : Aérobie, physico-chimique et finition sur charbon actif :

Les lixiviats sont homogénéisés afin d'optimiser le fonctionnement de l'ouvrage d'épuration.

Phase 1 :

C'est une oxydation biologique par voie aérobie avec nitrification des ions ammonium contenus et dénitrification des ions nitrites et nitrates formés.

L'oxygénation est du type aération fine avec régulation de l'oxygène dissous.

Le décanteur permet le recyclage des boues et la séparation d'un lixiviat clarifié.

Phase 2 :

C'est un traitement physico-chimique comportant des étapes de : coagulation, floculation, décantation et filtration sur sable.

Phase 3 :

Le traitement de finition est réalisé par adsorption sur charbon actif. Le charbon est régénéré hors site puis réutilisé après complément.

L'excès de boue est conditionné chimiquement et déshydraté sur filtre presse.

La commande de la station de traitement est réalisée à partir d'un micro-ordinateur de supervision.

Avantages du traitement :

- ✚ Simplicité de fonctionnement du procédé
- ✚ Faible coût opératoire
- ✚ Grande sécurité du procédé vis-à-vis des performances

Tableau III-6 : Principales performances du traitement à trois étages.

Paramètres	Entrée	Sortie
coloration	Forte	Absente
DCO	1000 mg/l	<125 mg /l
DBO ₅	200 mg/l	<30 mg/l
NH ₄ ⁺	850 mg/l	<20 mg/l
NO ₃ ⁻	-----	<70 mg/l
MES	200 mg/l	<30 mg/l

III-8-2- Couplage Bio réacteur à membrane / Osmose inverse :

a. Définition

Les technologies couramment utilisées pour le traitement des lixiviats de décharge relèvent des techniques classiques de traitement d'eau. On emploie des procédés physico-chimiques, tels que la coagulation-floculation des matières en suspension suivie d'une décantation. Les procédés biologiques aérobie ou anaérobies, avec cultures fixées ou libres, sont également mis en œuvre.

Dernière technique issue des procédés de traitement de l'eau : les procédés de séparation par des membranes semi-perméables.

L'inconvénient des procédés biologiques et physico-chimiques est qu'ils n'éliminent pas totalement les sels, les métaux et les molécules organiques. Ce n'est pas le cas des procédés de filtration tels que l'osmose inverse. D'où l'idée d'associer les deux traitements.

Avantages :

Les techniques membranaires offrent de nombreux avantages pour le traitement des lixiviats :

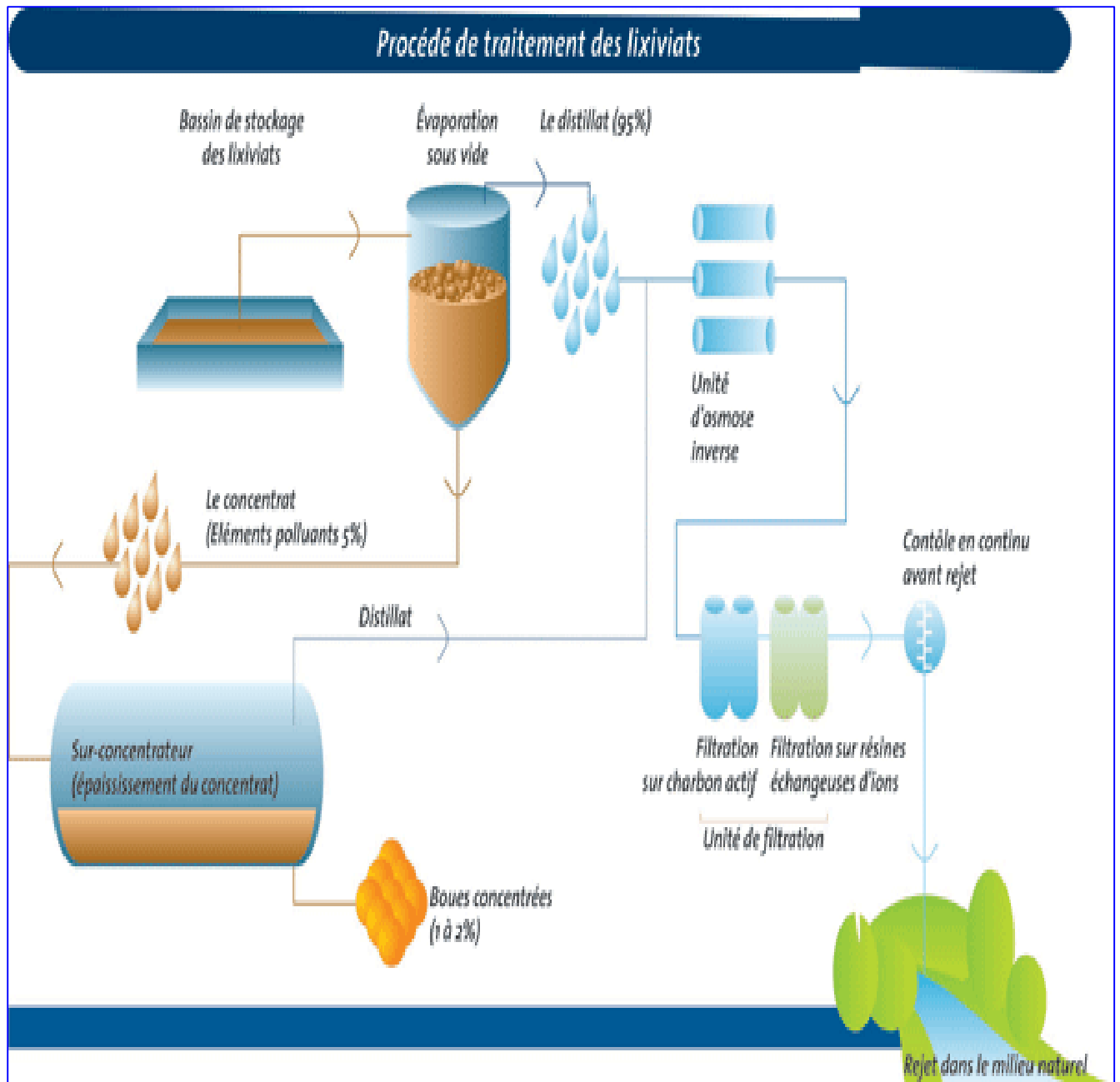
- ▶ La séparation physique ne fait pas intervenir de réactifs chimiques, à l'exception des réactifs de lavage des membranes.
- ▶ Le fonctionnement du procédé peut se dérouler à température ambiante et de façon continue.
- ▶ L'absence de changement de phase limite la consommation d'énergie.
- ▶ Le procédé est facile à automatiser : la séparation se fait sans accumulation des espèces dans le matériau membranaire grâce à des lavages périodiques.

III-8-3-Traitement combiné :

Ce traitement combine l'évaporation sous vide à un système de filtration par osmose inverse, charbons actifs et résines échangeuses d'ions. 99 % du volume entrant est rejeté en eau purifiée.

Pompés depuis chaque casier de stockage, les lixiviats, composés majoritairement de matière organique, sont épurés dans l'unité de traitement du site, avant d'être rejetés dans le milieu naturel.

Avant rejet, les principaux paramètres de la qualité de l'eau sont mesurés et enregistrés en continu (PH, température, conductivité, débit).



III-8-4-Procédés d'oxydation avancée (POA) :

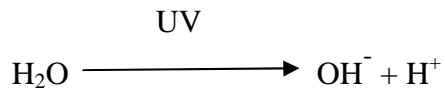
En couplant la lumière (UV) à un oxydant, il est possible de générer des molécules radicalaires fortement réactives, capables d'oxyder rapidement les polluants.

Les POA sont fondés sur des réactions de dégradation provoquées par des radicaux hydroxyles obtenus lors du rayonnement UV.

Ces radicaux qui jouent le rôle de puissants oxydants sont générés par 4 procédés principaux :

1) La photolyse de l'eau dans l'UV sous vide :

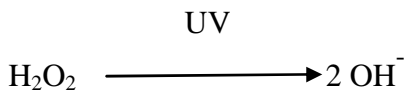
Suivant la réaction :



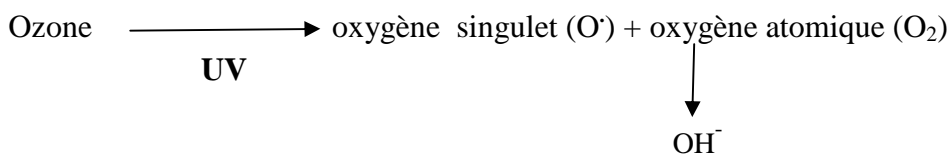
2) L'irradiation en présence d'un oxydant (ozone, peroxyde d'hydrogène, ou les deux à la fois) :

Suivant la réaction :

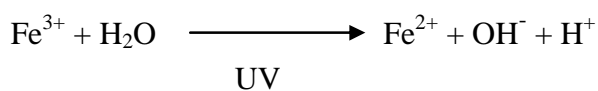
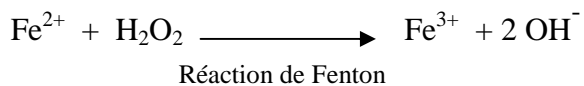
UV / H₂O₂ :



UV / Ozone :

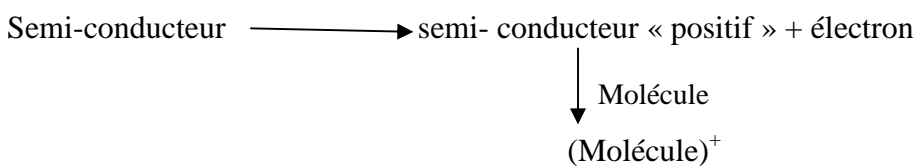


3) La réaction de Fenton (processus photo fenton) :



4) La photo-catalyse : qui utilise des semi-conducteurs comme le TiO₂ permettant le transfert d'électrons avec la molécule à dégrader :

Suivant la réaction :



Avantages :

- Procédé techniquement simple qui fonctionne sans surveillance particulière
- Pas de production de déchets secondaires
- Associés à la coagulation, à la biodégradation ou à l'adsorption, les POA donnent de bons résultats car ils sont très efficaces pour le traitement d'effluents contenant des composés toxiques, non biodégradables.

Inconvénient : l'investissement est relativement coûteux.

Tableau III-7 : efficacité de traitements uniques et combinés [14]

Traitement unique	Abattement de la pollution	Traitements combinés	Abattement de la pollution
coagulation	43%	+ oxydation par H ₂ O ₂	73% de DCO
		+ ozonation	78% de DCO
		+ ozonation + stripping ammonium	48% de DCO 100% de NH₄
		+ nanofiltration	80% de DCO
		+ photo oxydation (UV)	64% de DCO
Osmose inverse	96%	+ boue activée	99% de DCO
		+ évaporation	88% de DCO
Nanofiltration	Plus de 65%	+ coagulation	80% de DCO
		+ adsorption sur charbon actif	97% de DCO
		+ adsorption sur charbon actif + ozonation	99% de DCO
Ultrafiltration	—	+ adsorption	97% de DCO
Adsorption sur charbon actif	—	+ nitrification	55% de DCO 93% de NH₄⁺
		+ bioréacteur à membrane	65% de DCO
		+ précipitation (chaux) + traitement aérobie	92% de DCO
Ozonation	—	+ adsorption	90% de DCO

Conclusion :

Le choix de filière la de traitement dépend de la nature des lixiviat. Autant il est possible d'estimer le volume de lixiviat en effectuant un bilan hydrique, autant la composition reste difficile à prévoir.

L'ensemble des méthodes présentées dans ce chapitre a pour objectif premier de montrer la diversité des techniques utilisées pour le traitement des eaux polluées.

La mise au point de nouvelles méthodes de traitement est un sujet de recherche d'actualité.

Il n'existe pas de procédé unique d'épuration, mais la combinaison de plusieurs procédés (mécaniques, physiques, biologiques et chimiques) est indispensable pour des raisons liées à la nature des différents polluants.

**Chapitre IV : Le centre
d'enfouissement technique
d'Ouled Fayet**

IV.1.Présentation du site du CET d'Ouled Fayet :**IV.1.1.Situation géographique [28] :**

La commune d'Ouled Fayet a été créée lors du découpage administratif de 1984, elle dépend de la Daira de Chéraga.

Située dans le Sahel Algérois, à 16km au sud-ouest d'Alger. Limitée au nord par la commune de Baba Hassen, et à l'ouest par la commune de Souidania.

Le terrain prévu pour l'implantation de la décharge contrôlée se trouve à 15km au sud d'Alger, situé à 3km au sud de la localité d'OULED FAYET entre la route nationale n°36 (Alger-Boufarik) à l'est et le chemin de wilaya 142 à l'ouest.

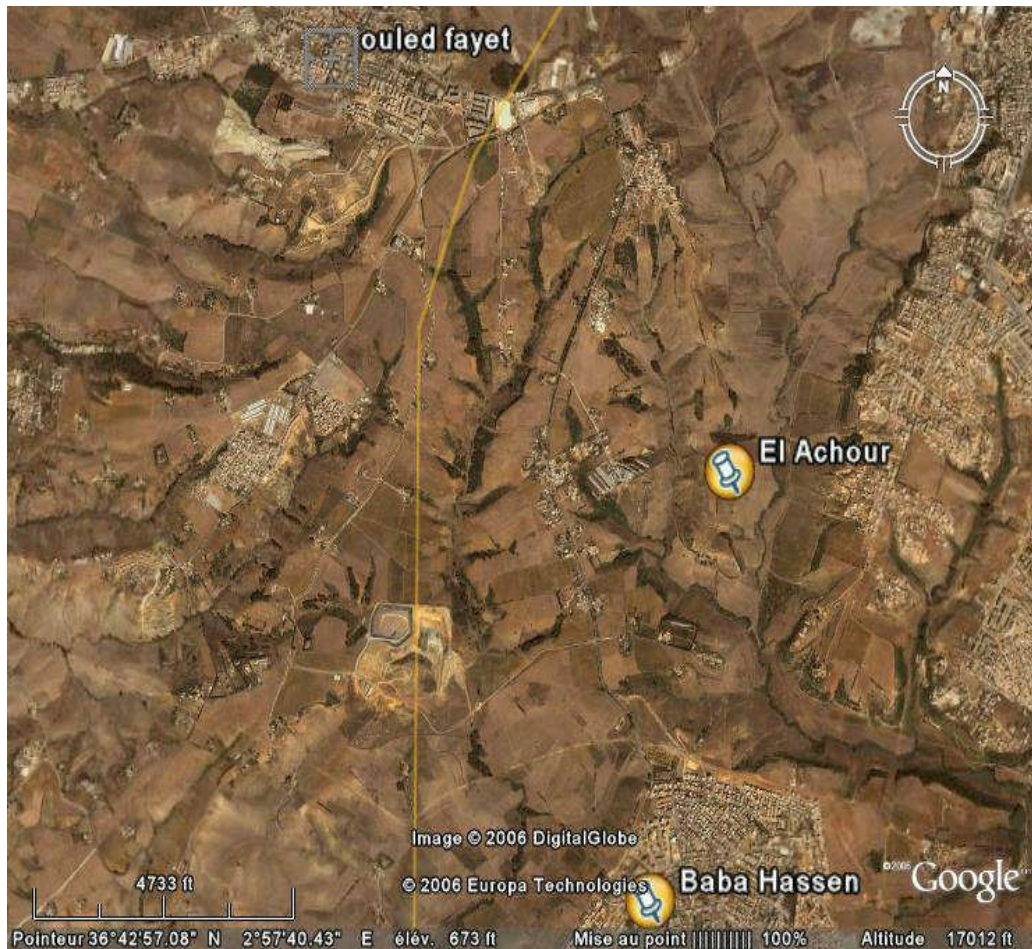


Figure IV.1 : Situation géographique de la commune d'Ouled Fayet.



Figure IV.2 : vue aérienne du CET d'Ouled Fayet.

IV.1.2.Topographie :

La région d'implantation du CET est caractérisée par un relief vallonné. Le site recouvre en partie un vallon, occupé par l'affluent temporaire de l'Oued « Ben Brahim », ainsi qu'une partie de plateau situé au sud de celui-ci. Topographiquement la région présente des thalwegs, qui forment naturellement la forme des casiers du CET.

IV.1.3.Hydrogéologie :

Du point de vue hydrogéologique, le niveau d'aquifères s'établit nettement au-dessous de l'assise argileuse sahélienne. La nature de formations géologiques argileux-marneux situées au-dessous de l'assise argileuse sahélienne ne permet aucune présence d'aquifères importants dans le secteur. Elle diminue fortement la possibilité d'infiltration.

IV.1.4.Hydrologie :

Régionalement, le CET se situe à l'intérieur du bassin versant hydrologique de la plaine de la Mitidja. Localement, il se situe à l'amont et sur le versant droit de l'Oued Ben Brahim, lui-même étant un affluent de l'Oued El Kerma. Le site recouvre en partie la vallée d'un petit Oued intermittent, affluent de l'Oued Ben Brahim.

IV.1.5. Conditions climatiques [29] :**IV.1.5.1. Pluviométrie :**

La région du Sahel d'Alger présente deux saisons contrastées l'une pluvieuse et humide en hiver et l'autre sèche en été, caractéristiques du climat méditerranéen.

Les précipitations moyennes annuelles se situent entre 700 mm et 800 mm, les plus fortes s'étendent du mois d'Octobre au mois de Février et sont presque inexistantes en Juillet et Août.

IV.1.5.2. Température :

Conformément à la situation géographique de la décharge, les températures varient entre 2°C et 45°C, pouvant atteindre 60°C au soleil.

IV.1.5.3. Les vents :

Le vent est un paramètre très important à prendre en considération pour l'implantation, la construction et l'exploitation de la décharge, à cause des risques d'envol d'éléments légers et propagation d'odeurs nauséabondes.

Dans la région d'Ouled Fayet, le changement de direction des vents dominants est en fonction des saisons. En automne et en hiver (d'octobre à mars), les vents soufflent d'ouest à sud-ouest, au printemps et en été (d'avril à septembre), ils soufflent dans la direction nord, nord-est.

La vitesse moyenne mensuelle des vents est comprise entre 10 et 15 km/h.

IV.1.5.4. La faune et la flore :**IV.1.5.4.1. La faune :**

Le site et ses alentours constituent une zone agricole qui ne comporte pas de faune sauvage particulière susceptible d'être recensée en dehors de quelques petits troupeaux d'animaux domestiques des fermes environnantes.

IV.1.5.4.2. La flore :

Le site du CET étant situé dans une région agricole, la végétation des alentours de ce site est composée de : cultures fourragères, cultures maraichères, arbres fruitiers et céréales.

Le site du CET contient peu de couvert végétal naturel, on peut trouver quelques arbres d'eucalyptus au milieu du site, et quelques espèces de végétation sans intérêt particulier du point de vue botanique.

IV.1.6. Avantages et inconvénients du site d'implantation de CET d'Ouled Fayet :

Le tableau IV.1 présente les avantages et les inconvénients du site du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet :

Tableau IV.1 : Avantages et inconvénients du site d'implantation du CET d'Ouled Fayet.

	Avantages	Inconvénients
Géologie	-Nature du sol favorable (imperméable). -Absence de ressource minérale. -Présence de matériaux de couverture argileux marneux.	
Hydrogéologie	-Sol imperméable. -Pas de nappe aquifère.	
Hydrologie	Les eaux polluées peuvent être facilement collectées.	
Géotechnique	Sol porteur de sable.	
Climatologie		Le site se situe sur une colline venteuse.
Accessibilité	Chemin de Wilaya n°142 et route nationale n°36.	
Capacité	Importante	
Protection contre la vue	Plantation d'un rideau d'arbres.	
Circulation à proximité immédiate	Faible à moyenne	
Intégration du site dans le paysage local	Positive (aire de jeux ou terrain de sport)	
La faune et la flore	Pas de faune ou de flore particulière.	
Situation du site dans son contexte d'habitat et d'économie.	Pas d'habitation à proximité du site sauf une ferme à 100m.	Présence des cultures aux alentours du site Pas de réseaux d'assainissement à proximité du site.

IV.2. Exploitation du Centre d'Enfouissement Technique d'Ouled Fayet :

Le centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet a une capacité prévue de six millions de mètres cube, soit près de 3.000.000 de tonnes pour une durée de vie estimée à 10ans.

Actuellement, 18 communes de la wilaya d'Alger déversent au niveau du CET d'Ouled Fayet :

-Chéraga	-Casbah	-Oued Koreich
-Ain Benian	-Hydra	-El Djamila
-Bouzaréah	-Bologhine	-El Biar
-Beni Messous	-Hammamet	-Dély Brahim
-Bab el Oued	-Zéralda	-El Achour
-Draria	- Ouled Fayet	-Douéra

IV.2.1.Nature des déchets rejetés [30] :

Seules les ordures ménagères sont autorisées à être déversées au niveau du CET. Tout autres déchets (industriels, chimiques, septiques, déchets d'abattoirs, etc.) sont strictement interdits d'accès. L'agent de contrôle procède à une vérification visuelle des déchets afin d'interdire l'accès, si besoin est, à tout camion transportant des produits interdits.

IV.2.2.Composition des déchets rejetés :

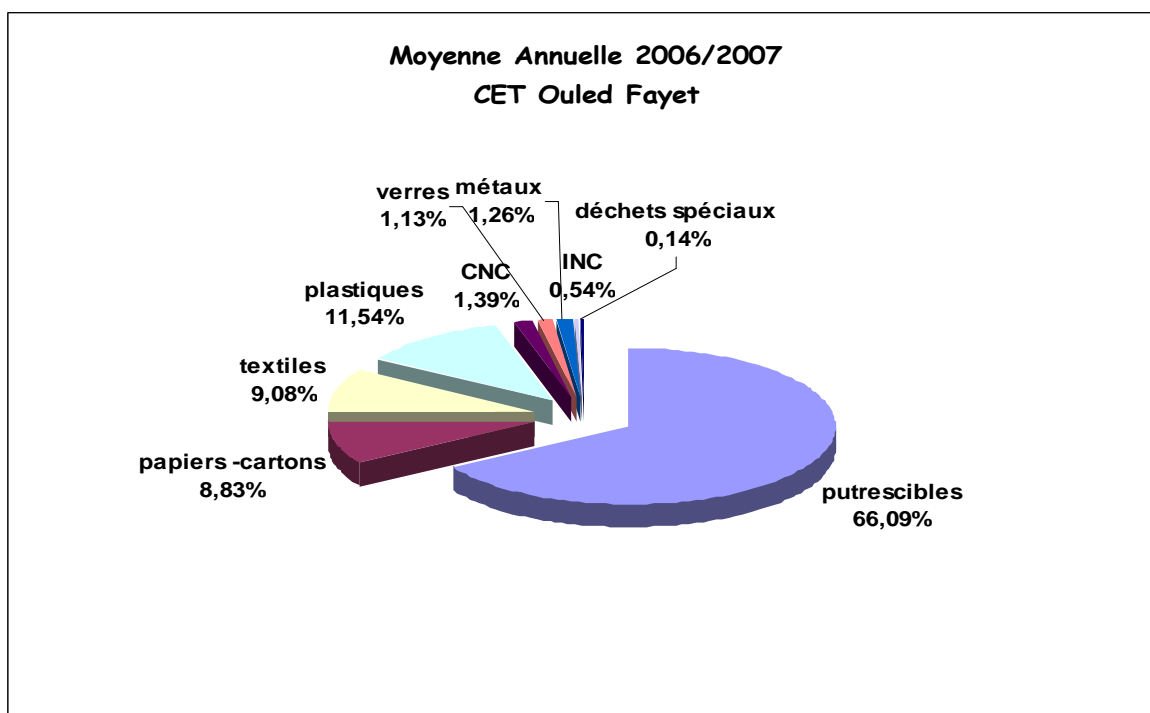


Figure IV.3 : composition des déchets déversés au niveau du CET d'Ouled Fayet

D'après cette figure, nous constatons que la matière organique prédomine par rapport aux autres matières, et représente 2/3 des déchets générés par l'ensemble de la population de la région d'Ouled Fayet. Ainsi les quantités de matières plastiques, textiles et papiers-cartons représentent successivement 11.5 % et 9.1 % et 8.83% des déchets déversés au niveau du CET.

IV.2.3. Quantité de déchets rejetés dans le CET :

Actuellement la quantité moyenne de déchets déversés dans le CET d'Ouled Fayet est de 450 tonnes par jour qui correspond un nombre moyen de 100 véhicules réceptionnés. Le nombre de casiers exploités à ce jour est de 04 casiers, dont la quantité de déchets reçus est répartie comme suit :

Casier	Nombre de voyages			Tonnage			Quantité compactée	Taux d'exploitation
	Ordures Ménagères	Terre de couverture	Total	Ordures Ménagères	Terre de couverture	Total		
N°1	29130	2743	31873	132791	19168	151959	85147	119% (saturé)
N°2	19090	668	19758	79420	4676	84096	47092	116% (saturé)
N°3	180952	12905	193857	972771	86287	1059058	593072	123% (saturé)
N°4	8016	248	8264	24817,81	2481	27298,81	19109,16	7,64% En cours d'exploitation

Tableau IV.2: quantité des déchets reçus au niveau du CET d'Ouled Fayet pour chaque casier.

IV.2.4. Réalisation des casiers :

La réalisation des casiers nécessite des travaux de terrassement et de préparation tels que le décapage de la terre végétale (0.3 à 0.4 m d'épaisseur environ) et une pente régulière est donnée au talus ainsi créé afin d'éviter toute irrégularité favorisant la formation de poche de gaz dans un creux quelconque du talus.

La profondeur varie d'un casier à un autre parce que les fonds des casiers épousent la topographie naturelle.

IV.2.5.Barrière de sécurité passive :

Comme nous l'avons vu, le centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet est situé sur un terrain géologiquement argileux et marneux minimisant l'infiltration des lixiviats.

Le fond du casier est imperméabilisé par deux couches d'argile compactées de 40cm d'épaisseur, séparées par une géomembrane en polyéthylène haute densité (PEHD).

IV.2.6.Barrière de sécurité active :

Sur le fond et les flancs de chaque casier est mise en place une barrière de sécurité active, constituée d'une géomembrane et d'un réseau de drainage de lixiviation (tuyaux et graviers).

IV.2.7.Géomembrane :

L'utilisation de la géomembrane dans la construction des casiers assure une imperméabilité, évitant ainsi toute contamination possible du sol ainsi que des eaux superficielles et souterraines.

La géomembrane résisterait à toutes les attaques chimiques et mécaniques, contrairement aux PVC (polychlorure de vinyle) et EPDM (éthylène-propylène diène monomère) et autres substitués tels que les polyéthylènes chlorés ou les chlorosulfurés que l'exploitant pourra préférer pour des impératifs de coût ou de disponibilité immédiate.

Le PEHD est pourtant fragilisé par une minorité de produits présents dans les lixiviats: hydrocarbures aromatiques (benzène) ou halogénés (tri- ou -tetrachloroéthylène, tetrachlorure de carbone), toluènes, xylènes et naphthalènes.

La géomembrane utilisée dans le CET d'Ouled Fayet est livrée en rouleaux de 130m de longueur, 1.5 mm d'épaisseur et 975 m² de surface, présentant les caractéristiques suivantes :

- Résistance à la rupture : 30 N/mm².
- Résistance à la déchirure : 215 N.
- Comportement dans l'eau-perte- : 0.1%.

Elle est résistante à la plupart des acides, des produits pétroliers et des bases.

Elle se dissout seulement dans quelques solutions quand la température est plus élevée. Grâce à l'adjuvant de la suie, elle est résistante aux rayons U.V.

Cependant, à long terme, les différents types d'ordures ménagères (corps gras, vinaigres, détergents, résidus de nettoyage et autres composés chimiques) ramollissent ou rendent cassant le PEHD. Sous la pression des multiples contraintes mécaniques et d'attaques chimiques la résistance de la bâche diminue, causant inévitablement déchirures ou fractures de la géomembrane.

De plus, Une bâche parfaitement posée sur un terrain plat idéal aurait, selon les constructeurs, un taux de fuite de 10 litres/ha/jour.

Pour tenter de limiter cette contamination, un système de drainage peut être mis en place sous la géomembrane pour recueillir le lixiviat.



Figure IV.4 : pose et soudure de la géomembrane.

Réseau de drainage des lixiviats :

On définit par lixiviats les eaux qui ont percolé à travers les déchets en se chargeant mécaniquement et surtout chimiquement de substances minérales et organiques.

Afin de les capter et d'éviter l'accumulation des eaux de lixiviation vers le bas des casiers, un réseau de drainage est installé au fond des cellules. Les conduites sont en PVC et de 25cm de diamètre.



Figure IV.5 : Conduite de drainage des lixiviats.

Ces tubes sont disposés dans les fossés, ensuite recouverts de pierre concassée et d'un géotextile de filtration afin de minimiser les risques d'obstruction.

L'ensemble est recouvert d'une couche de gravier 50/25 de 40cm d'épaisseur.

Des buses perforées sont installées aux points bas des casiers, elles sont destinées au captage des lixiviats.

Des drains internes sont reliés à un système collecteur externe, celui-ci est relié au bassin de stockage des lixiviats situé à l'est du site.

Elimination des biogaz :

Pour la collecte du biogaz, constitué principalement de méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2), les casiers sont pourvus d'un réseau de puits de captage verticaux. L'écartement entre les puits est de 20 à 30 mètres. Ils sont réalisés en béton perforé de 1m de diamètre.

A l'intérieur de ces puits, des tuyaux en PVC de 25 cm de diamètre sont mis en place, ils sont perforés, empilables verticalement et lestés de pierres pour éviter leur renversement lors de la mise en place des déchets. Les gaz générés seront captés et brûlés à l'aide de torchères implantées au niveau de chaque casier.

Le biogaz du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet n'est pas valorisé.



Figure IV.6 : système de récupération des biogaz (sans traitement).

Chapitre V
Présentation des modèles
mathématiques utilisés

V.1. Modèle mathématiques [31] :**V.1.1. Définition :**

On appelle « modèle mathématique » un objet mathématique substitué à la réalité dans un but déterminé.

Un modèle mathématique est une traduction de la réalité (résultats expérimentaux) pour pouvoir lui appliquer les outils, les techniques et les théories mathématiques, et en sens inverse, la traduction des résultats mathématiques obtenus en prédictions ou opérations dans le monde réel. Le mot modélisation est aussi très utilisé dans le monde du graphisme, où on modélise des objets en 3D ou en 2D.

V.1.2. Multiplicité des buts :

Il n'existe jamais de modèle unique, un modèle est toujours lié à ce qu'on veut en faire.

Un modèle n'est jamais parfait et totalement représentatif de la réalité, et donc on oriente plus ou moins les paramètres pour étudier certains résultats en particulier. Pour un même modèle on peut paramétrer très différemment pour mettre en évidence des choses différentes.

V.1.3. Typologie de modèle : La modélisation peut s'exercer :

- **Du modèle vers le réel :** ce sont les modèles prédictifs

Ces modèles mathématiques sont utilisés pour anticiper des événements ou des situations, comme prévoir le temps avec la météo, estimer les prix potentiels des actifs financiers avec les modèles d'évaluation en finance, ou prévenir les épidémies. On parle de **modèles prédictifs**, dans lesquels des variables connues, dites « explicatives », vont être utilisées pour déterminer des variables inconnues, dites « à expliquer ».

- **Du réel vers le modèle :** ce sont les modèles descriptifs

Dans ce cas, les modèles servent à représenter des données historiques. On parle de modèles descriptifs. L'objectif est de rendre compte, de manière interprétable, une masse d'informations.

Les deux types de modèles sont parfaitement liés, une bonne prédiction suppose au moins la prédiction de la situation passée et actuelle, c'est-à-dire une bonne description. Inversement, une bonne description serait parfaitement vaine si elle ne servait pas au moins de diagnostic, ou de carte, pour identifier la conduite à tenir.

V.1.4. Qualités d'un modèle :

Il est important de comprendre que la complexité mathématique n'est pas un critère suffisant pour juger si un modèle est pertinent ou non. Il existe des classes de modèles qui font appel à des outils mathématiques complexes, comme la recherche opérationnelle ou la théorie des jeux, alors que d'autres classes telles que la comptabilité font appel à des opérations simples (additions, soustractions). Mais, à résultat comparable, c'est bien évidemment le modèle le plus simple qui est préférable.

Un modèle est pertinent :

- S'il couvre bien le champ du problème réel
- S'il permet d'obtenir le résultat escompté : description du phénomène avec le niveau de détail ou de synthèse souhaité, dans le délai souhaité
- Accessoirement, s'il est réutilisable.

V.1.5. Création d'un modèle : Il n'y a pas une méthodologie applicable à toutes les situations, mais quelques points essentiels sont nécessaires :

- Le point de départ est toujours une question qu'on se pose sur une situation future, parfois si complexe qu'on ne trouve pas la réponse de manière évidente.

- Pour trouver cette réponse, il est nécessaire de limiter le champ du problème en recherchant les données supposées avoir un lien direct avec la question.
- Trop limiter le champ d'application fait courir le risque de ne pas modéliser un phénomène qui a de l'importance dans le contexte, mais trop ouvrir l'intervalle des données entraîne une dispersion des moyens et une accumulation de données non pertinentes qu'il faudra écarter en justifiant les choix.
Cette étape est la plus délicate pour la qualité du modèle, elle est soumise aux manques de connaissances du modélisateur et aux moyens dont il dispose (temps, argent, accès aux données). Au cours de cette étape, on choisit le type de modèle général qu'on va utiliser en fonction des données dont on dispose.
- Il faut ensuite construire le modèle :
 - ✓ Filtrer les données afin d'en extraire les irrégularités ou les événements accessoires qui masquent l'essentiel et qu'on appelle « bruits ».
 - ✓ Éventuellement, reconstituer les « manquants », c'est-à-dire les objets qui manquent pour assurer la cohérence de l'ensemble (ex. le fonctionnement d'un paramètre dont on connaît l'existence mais sur lequel on ne dispose pas de données)
 - Le « substrat » restant constitue le modèle (ensemble de règles ou d'équations). Il faut décrire ces règles le plus complètement possible : leur importance relative, les données en entrée et en sortie, les outils mathématiques utilisés, les étapes par lesquelles il faut passer et les points de contrôle.
 - La dernière étape consiste à valider le modèle : en appliquant aux données filtrées les règles du modèle de façon à vérifier si l'on retrouve la situation initiale. Si l'écart est trop important, il est nécessaire de se reposer la question des limites que l'on a fixées, ou de la pertinence des outils utilisés pour la modélisation.

V.1.6. Les outils mathématiques :

Il s'agit d'outils statistiques et de probabilités, de calculs différentiels (équation aux dérivées partielles et ordinaires).

- Pour les modèles prédictifs :

La projection, qui consiste à prédire la valeur d'une grandeur numérique continue à partir des valeurs passées, par exemple en utilisant les méthodes de régression (linéaire ou non).

- Pour tous les modèles :

- La classification, ou *catégorisation*, qui permet de situer une observation (événement ou individu) dans un nombre réduit de *classes* prédéfinies.
- La représentation graphique, qui donne une image visuelle.
- L'utilisation des variables centrées, où une variable est censée représenter toutes les autres (ex. la moyenne).
- La corrélation, qui permet d'associer plusieurs variables quand elles ont un comportement commun.

V.2. Planification d'expériences et analyse de données [32] :

Les deux grandes étapes qui encadrent l'expérimentation sont, en amont, la planification des expériences, et en aval, l'analyse des données.

Une planification correctement effectuée conduit généralement à l'utilisation de techniques d'analyse des données relativement simples (analyse de la variance, régression linéaire, etc).

Une absence de planification préalable des expériences nécessite souvent la mise en œuvre d'outils mathématiques et statistiques beaucoup plus complexes (analyses factorielles, classifications, etc.) sans pour autant garantir des résultats.

La planification nécessite une relation de cause à effet entre certains paramètres du phénomène appelés facteurs qui sont supposés influencer le comportement du phénomène, et d'autres appelés réponses qui caractérisent le résultat du phénomène. Le schéma cybernétique de la boîte noire représente très bien cette situation, dans laquelle les entrées sont les facteurs et les résultats sont les réponses.



Figure V.1: schéma cybernétique de la boîte noire

La planification d'expériences consiste à imposer aux entrées des variations particulières, à mesurer les variations induites des réponses et à en déduire les relations entre facteurs et réponses.

V.2.1. Définitions :

L'ensemble des conditions expérimentales imposées aux facteurs est appelé le plan d'expérimentation. La structure mathématique formelle dont le plan d'expérimentation est une application dans le monde réel et elle est appelée matrice d'expériences.

Les facteurs qui caractérisent les conditions opératoires peuvent être très variés, il existe :

- Des facteurs quantitatifs continus : comme une température, un débit, une pression.
- Des facteurs quantitatifs discontinus : comme le nombre des palataux d'une colonne.
- Des facteurs qualitatifs : comme la nature d'un catalyseur (A, B ou C), la nature d'un procédé (discontinu ou continu), l'existence ou non d'un traitement (avec ou sans filtration).

V.2.2. Etude directe :

Dans un certain nombre de cas, le modèle de la boîte noire est utilisé tel quel, c'est-à-dire que les expériences sont effectuées selon un schéma particulier (matrice d'expériences ou plan d'expérimentation) et les résultats sont traités et interprétés directement à la suite de leur obtention.

V.2.3. Modélisation :

L'expérimentateur peut chercher à trouver un modèle mathématique qui représente bien le phénomène dans le domaine expérimental étudié, comme l'illustre la figure suivante :

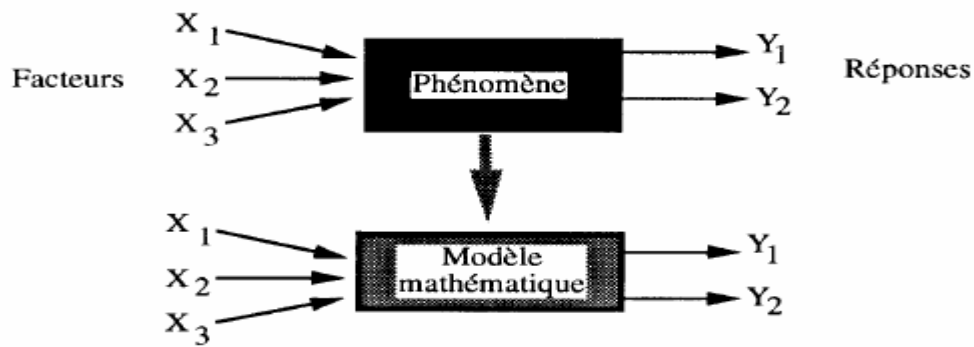


Figure V.2: Modèle mathématique.

Un modèle mathématique peut être :

- Théorique : il dérive ou exprime une loi physique.
- Empirique : obtenu par un développement en série de Taylor par exemple.
- Linéaire ou non linéaire par rapport à des coefficients inconnus.
- A vocation explicative, ce qui est souvent le cas des modèles mathématiques. La détermination de la valeur des coefficients et leur interprétation servent à expliquer le mécanisme du phénomène étudié.
- Prévisionnel : Dans ce cas le modèle sera utilisé ultérieurement pour connaître la valeur de la réponse sans effectuer l'expérience. Cette utilisation est apparentée à une simulation, et permet par exemple de chercher l'extremum.

V.3. Matrices factorielles complètes 2^k :

V.3.1. Définition :

Une matrice factorielle complète, notée 2^k , est obtenue en formant toutes les combinaisons des deux niveaux (ou modalités, ou états, codés arbitrairement -1 et +1) de chacun des k facteurs.

Ces matrices d'expériences permettent de calculer l'effet moyen, les effets principaux des facteurs, leurs interactions 2 à 2, 3 à 3, etc. jusqu'à l'interaction générale entre les k facteurs. Ces différents effets sont notés respectivement β_0 , β_i , β_{ij} , $\beta_{12\dots k}$,

V.3.2. Construction d'une matrice factorielle complète à 2 niveaux :

Pour un nombre quelconque de facteurs k , la matrice factorielle complète est obtenue en formant toutes les combinaisons de (-1) et (+1) pour chaque facteur. Le nombre total d'expériences N est 2^k . Ce type de matrice d'expériences est très facile à mettre en œuvre. Graphiquement, une telle matrice peut être représentée par les sommets d'un cube ou d'un hypercube à k dimensions. Si k est le nombre de facteurs étudiés, chaque face étant un plan $X_i = +1$ ou $X_i = -1$.

Le nombre d'expériences et le nombre d'effets qui peuvent être calculés croît très rapidement avec le nombre k de facteurs : 4, 8, 16, 32, ... 256 pour respectivement $k = 2, 3, 4, 5, \dots, 8$ facteurs.

V.3.3. Avantages des matrices factorielles complètes à 2 niveaux 2^k :

Les matrices 2^k ont de nombreuses propriétés qui les rendent très utiles dans de nombreuses circonstances.

- Les facteurs qualitatifs peuvent être inclus dans une telle étude, à condition de ne considérer que 2 états, par exemple avec ou sans reflux. On attribuera arbitrairement les valeurs -1 et +1 à l'un et l'autre état et le traitement sera similaire. Dans ce cas, un état zéro au centre du domaine ne pourra pas être défini.
- Les matrices 2^k possèdent la propriété d'orthogonalité, tous les effets sont calculés de façon strictement indépendante.
- Une grande facilité de mise en œuvre et d'exploitation.
- La sensibilité aux erreurs expérimentales est faible, chaque expérience participant au calcul de tous les effets, une erreur expérimentale ne perturbe pas gravement un effet particulier mais au contraire de façon beaucoup plus diffuse tous les effets. Même si les résultats sont faussés, l'ordre de grandeur est en générale respecté.
- Les matrices factorielles complètes 2^k peuvent constituer une étape au cours d'une stratégie, apportant une certaine séquentialité.

V.3.4. Inconvénients des matrices 2^k :

- Les interactions d'ordre élevé, à partir d'interactions entre 4 paramètres, ne sont pas en générale interprétables.
- Les facteurs qualitatifs à plus de deux états ne peuvent être traités par cette technique. Il existe cependant des matrices factorielles particulières, dites matrices asymétriques qui permettent de prendre en compte de tels cas.

Les matrices factorielles complètes à 2 niveaux correspondent à un domaine d'application privilégié caractérisé par un nombre de facteurs réduit au maximum avec possibilité de diverses interactions et une faible probabilité d'existence de termes du second degré dans le modèle. Elles peuvent constituer une première étape d'une étude quantitative de réponse.

Nous avons essayé de traiter les données par le logiciel **STATISTICA**, en utilisant les matrices factorielles complètes suivantes :

2^4 : 4 facteurs à 2 niveaux inférieur et supérieur. 16 expériences.

2^3 : 3 facteurs à 2 niveaux inférieur et supérieur. 8 expériences.

2^2 : 2 facteurs à 2 niveaux inférieur et supérieur. 4 expériences.

Après le choix du plan d'expérience, et l'introduction des intervalles de variations de chaque facteur, le logiciel nous a donné les différentes combinaisons des facteurs.

Nous avons essayé de travailler avec **STATISTICA** pour une modélisation à plusieurs variables : $Y=F(X_1, X_2, X_3)$ mais nous n'avons pas obtenu de résultats pour les raisons suivantes :

- Insuffisance des réponses liées aux combinaisons proposées par le logiciel, manque d'un certain nombre d'expériences.
- Certaines variables considérées n'ont pas une grande variation ou influence significative.

Nous avons orienté notre travail vers la modélisation à une seule variable : $Y=F(X)$.

V.4. Modélisation avec Sigma Plot :

V.4.1. Sigma Plot [33] :

Sigma Plot est un logiciel graphique scientifique désigné pour fonctionner sur la plate-forme Windows. Il est spécialement conçu pour la présentation graphique de données expérimentales. La création d'un graphe est assez simple. Certaines fonctions de traitement de données sont aussi intégrées dans le logiciel comme la régression linéaire, résumés statistiques ainsi qu'un langage de transformation mathématique.

V.4.2. La méthode des moindres carrés [34] :

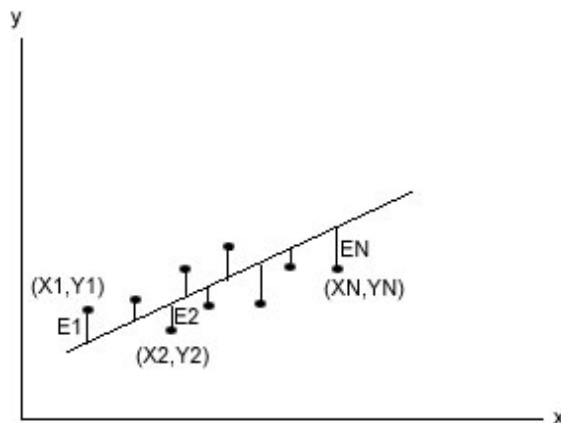


Figure V.3: exemple d'application des moindres carrés.

Pour une valeur quelconque de X, par exemple X1, il y aura une différence ou erreur entre la valeur de Y1 et la valeur qui lui correspond sur la courbe. Cette erreur est indiquée par E sur la figure. Les valeurs que peuvent prendre celles-ci peuvent être positives, négatives ou simplement, nulles.

On peut mesurer l'efficacité d'un ajustement en effectuant la somme des carrés des erreurs de l'ensemble des données. Si cette somme est petite, l'ajustement est considéré comme étant bon. À l'inverse, si elle est grande, l'ajustement est mauvais.

On dit donc que parmi toutes les courbes possibles qui s'approchent d'un ensemble de données, celle révélant le meilleur ajustement est celle qui correspond à la propriété suivante:

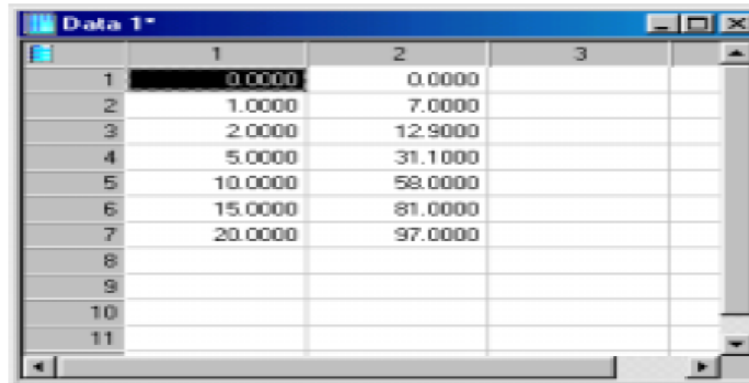
$$\text{Minimum} = E_1^2 + E_2^2 + \dots + E_N^2$$

On appelle courbe des moindres carrés toute courbe qui vérifie cette propriété.

V.4.3. Modélisation par Sigma Plot :

Pour avoir des modèles à une seule variable nous avons procédé de la manière suivante :

Étape 1 : tout d'abord on introduit les valeurs expérimentales de x et de y dans les colonnes 1 et 2, ensuite on choisie les commandes 'Graphe' et 'Create Graphe'.



	1	2	3	4
1	0.0000	0.0000		
2	1.0000	7.0000		
3	2.0000	12.9000		
4	5.0000	31.1000		
5	10.0000	58.0000		
6	15.0000	81.0000		
7	20.0000	97.0000		
8				
9				
10				
11				

Figure V.4: importation de données dans Worksheet.

Étape 2 : on sélectionne le type de Graphe à créer 'LinePlot' dans la boîte de dialogue Graphe Wizard-Create Graphe.

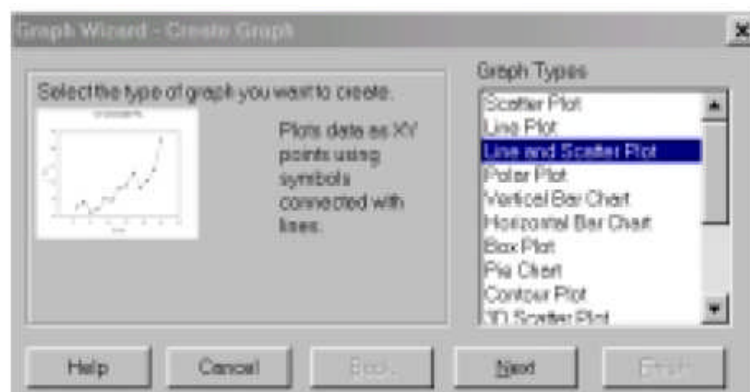


Figure V.5 : type de graphe à tracer

Etape 3 : pour le style de Graphe, on choisit sur la liste '**Simple Spline curve**'

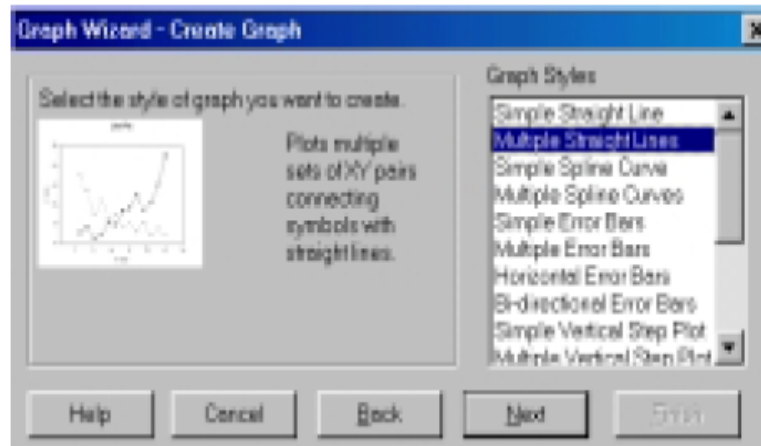


Figure V.6: Style de graphe.

Etape 4 : on indique le format de données '**XYPair**' et on définit :

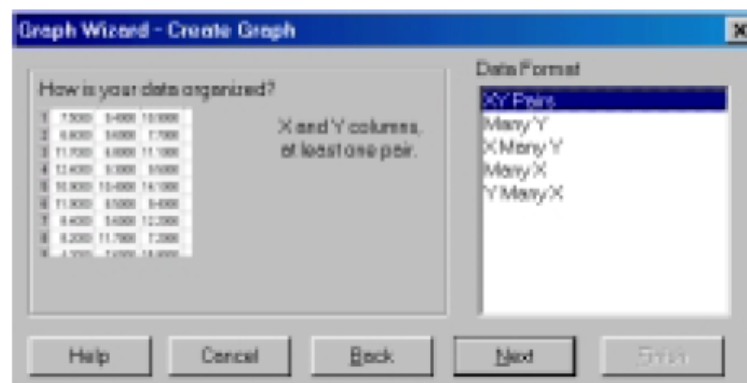


Figure V.7: Format de données.

- la colonne (1) comme X.

- la colonne (2) comme Y.

Et on clique sur le bouton '**Finish**'

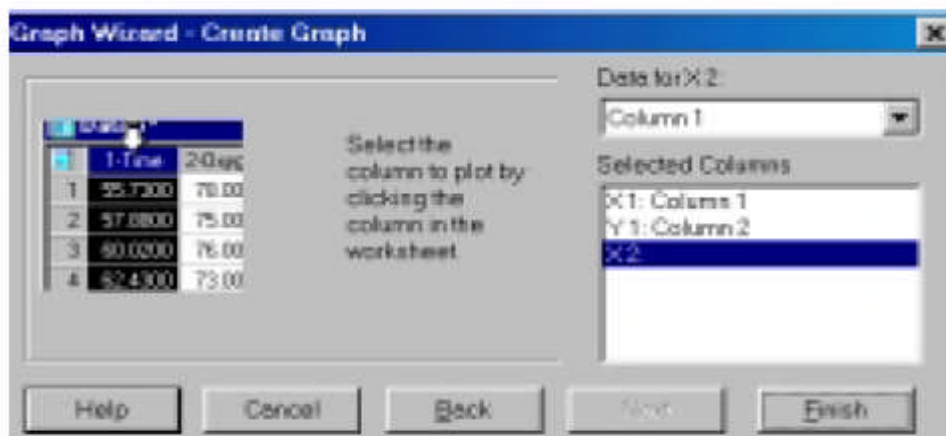


Figure V.8: Affectation de données aux axes.

Le Sigma Plot nous donne le graphe $Y=f(X)$ sur une nouvelle page, on clique sur la courbe avec le bouton droit et on choisie la commande '**Fit Curve**'.

Le Sigma Plot nous propose 80 courbes d'ajustement entre polynomiale, exponentielle, logarithmique, sigmoïdale, pics,....

- On sélectionne **la catégorie de l'équation** et son **nom**, qui conviennent le plus à notre courbe. Il s'affiche sur le même graphe, la courbe d'ajustement choisie.

Le Sigma Plot nous donne un rapport sur la courbe d'ajustement qui contient des informations sur :

- ▶ Le nome de l'équation
- ▶ Les différents coefficients de l'équation
- ▶ Le coefficient de corrélation

-Définition du coefficient de corrélation [35]:

Le coefficient de corrélation (R) est tout simplement la racine carrée du coefficient de détermination, son signe (\pm) donne le sens de relation.

Le coefficient de corrélation est une mesure quantitative du lien qui peut exister entre deux variables aléatoires.

Il donne une idée de l'intensité de la liaison entre la réponse expérimentale et la réponse calculée par le modèle mathématique.

Le coefficient de corrélation est compris entre 1 (corrélation) et -1 (anti corrélation), un coefficient proche de (0) indique que deux variables aléatoires sont faiblement liées.

Nous n'avons pas assez de données expérimentales pour choisir directement la courbe d'ajustement polynomiale, c'est pour cette raison que nous utilisons directement l'équation de la courbe d'ajustement obtenue pour avoir plus de valeurs (pour ce calcul nous utilisons l'**Excel**).

Nous introduisons l'ensemble des valeurs calculées et expérimentales dans les colonnes 1 et 2 et on procède de la même manière que précédemment pour tracer le graphe.

Pour choisir la courbe d'ajustement on sélectionne la catégorie de l'équation '**polynomial**' et on choisit un polynôme de degré 3, on sélectionne '**cubic**' et on clique sur '**Finish**'.

Le SigmaPlot nous donne un rapport sur la courbe d'ajustement polynomiale de degré 3:

$$Y = a x^3 + b x^2 + c x + y_0$$

Avec les coefficients du polynôme (y_0 , a, b, c) et le coefficient de corrélation R.

Nous avons choisi de travailler avec la fonction polynomiale de degré trois, car c'est la meilleure forme qui nous permet par la suite d'optimiser, nous avons fait un essai de modélisation avec une fonction exponentielle et comme cette dernière augmente ou diminue d'une manière infinie, nous avons fixé des conditions aux limites en se basant sur les normes algériennes de rejet pour que notre modèle soit valable dans des intervalles bien déterminés. L'essai de modélisation a donné des masses très grandes pour le traitement de lixiviat, donc le choix était orienté vers une fonction plus simple (polynôme de degré 3) valable dans l'intervalle expérimental.

Le modèle n'est pas applicable en dehors de cet intervalle, les courbes trouvées ne peuvent pas être extrapolées puisque les données utilisées sont dynamiques (la composition des lixiviats est variable dans le temps).

V.5. L'optimisation :

L'optimisation doit être distinguée de l'amélioration. Les techniques qui permettent la première permettent aussi la seconde. Une optimisation consiste à trouver les conditions expérimentales correspondant à un optimum (maximum ou un minimum) de la réponse étudiée. Elle doit permettre d'affirmer, avec un risque d'erreur raisonnable, qu'il n'existe pas d'autres conditions conduisant à une meilleure valeur de la réponse dans le domaine exploré.

En effet, d'une part la qualité de l'optimisation dépend de la qualité des étapes précédentes, d'autre part, son efficacité dépend de la façon dont elle s'intègre dans une démarche générale de recherche.

Dans notre étude, le but de l'optimisation des polynômes cubiques trouvés est de déterminer les extremums, de les comparer aux valeurs expérimentales et de pouvoir interpréter les résultats obtenus.

Méthode d'optimisation utilisée :

Chaque polynôme correspondant à un paramètre physico-chimique a été optimisé séparément de façon à pouvoir déterminer la valeur minimale ou maximale que peut prendre ce paramètre dans le domaine expérimental utilisé pour chaque traitement.

Ensuite, de façon à prendre en considération l'ensemble des paramètres : $Y_1=f(X)$, $Y_2=f(X)$, $Y_3=f(X)$, $Y_n=f(X)$, une nouvelle fonction $F(x)$ a été déterminée telle que :

$$F(x) = \alpha \cdot Y_1 + \beta \cdot Y_2 + \gamma \cdot Y_3 + \dots + \Delta \cdot Y_n$$

Cette fonction est ensuite minimisée (pour différentes valeurs des coefficients : α , β , γ , Δ) de façon à trouver une valeur (X) donnant un abattement optimal de la pollution dans le domaine de l'étude expérimentale.

Comme les modèles trouvés sont des polynômes de degré 3, donc rechercher les extremums de ces modèles revient à annuler leur dérivée et à résoudre une équation du second degré.

Un programme simple sur **MATLAB** a permis l'optimisation en entrant directement la valeur des coefficients : a, b, c, d :

```
syms x           % c'est pour préciser que x est une variable aléatoire
derivee=diff(a*(x^3)+b*(x^2)+c*x+d)           % utilisé pour calculer la dérivée
Extremum=solve(A)           % utilisé pour calculer les racines de la dérivée
```

Chapitre VI
Collecte et analyse des données obtenues
par différents travaux

Dans ce chapitre, nous donnons les valeurs que nous avons collectées et qui ont concerné les différents travaux effectués sur la dépollution du lixiviat d'Ouled Fayet. Il s'agit de Projets de Fin d'Etudes réalisés au niveau de l'Université de Boumerdés, de l'Ecole Nationale Supérieure Polytechnique et de l'Université des Sciences et Technologies Houari Boumediene (USTHB):

- Traitement par coagulation-floculation (Université de Boumerdés) [36]
- Traitement par la bentonite (l'Ecole Nationale Supérieure Polytechnique) [37]
- Traitement biologique en lit fixé sur support inerte. (USTHB) [38]

La constitution de cette banque de données permettra d'établir un modèle mathématique pour chaque élément polluant et proposer ainsi une méthode de dépollution maximum.

Pour chaque étude effectuée, nous analysons les résultats obtenus. Leur exploitation (avec confrontation de toutes les valeurs) est effectuée dans ce chapitre afin d'optimiser la dépollution.

VI.1. Caractérisation du lixiviat avant tout traitement :

VI.1.1 Etude réalisée à Boumerdés :

Tableau VI.1: Caractéristiques des lixiviats avant traitement (valeurs moyennes des paramètres) [36]

Paramètres	Point de prélèvement P1		Point de prélèvement P2		Les normes algériennes
	Valeurs moyennes	Intervalle de variation	Valeurs moyennes	Intervalles de variation	
T (°c)	21.48	16.5-26	30.08	29.7 - 30.40	30
pH	8.08	7.61-8.54	6.5	6.13-6.76	6.5-8.5
Conductivité (ms/cm)	131.43	111.7-163.6	134.73	118.7-153	-
MES (mg/l)	145.5	113-342	1077.25	397-2230	40
MMS (mg/l)	133.25	46-235	453.25	216-988	-
MVS (mg/l)	64.5	10-107	518.25	23-1242	-
DBO (mg/l)	1765	900-3360	20870	7830-38250	40
DCO (mg/l)	14331	1024-28800	49840	36480-56000	130
DBO/DCO	0.42	0.09-0.87	0.42	0.15-0.68	0.3
PO₄⁻³(mg/l)	62.50	45.3-82.46	71.43	41.66-100.71	15
NO₃⁻(mg/l)	94.70	92.73-95.88	114.42	111.66-117.96	-
NO₂⁻(mg/l)	0.36	0.13-0.67	1.42	1.08-1.76	-
Cl⁻(mg/l)	4388.88	3017-6035	4523.59	3372.5-6035	-
SO₄⁻²(mg/l)	64.65	67.56-93.96	33.06	19.5-61.03	-

Ils ont effectué quatre prélèvements pendant le mois de mars aux points P1et P2 qui se différencient par l'âge du lixiviat. Le premier P1 se trouve sur le casier N°1 au niveau du système d'évacuation des biogaz et le deuxième, P2, se situe à l'entrée du bassin du casier N°5.

VI.1.2. Etude réalisée à l'Ecole Nationale Supérieure Polytechnique :

Tableau VI.2: Caractéristiques des lixiviats d'Ouled Fayet avant traitement [37]

Paramètres	Point de prélèvement P1		Point de prélèvement P2		Les normes algériennes
	Valeurs moyennes	Intervalle de variation	Valeurs moyennes	Intervalle de variation	
pH	8.55	8.62-8.48	6.188	5.84-6.59	6.5 à 8.5
Conductivité (ms/cm)	17.52	7.04-28	28.43	10.25-42.6	-
T(°C)	17.25	17-17.5	26.8	24-31.5	30
DCO (mg/l)	3278	1056-5500	84386.6	78000-94080	120 à 130
DBO₅ (mg/l)	525	150-900	27400	12000-48000	35
DBO₅/DCO	0.15	0.14-0.16	0.34	0.15-0.62	-
NO₃⁻(mg/l)	1195.86	88.02-2303.71	648.60	229.4-1235.3	-
NO₂⁻(mg/l)	261.82	9.95-513.68	21.39	0.276-58.24	-
PO₄⁻³(mg/l)	247.40	107.1-387.71	149.70	32.63-364.11	10
NH₄⁺ (mg/l)	2067.10	1127.97-3006.21	6146.44	713.6-19251.2	-
NTK (mg/l)	1067.92	726.32-1409.52	4284.23	2066.7-11015.22	30
MES (mg/l)	610.75	320.5-910	3541.9	1820-5119	35
MVS (%)	33.47	30.75-36.19	56.72	52.61-58.80	-
Fe (mg/l)	23.72	14.05-33.4	24.07	10.7-35.5	3
Zn (mg/l)	0.29	0.27-0.32	0.19	0.06-0.29	3

Sept échantillons à différentes périodes ont été prélevés aux points P1 et P2. Le premier P1 se situe à la sortie du système de drainage des lixiviats des casiers 1, 2 et 3, déjà fermés et le deuxième point de prélèvement P2 se trouve sur le casier N°5 (bassin de stockage) qui est en cours d'exploitation.

Les deux tableaux de caractérisation du lixiviat avant traitement donnent des résultats différents qu'on peut expliquer par :

- La période de prélèvement des échantillons n'est pas la même
- L'homogénéité des lixiviats.
- Conditions de conservation des échantillons du lixiviat.

VI.1.3. Etude réalisée à l'USTHB [38]:

Tableau VI.3: Caractéristiques des lixiviats d'Ouled Fayet avant traitement, au niveau du point de prélèvement P1.

Paramètres physico-chimiques	Résultats des analyses
DCO (mg d'O ₂ /l)	4608
DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	550
MES (g/l)	1.36
NO ₃ ⁻ (mg/l)	1849.35
NTK (mg/l)	1409

VI.2. Travaux effectués au niveau de l'Université de Boumerdés [38] :

Nous avons recensé tous les résultats obtenus concernant les différents traitements effectués au niveau de cet établissement que nous présentons dans les tableaux ci-dessous, suivant la technique utilisée :

➤ **VI.2.1. Traitement par la chaux :****Tableau VI.1.1 :** Evolution du pH, MES, DCO, PO_4^{3-} et NO_3^- .

m_{Ca} (g/l)	1	8	15	30
pH	7.13	9.62	10.73	11.42
MES (mg/l)	101	70	38.60	85
DCO (mg/l)	43200	36960	32400	26400
PO_4^{3-} (mg/l)	326.85	111.96	144.34	144.34
NO_3^- (mg/l)	30.19	25.50	26.28	43.73

- Nous remarquons une croissance des valeurs du pH en fonction de la masse de la chaux, qui est due à l'alcalinité de cette dernière.
- Les valeurs des MES diminuent en fonction de la masse de chaux jusqu'à une valeur minimale de 38,6 mg/l pour $m_{\text{Ca}}=15\text{g/l}$. Au delà de cette valeur, nous observons une augmentation des matières en suspension (d'origine organique, minérale ou biologique) qui peut aller jusqu'à 85 mg/l. On peut expliquer cette croissance par la coagulation de la matière organique et la présence des ions phosphates et nitrates dans la solution.
- Pour les valeurs de la DCO, nous observons une décroissance jusqu'à une valeur minimale de 26400 mg/l pour une masse de chaux égale à 30 g/l, ce qui se traduit par la coagulation de la matière organique.
- Nous observons une diminution de PO_4^{3-} qui est due à la coagulation de l'ion phosphate par la chaux jusqu'à une valeur de 111,96 g/l pour $m_{\text{Ca}}=8\text{ g/l}$. Au delà de cette quantité il y a une légère augmentation des ions phosphates. C'est à dire présence des ions phosphates dans la solution.
- Pour les valeurs des nitrates nous observons une décroissance jusqu'à 25,50 g/l pour $m_{\text{Ca}}=10\text{g/l}$, qui s'explique par la coagulation des NO_3^- par la chaux. Ensuite une croissance qui est due à la présence des ions NO_3^- dans la solution.

➤ **VI.2.2. Traitement par le Sulfate d'Aluminium :****Tableau VI.1.2 :** Evolution du pH, MES, DCO.

m_{Al} (g/l)	2.5	5	7.5	10
pH	5.13	5.03	5.16	5.00
MES (mg/l)	30	80	77.60	172.10
DCO (mg/l)	38400	26880	26400	16800

- Nous observons une croissance des valeurs des MES en fonction de la masse de sulfate d'Aluminium. Les ions Al^{3+} neutralisent les colloïdes chargés négativement, provoquant l'agglomération de ces particules et la formation de floccs qui restent en suspension, ce n'est pas par formation d'un flocc d'hydroxyde d'alumine que s'effectue la coagulation des matières colloïdales.

- Les valeurs de la DCO diminuent en fonction de la masse du sulfate d'Aluminium ceci est dû à la coagulation de la matière organique par les ions Al^{3+} .

VI.2.3. Traitement par le Chlorure Ferrique :

Tableau VI.1.3 : Evolution du pH, MES, DCO et PO_4^{-3} .

m_{Fe} (g/l)	0.5	1	1.5	2
pH	5.11	5.50	5.00	4.96
MES (mg/l)	91.00	104.40	106.70	54.30
DCO (mg/l)	40800	37200	34800	33600
PO_4^{-3} (mg/l)	111.16	44.34	35.06	28.20

- Nous observons une croissance des valeurs des MES en fonction de la masse de chlorure ferrique jusqu'à une valeur de 106.70mg/l pour une $m_{Fe}=1.5$ g/l. les ions de fer positifs fournis par la dose de chlorure ferrique introduite dans le lixiviat neutralisent les colloïdes négatifs qui s'agglomèrent sous forme de floccs dans la solution, ensuite nous observons une décroissance des MES, les particules déjà rassemblées par coagulation forment des floccs qui se séparent beaucoup plus rapidement de la solution par décantation.
- Les valeurs de la DCO diminuent avec l'augmentation de la masse de chlorure ferrique jusqu'à une valeur de 33600 mg/l pour $m_{Fe}=2$ g/l, cette diminution se traduit par la coagulation de la matière organique biodégradable et non-biodégradable par les ions de Fe^{3+} .

Conclusion :

Des forces complexes entrent en jeu dans la coagulation et la floculation, phénomènes qui dépendent du caractère et de la qualité des lixiviats, de l'intensité de l'agitation,

La coagulation par la chaux permet d'éliminer au maximum les phosphates et la matière organique dans un intervalle de pH basique.

Les coagulants trivalents (Al^{3+}) et (Fe^{3+}) sont plus efficaces que le divalent (Ca^{2+}), donc ils augmentent les matières en suspension qui s'expliquent par une bonne coagulation.

Pour une coagulation par le sulfate d'Aluminium ou le chlorure ferrique, nous proposons d'ajouter de la soude, de la chaux ou du calcaire pour augmenter le pH de la solution et favoriser la formation des précipités d'hydroxydes d'Aluminium et de fer et d'augmenter le temps de décantation pour donner aux bactéries et aux colloïdes le temps nécessaire à la décantation. De façon à avoir une meilleure coagulation-floculation des matières organiques, minérales, et en suspension.

VI.3.Travaux effectués au niveau de l'Ecole Nationale Supérieure Polytechnique :**VI.3.1.Traitement par la bentonite (sans agitation) :****Tableau VI.2.1 :** Evolution du pH, MES, DCO, DBO₅, NTK et PO₄⁻³.

m/v (g/ml)	0	0.1	0.2	0.4	0.55	0.7	0.7
pH	6.15	6.54	6.58	6.94	6.98	7.03	7.38
MES (g/l)	1.82	1.63	1.45	1.25	0.56	-----	5.60
DCO (mg/l)	94080	72000	57600	16128	15360	12864	15168
DBO₅(mg/l)	75264	60000	46080	16000	14000	10291.2	12134.4
NTK (mg/l)	2619.12	1893.92	1557.92	857.92	831.04	-----	563.73
PO₄³⁻(mg/l)	32.63	9.2	10.48	5.63	5.85	-----	13.28

- Les valeurs de pH augmentent avec l'augmentation de la concentration de la bentonite m/v, il atteint 7,38 pour un rapport m/v=0,7 g/ml. Cette croissance est due à l'alcalinité de la bentonite.
- Nous observons une décroissance des valeurs des MES qui s'explique par la diminution de la matière en suspension dans la solution jusqu'à un rapport m/v de 0,55 g/ml ou nous avons obtenu un rendement d'élimination maximal de 69%. Ensuite, une croissance qui est due à la saturation de la bentonite.
- Nous remarquons une décroissance des valeurs de la DCO, DBO₅ et les NTK jusqu'à m/v=0,7g/ml ou nous avons obtenu un rendement d'élimination maximal de DCO et de DBO₅ égal à 86.32 % et des NTK égal à 78,48%.

VI.3.2.Traitement par la bentonite (avec agitation) :**Tableau VI.2.2 :** Evolution de la DCO, NO₂⁻ et PO₄⁻³.

m/v [g/ml]	0	0,01	0,015	0,02	0,03	0,035	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09
DCO. 10⁻² (mg/l)	907,2	365	270	225	275	395	310	420	445	380	315	90
NO₂⁻ (mg/l)	200,8	86,3	133,1	85,7	77,5	106,8	85,3	92,6	66,6	71,9	---	---
PO₄⁻³ (mg/l)	515,5	----	178,9	188,6	279,7	159,3	173,3	224,4	147,9	162,6	---	---

- Pour la DCO, nous avons obtenu un taux d'abattement de 75.19% à m/v=0.02g/ml, et un meilleur résultat, 90.07%, pour une concentration de 0.09 g/ml.
- Quant aux nitrites et phosphates, Nous observons une décroissance en fonction du rapport m/v, nous avons obtenu un taux d'élimination maximal des nitrites égal à 66.83% et des phosphates de 71.31% pour le même rapport m/v=0.06g/ml,

VI.3.3. Traitement par combinaison de la chaux avec la Bentonite :**a) prétraitement par la chaux :****Tableau VI.2.3 :** Evolution du pH, T° et DCO en fonction de la concentration de la chaux.

m/v (g/l)	0	10	15	20	30	40	50	60
pH	6.8	9.10	9.96	12.04	12.88	12.89	12.88	12.91
T (°C)	27.1	26.1	26.2	25.1	25.9	26.1	26.2	26.4
Cond(ms/cm)	55.2	54.4	50.5	27.3	28.4	26.4	23.1	26.7
DCO (mg/l)	60500	30000	18000	16000	19000	15500	11000	16000

- Le pH augmente avec l'augmentation de la masse de chaux, cette croissance est due à la basicité de la chaux. Pour l'évolution de la température, nous remarquons qu'elle est presque constante elle varie entre 25.1 et 27.1 °C.
- Nous observons une décroissance des valeurs de la conductivité ainsi que de la DCO en fonction de la masse de chaux, nous avons obtenu un abattement maximal de la DCO égal à 81.81 % pour un rapport m/v = 50g/l. La diminution de la conductivité est due essentiellement à la précipitation des sels dissous de lixiviat par la chaux.

b) Chaux combinée avec la bentonite (m/v=0.02g/ml) :**Tableau VI.2.4 :** Evolution du pH, T° et DCO en fonction de la concentration de la bentonite.

m/v (g/l)	0	10	15	20	30	40	50	60
pH	6.8	8.69	8.73	11.79	12.39	12.54	12.53	12.33
T (°C)	27.1	26.8	26.4	26.8	26.6	26.5	26.1	26.6
Cond(ms/cm)	55.2	50.9	46.5	16.58	20.6	17.14	17.24	13.09
DCO (mg/l)	60500	25500	22500	23500	23000	27000	28500	26000

- Nous observons une croissance des valeurs de pH en fonction du rapport m/v, ceci est dû à la basicité de la chaux. Quant à la température elle est presque constante elle est autour de 26.61°C.
- Pour la conductivité nous avons obtenu un taux d'élimination maximal de 76.28% à un rapport de 60 g/l. et un taux d'élimination de DCO égal à 63% pour un rapport de 15g/l.

Conclusion :

Comparant les deux traitements par la bentonite (avec et sans agitation), nous avons obtenu de meilleurs taux de dépollution avec l'agitation en utilisant des petites quantités de bentonite, contrairement au traitement sans agitation qui nécessite des masses plus élevées. L'agitation permet d'avoir une bonne homogénéisation de la solution et favorise la mise en contact entre le lixiviat chargé en pollution et la bentonite.

Le traitement du lixiviat par combinaison de la chaux avec la bentonite a permis d'avoir de meilleurs abattements, et de diminuer légèrement le pH de la solution.

VI.4. Travaux effectués au niveau de l'USTHB :

Dans ce travail, nous ferons remarqué que le traitement a été effectué pour deux types de lixiviat : brut et aéré.

a) Lixiviat brut :**Tableau VI.3.1 :** Evolution de la DCO, MES, DBO, NO₃ et NTK.

t (jours)	0	4	10	16	20	25
DCO (mg/l)	4608	3756	2688	2304	3658	4416
MES (g/l)	1.36	0.46	0.5	0.48	0.42	0.12
DBO (mg/l)	550	425	400	475	500	420
NO₃⁻ (mg/l)	1849	729	1003	825	900	755
NTK (mg/l)	1409	1345	1782	2034	1359	1045

- Nous remarquons une décroissance de la DCO au cours du temps, jusqu'à 2304 mg/l au 16^{ème} jour ce qui correspond à un taux d'élimination de 50%, cette diminution est due à la dégradation de la matière organique par la masse bactérienne. A partir du seizième jour, nous observons une croissance qui peut être due à la présence d'inhibiteurs.
- Nous observons une diminution des MES après seulement quatre jours où nous avons obtenu un taux d'élimination de 66.17 % dû au développement de la masse épuratrice qui entoure les grains de sable.
Ensuite, une période de stabilité jusqu'au 20^{ème} jour pendant laquelle s'effectue la minéralisation de la matière organique par le biofilm, à partir du 20^{ème} jour, nous observons une deuxième diminution avec un taux d'élimination de 91.2 %.
- Pour les valeurs de la DBO, nous remarquons une décroissance jusqu'à une valeur de 400 mg/l au dixième jour, ce qui correspond à un abattement d'élimination de 27,27%, cette décroissance se traduit par la biodégradation de la matière organique et à partir du dixième jour nous observons une croissance de la DBO qui s'explique par l'absence de l'oxygénation qui a provoqué la détérioration du biofilm qui se détache du support.
- Les valeurs des nitrates sont décroissantes jusqu'à une valeur minimale de 755,25 mg/l au 25^{ème} jour ou nous avons obtenu un taux d'élimination maximal de 59,16%, ceci est dû au phénomène de dénitrification qui est la réduction des nitrates (NO₃⁻) en azote gazeux (N₂) par des bactéries en situation d'anoxie (un milieu en anoxie est tel que l'oxygène sous sa forme dissoute y est absent).
- La diminution des NTK ne commence qu'à partir du seizième jour jusqu'à 25^{ème} ou nous avons obtenu un abattement maximal de 25.83%.

a) Lixiviat aéré :

t (jours)	0	4	10	16	20	25
DCO (mg/l)	4608	3745	2112	960	3456	4224
MES (g/l)	1.36	0.5	0.56	0.52	0.56	0.02
DBO (mg/l)	550	375	325	250	275	175
NO ₃ (mg/l)	1849	736	907	669	974	909
NTK (mg/l)	1409	1432	1575	1124	872	878

- Pour la DCO, nous observons une décroissance qui se traduit par la dégradation de la matière organique par la masse bactérienne, jusqu'au seizième jour où nous obtenons un taux d'élimination de DCO égal à 79.16 %. Ensuite une croissance qui pourrait être due au colmatage des diffuseurs d'air donc à un déficit en oxygène.
- Nous observons une diminution des MES en fonction du temps jusqu'au 25^{ème} jour où nous avons obtenu un abattement maximal de 98.53%, les matières en suspension grossières sont retenues à la surface du filtre par action purement mécanique et les particules fines sont retenues par blocage entre les pores.
- Plus le temps augmente plus les valeurs de DBO diminuent jusqu'à atteindre une valeur minimale de 175 mg/l qui correspond à un taux d'élimination de 68.18% ce qui se traduit par la biodégradation de la matière organique.
- Nous observons une décroissance des valeurs des nitrates, cet abaissement est dû au phénomène de dénitrification qui est proportionnelle à la quantité du substrat utilisé et inversement proportionnelle à la quantité d'oxygène dissous. Les nitrates sont oxydés sous forme d'azote atmosphérique non polluant par des bactéries en absence d'oxygène. Nous observons ainsi une décroissance des valeurs des NTK.

Conclusion :

Le traitement biologique est un procédé qui permet la biodégradation de la matière organique, et la diminution des matières en suspension.

Nous avons obtenu de meilleurs abattements de pollution avec le lixiviat aéré, la présence d'oxygène est importante dans le traitement à cultures fixées sur support inerte qui est un procédé d'épuration aérobie. Les bactéries qui forment le biofilm ont besoin d'oxygène pour leur survie, leur développement et la respiration cellulaire. L'oxygène doit pouvoir subvenir aux besoins des micro-organismes aérobies responsables de la dégradation de la pollution.

Chapitre VII

Optimisation de la dépollution

Dans cette partie de notre étude, nous donnons les résultats obtenus lors de l'optimisation de la dépollution du lixiviat du CET d'Ouled Fayet et ceci à partir des modèles mathématiques obtenus.

Pour chaque paramètre physico-chimique le rendement de dépollution (l'abattement de la pollution) sera calculé :

$$\text{L'ABATTEMENT DE } Y_i = [(Y_{i0} - Y_{i \text{ optimal}}) / Y_{i0}] * 100.$$

VII.1. Résultats obtenus à partir des données DE BOUMERDES [36] :

La coagulation et la floculation ont été étudiées en utilisant trois matériaux : la chaux éteinte $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$, le sulfate d'Aluminium $[\text{Al}_2 (\text{SO}_4^{-2}) + 18\text{H}_2\text{O}]$ et le Chlorure ferrique $[\text{FeCl}_3 \text{ à } 30\%]$. Ils ont traité le lixiviat du casier N°5(P2).

Pour chaque traitement et pour chaque paramètre étudié nous donnons l'expression polynomiale trouvée.

VII.1.1. Traitement par la chaux $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$:

a) **Le pH :** le polynôme trouvé est :

$$Y_1 = 0,0003 X^3 - 0,0190 X^2 + 0,4957 X + 6,7242$$

$$R = 0,9997$$

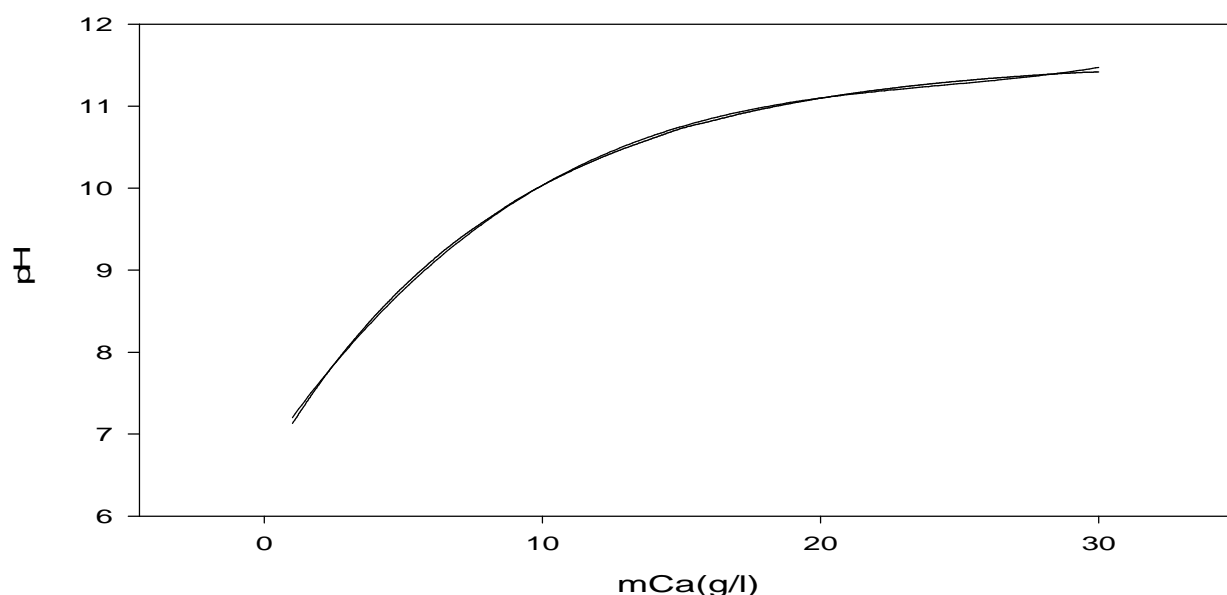


Figure VII.1.1: Evolution du pH en fonction de la masse de chaux .

La fonction caractérisant le pH ne possède pas de minimum.

Le pH maximal qu'on peut obtenir dans cet intervalle est :

Pour : $m=30 \text{ g/l} \Rightarrow \text{pH}=12.6$

b) Les MES : le polynôme trouvé est :

$$Y_2 = 0,0059 X^3 + 0,0007 X^2 - 5,9756 X + 111,7476$$
$$R = 0,9894$$

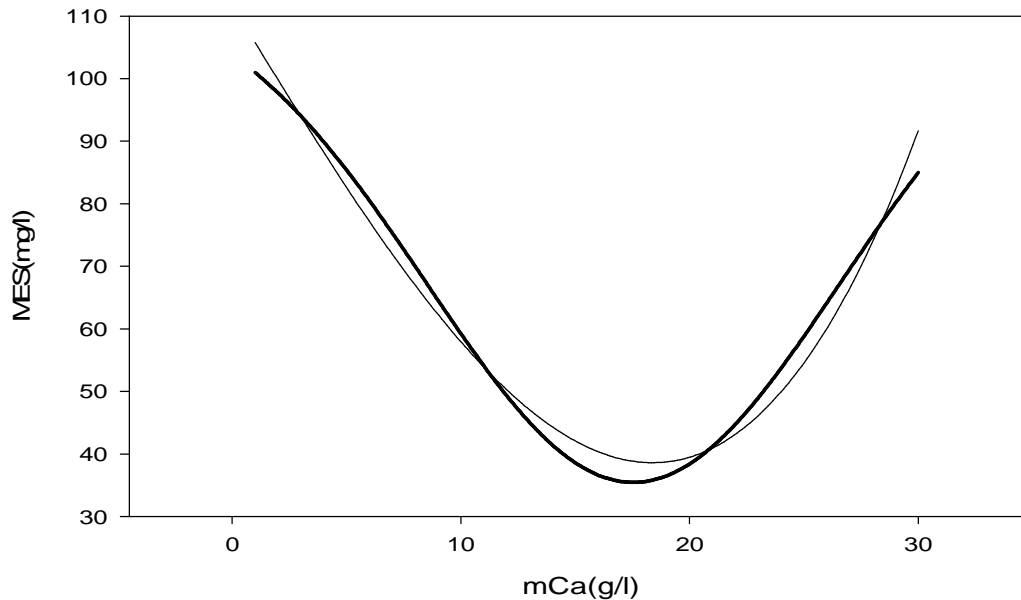


Figure VII.1.2 : Evolution des MES en fonction de la masse de la chaux.

Le résultat de l'optimisation de la fonction :MES=f (m) a donné :

$m=18.32$ g /l et $(MES)_{opt}=38.78$ mg/l SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 65%.

Pour cette masse, les autres paramètres prennent les valeurs :

pH=11.27

DCO=30707 mg/l

$PO_4^{3-}=128.27$ mg/l

$NO_3^- = 28.2$ mg/l

c) La DCO : Le polynôme obtenu est :

$$Y_3 = -0,1970 X^3 + 21,8719 X^2 - 1073,8916 X + 44252,2167$$

$$R = 1$$

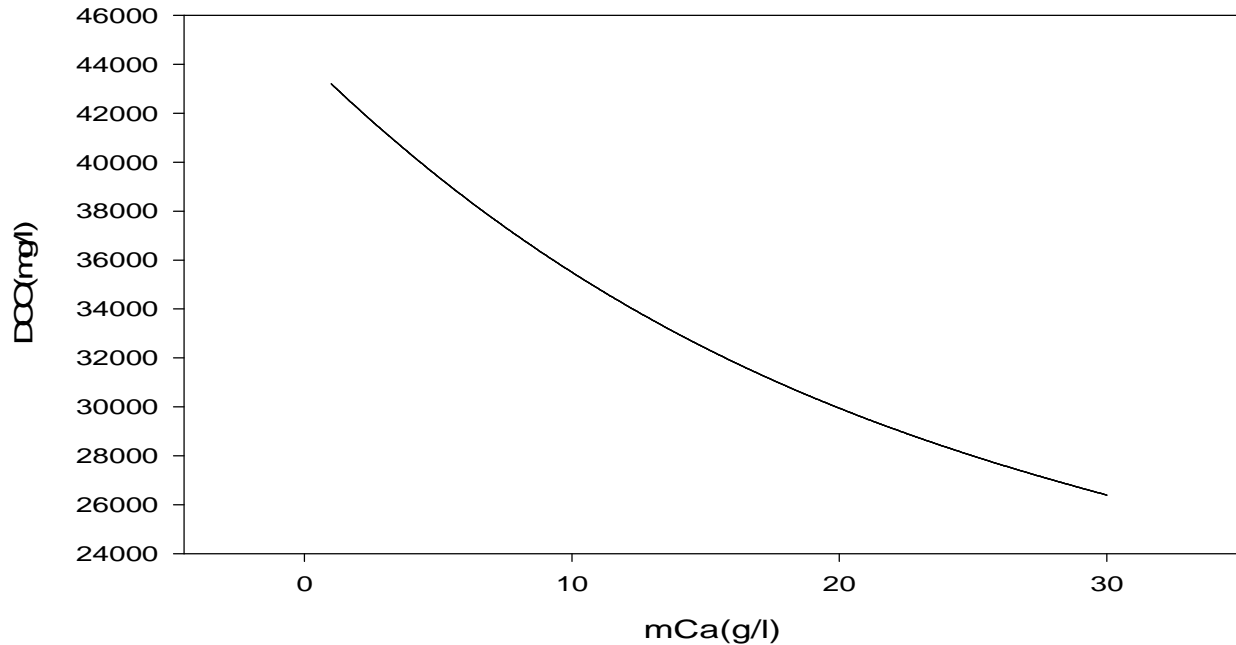


Figure VII.1.3: Evolution de la DCO en fonction de la masse de chaux.

La fonction $DCO=f(m)$ est une fonction qui n'admet pas de minimum dans cet intervalle d'expérimentation.

La plus basse DCO obtenue dans l'intervalle expérimental est pour:

$m=30 \text{ g/l} \Rightarrow (DCO)_{\min}= 26401.18 \text{ mg/l}$ SOIT UN ABBATEMENT MAXIMAL DE : 40%

Pour cette masse, les autres paramètres prennent les valeurs :

MES= 92.41 mg/l $PO_4^{3-}= 131.21 \text{ mg/l}$ $NO_3^- = 43.33 \text{ mg/l}$ pH=12.6

d) Les phosphates (PO_4^{3-}) : le polynôme obtenu est :

$$Y_4 = -0,0395 X^3 + 2,2314 X^2 - 37,0526 X + 301,0337$$

$$R = 1$$

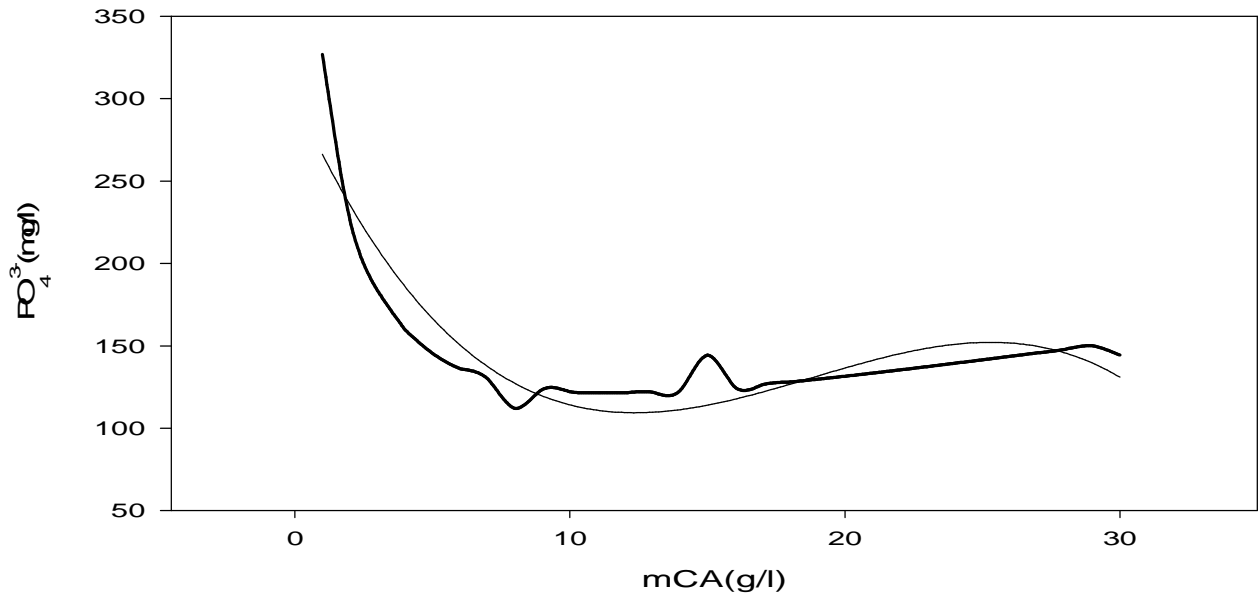


Figure VII.1.4: Evolution des phosphates en fonction de la masse de chaux.

Ce polynôme présente un minimum pour :

$m=12.36 \text{ g/l}$ pour $(\text{PO}_4^{3-})_{\text{min}}=109.37 \text{ mg/l}$

SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 63%.

Pour cette masse on trouve :

pH= 10.53

MES=49.62mg/l

DCO=33861mg/l

$\text{NO}_3^- = 25.36 \text{ mg/l}$

Ce polynôme présente un maximum pour :

$m=25.30 \text{ g/l}$ et $(\text{PO}_4^{3-})_{\text{max}}=152.23 \text{ mg/l}$

Pour cette masse la valeur des autres paramètres est :

pH= 11.96

MES= 56.56 mg/l

DCO=27892.47 mg/l

$\text{NO}_3^- = 35.81 \text{ mg/l}$

e) Les nitrates (NO_3^-): le polynôme obtenu est :

$$Y_5 = -0,0002 X^3 + 0,0584 X^2 - 1,1689 X + 31,2412$$

$$R = 0,9998$$

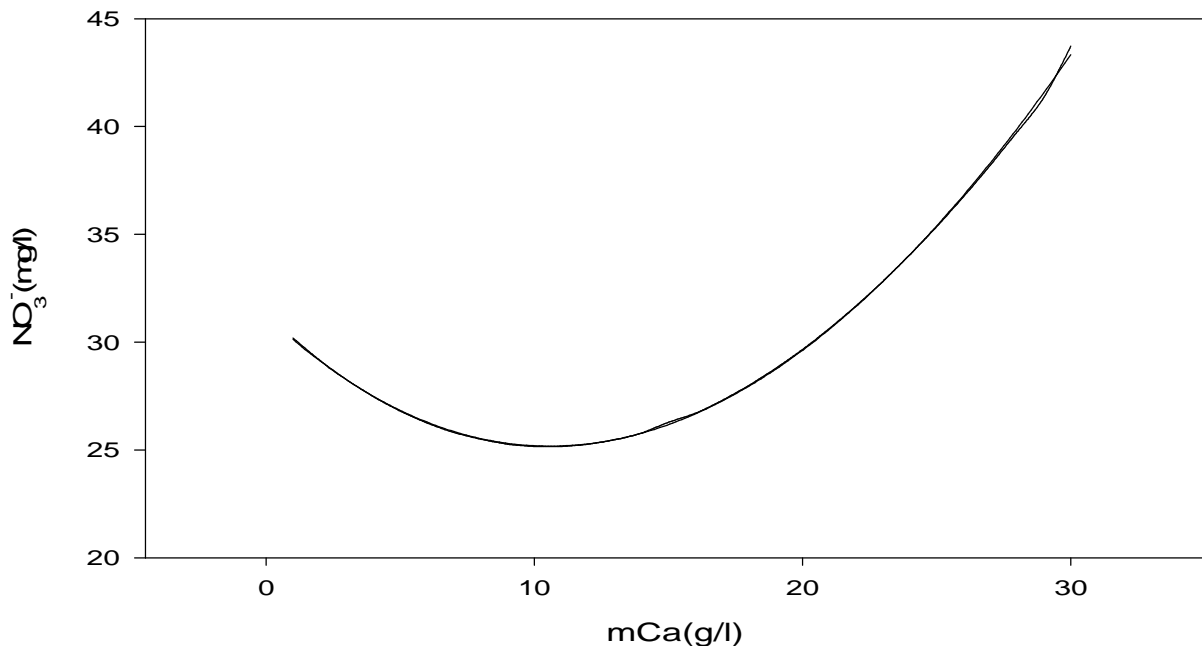


Figure VII.1.5: Evolution de NO_3^- en fonction de la masse de la chaux.

Cette fonction présente un minimum pour :

$m = 10.6 \text{ g/l} \Rightarrow (\text{NO}_3^-)_{\min} = 25.17 \text{ mg/l}$ SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 19%.

Pour cette valeur on trouve:

pH=10.20 MES=55.51 mg/l DCO=35091.86 mg/l et $\text{PO}_4^{3-} = 111.95 \text{ mg/l}$

Pour: $m > 21.6 \text{ g/l}$ on a: $(\text{NO}_3^-) > (\text{NO}_3^-)_0$

Après avoir trouvé l'abattement maximal pour chaque paramètre polluant, nous proposons de déterminer la masse de la chaux nécessaire pour réduire le plus possible l'ensemble des paramètres caractérisant la pollution.

La fonction à optimiser est donc:

$$F(x) = \alpha \cdot Y_1 + \beta \cdot Y_2 + \gamma \cdot Y_3 + \delta \cdot Y_4 + \varepsilon \cdot Y_5$$

(α , β , γ , δ , ε) : sont les coefficients de pondération vérifiant : $\alpha + \beta + \gamma + \delta + \varepsilon = 1$

Par exemple, si nous donnons la même importance à chaque paramètre polluant étudié,

On aura : $\alpha = \beta = \gamma = \delta = \varepsilon = 0.2$.

En remplaçant les Y_i ($i=1, \dots, 5$) par leur expression et les coefficients par leur valeur, nous obtenons la fonction suivante :

$$F(x) = -0,231 X^3 + 24,14 X^2 - 1117,56 X + 44703$$

Cette fonction sera optimisée dans le domaine expérimental (avec une masse maximale de 30 g/l).

Résultats : elle ne présente pas d'extremum (déterminant de la dérivée négatif).

Nous procéderons de la même façon, pour différentes valeurs des coefficients et pour les différents traitements qui suivront.

Un bon nombre de calculs a été effectué, mais nous ne présenterons que les résultats les plus significatifs.

Tableau VII.1.1 : résultats obtenus pour différentes valeurs des coefficients de pondération.

(pH) $\alpha = 0$	(MES) $\beta = 0.333$	(DCO) $\gamma = 0$	(PO_4^{3-}) $\delta = 0.333$	(NO_3^-) $\varepsilon = 0.333$	m=14.17 g/l
pH= 10.7	MES=44.0 mg/l	DCO= 32865.8mg/l	$\text{PO}_4^{3-} = 110$ mg/l	$\text{NO}_3^- = 25.8$ mg/l	
$\alpha = 0.2$	$\beta = 0.2$	$\gamma = 0$	$\delta = 0.2$	$\varepsilon = 0.2$	m=13.77 g/l
pH=10.7	MES= 45.0 mg/l	DCO= 33097.5 mg/l	$\text{PO}_4^{3-} = 110.7$ mg/l	$\text{NO}_3^- = 25.69$ mg/l	
$\alpha = 0.333$	$\beta = 0.333$	$\gamma = 0$	$\delta = 0.333$	$\varepsilon = 0$	C=14.09 g/l
pH= 10.7	MES= 44.19 mg/l	DCO= 32912.21 mg/l	$\text{PO}_4^{3-} = 111.46$ mg/l	$\text{NO}_3^- = 25.80$ mg/l	
$\alpha = 0$	$\beta = 0.5$	$\gamma = 0$	$\delta = 0.5$	$\varepsilon = 0$	m=14.17 g/l
pH= 10.8	MES= 44.0 mg/l	DCO= 32866.30 mg/l	$\text{PO}_4^{3-} = 111.65$ mg/l	$\text{NO}_3^- = 25.8$ mg/l	
$\alpha = 0$	$\beta = 0.4985$	$\gamma = 0.003$	$\delta = 0.4985$	$\varepsilon = 0$	m=16.42 g/l
pH= 11.1	MES= 39.9 mg/l	DCO= 31643.0 mg/l	$\text{PO}_4^{3-} = 119.38$ mg/l	$\text{NO}_3^- = 26.90$ mg/l	
$\alpha = 0$	$\beta = 0.4975$	$\gamma = 0.05$	$\delta = 0.4975$	$\varepsilon = 0$	m=18.13 g/l
pH= 11.2	MES= 38.79 mg/l	DCO= 30797.8 mg/l	$\text{PO}_4^{3-} = 127.33$ mg/l	$\text{NO}_3^- = 28.05$ mg/l	

D'après les résultats obtenus, le pH n'a pas d'impact sur l'optimisation de la fonction (F). L'abattement maximal des nitrates ne dépasse pas les 19%, et pour une masse de chaux supérieure à 21.6 g/l, la concentration des nitrates augmente et dépasse la valeur initiale (avant traitement).

Pour : $\gamma \geq 0.008$ (quelque soit la valeur des autres coefficients de pondération) la fonction F(X) ne présente pas d'extremum, puisque dans ce cas, F(X) et Y_3 varient de la même façon.

Conclusion :

Dans le cas d'un traitement à la chaux et dans les conditions précédentes, la masse présentant un compromis entre tous les paramètres qui caractérisent la pollution est obtenue pour une masse : $m=16.42$ g/l, les résultats obtenus sont résumés dans le tableau suivant :

Paramètres physico-chimiques	pH	MES	DCO	PO_4^{3-}	NO_3^-
Rendement de la dépollution	10.78	65%	29%	60%	14%

Tableau VII.1.2 : résultats obtenus pour la masse optimale.

Nous constatons que pour le traitement à la chaux, ce sont les MES et phosphates qui sont le plus réduits.

VII.1.2. Traitement par le sulfate d'Aluminium $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}]$:

a) Le pH : Le polynôme obtenu :

$$Y_1 = -0,0014 X^3 + 0,0290 X^2 - 0,1982 X + 5,4698$$

$$R = 0,9042$$

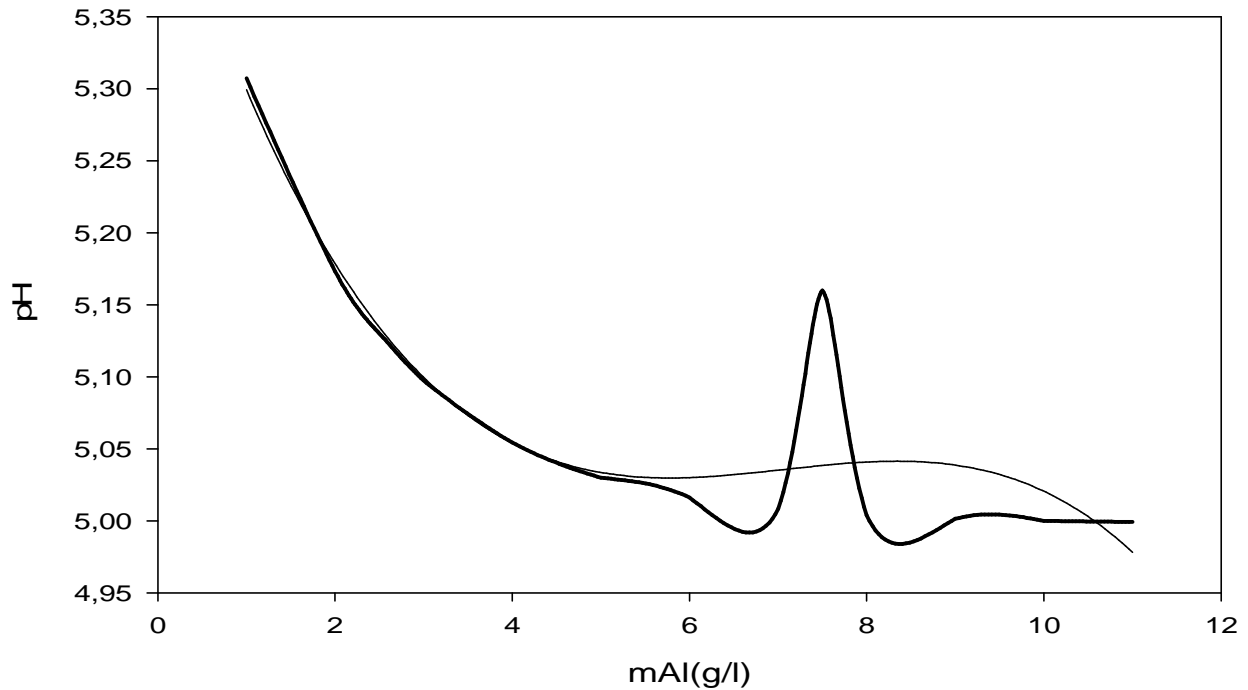


Figure VII.2.1 : Evolution du pH en fonction de la masse de sulfate d'Aluminium.

Le polynôme caractérisant $\text{pH} = f(m)$ présente :

un **maximum** pour : $m = 7,60 \text{ g/l} \Rightarrow (\text{pH})_{\text{max}} = 5,02$

Cette masse donne : $\text{DCO} = 23411,32 \text{ mg/l}$ $\text{MES} = 83,02 \text{ mg/l}$

Et un **minimum** pour : $m = 6,21 \text{ g/l} \Rightarrow (\text{pH}) = 5,022$

Elle donne : $\text{DCO} = 26886,04 \text{ mg/l}$ $\text{MES} = 50 \text{ mg/l}$

b) Les MES : Le polynôme obtenu

$$Y_2 = 0,1832 X^3 + 0,4299 X^2 - 8,5025 X + 42,3873$$
$$R = 0,9863$$

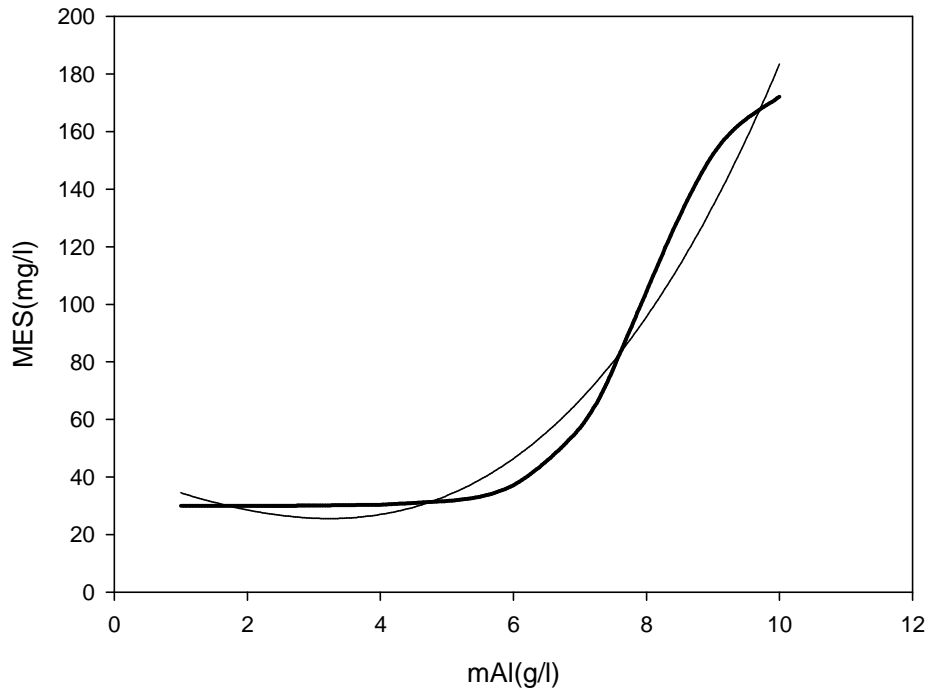


Figure VII.2.2. Evolution des MES en fonction de la masse du sulfate d'aluminium.

Le polynôme caractérisant les variations : $MES=f(m)$ présente un minimum pour :

$$m=3.23 \text{ g/l} \quad \Rightarrow \quad (MES)_{\min}=25.58 \text{ mg/l.}$$

Pour cette masse on obtient : pH=5.08 DCO=35496.44 mg/l

c) La DCO : Le polynôme trouvé :

$$Y_3 = 90,2937 X^2 - 3743,3545 X + 46645,4529$$

$$R = 0,9948$$

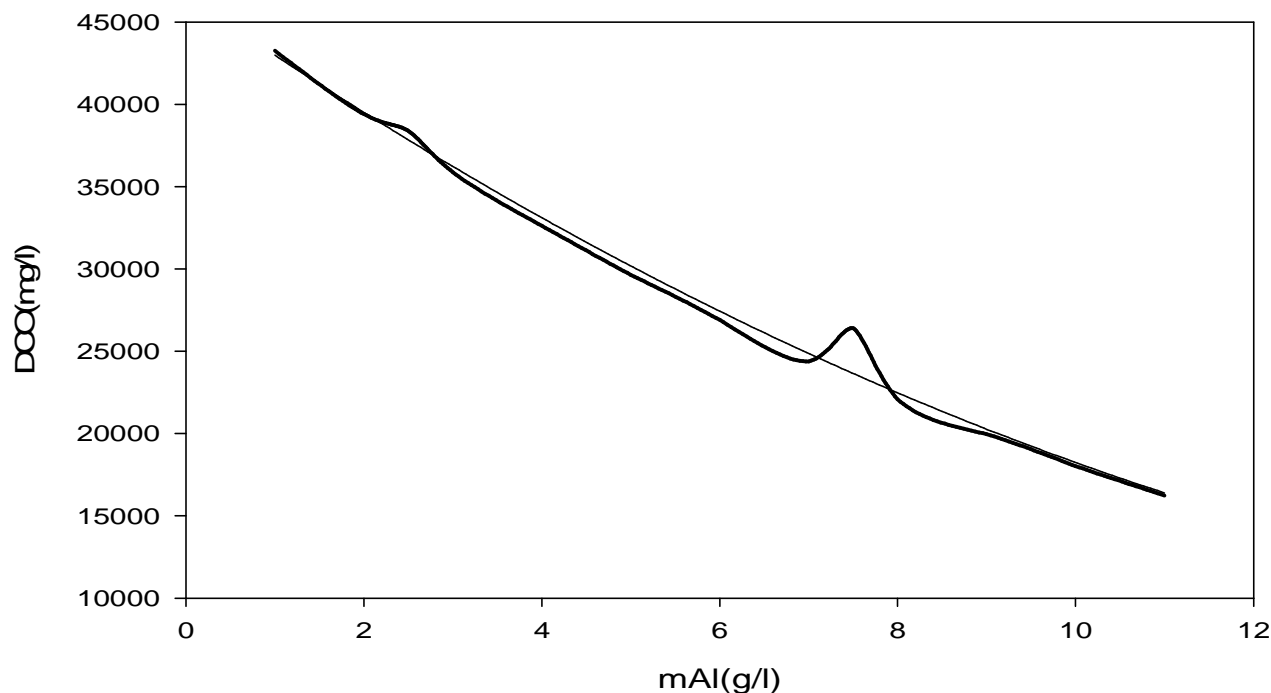


Figure VII.2.3 : Evolution de la DCO en fonction de la masse de sulfate d'Aluminium

Le minimum de la fonction : $DCO=f(m)$ est obtenu pour :

$m=20.7 \text{ g/l} \Rightarrow (DCO)_{\min}=7850.7 \text{ mg/l}$ SOIT UN ABATTEMENT DE 83%.

Mais dans le domaine expérimental la DCO la plus faible est obtenue pour :

$m=10 \text{ g/l} \Rightarrow DCO=18241.2 \text{ mg/l}$ SOIT UN ABATTEMENT DE 60%

Pour cette masse les autres paramètres prennent la valeur : $MES=183.5 \text{ mg/l}$, $pH=5$

La fonction à optimiser : $F(x)=\alpha \cdot Y_1+\beta \cdot Y_2+\gamma \cdot Y_3$, tel que : $\alpha+\beta+\gamma=1$.

Dans ce cas la fonction $F(X)$ ne possède pas d'extremum dans le domaine expérimental (masse de sulfate d'aluminium limitée à 10 g/l).

De plus, dans le cas d'une coagulation, le but est de maximiser les MES (qui ont été coagulées) ce qui est obtenu pour la masse de 10 g/l. La DCO prend sa plus petite valeur pour cette même masse et le pH varie très peu dans cet intervalle.

Conclusion :

Dans le cas d'une coagulation par les sulfates d'aluminium et dans les conditions précédentes, la concentration présentant un compromis entre les paramètres qui caractérisent la pollution est obtenue pour: $m=10$ g/l, les résultats obtenus :

Paramètres physico-chimiques	pH	MES (mg/l)	DCO (mg/l)
Résultats de la dépollution	5.0	183.5	18241.2

Tableau VII.1.3 : résultats obtenus pour la masse optimale.

Nous constatons que pour le traitement par coagulation aux sulfates d'aluminium, les MES sont maximisées de façon à les séparer de l'effluent, par décantation ou flottation. Dans ces conditions le rendement de dépollution maximal de la DCO atteint les 60%.

VII.1.3. Traitement par le Chlorure ferrique [FeCl₃ à 30%] :

a) **Le pH :** le polynôme trouvé est :

$$Y_1 = 0,0200 X^2 - 0,1500 X + 5,1800$$

$$R = 1$$

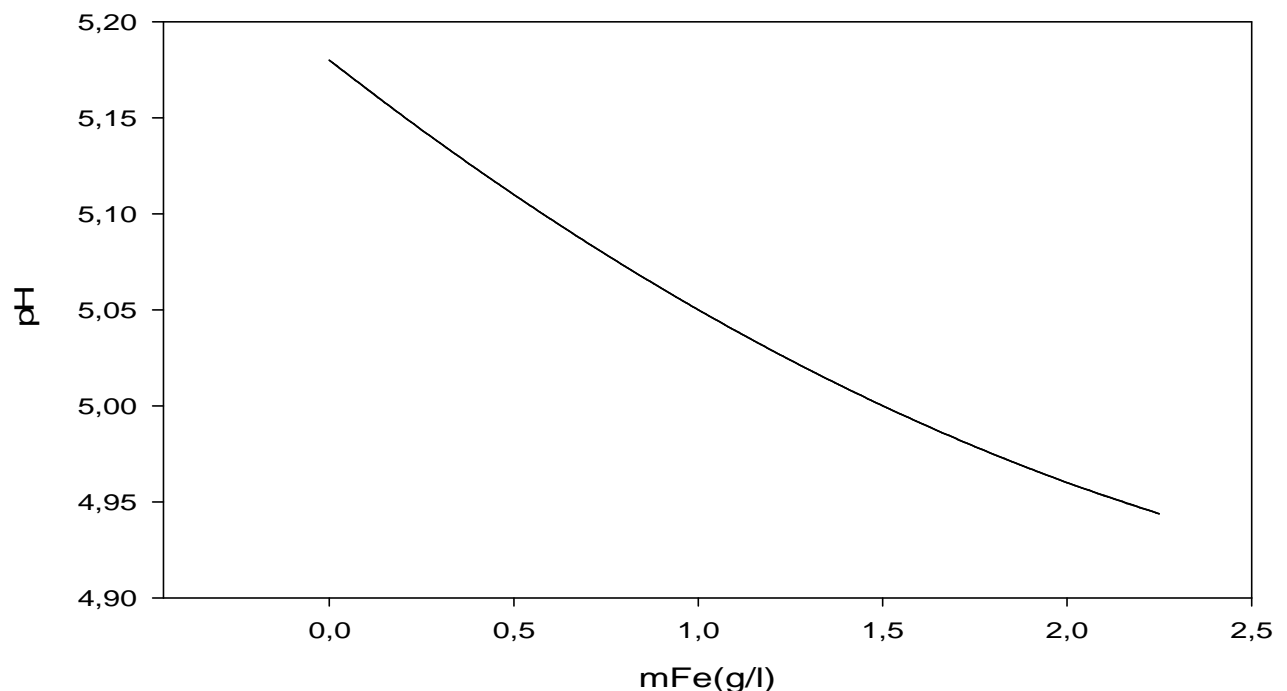


Figure VII.3.1 : Evolution du pH en fonction de la masse de chlorure ferrique.

Le polynôme : $\text{pH}=f(m)$ ne présente pas d'extremum dans l'intervalle expérimental.

Pour : $m=2 \text{ g/l}$ $\text{pH}= 4.96$ (pH le plus acide dans le domaine étudié).

b) Les MES : Le polynôme obtenu :

$$Y_2 = 3,0046 X^3 - 79,4950 X^2 + 168,9987 X + 20,2746$$

$$R = 0,9535$$

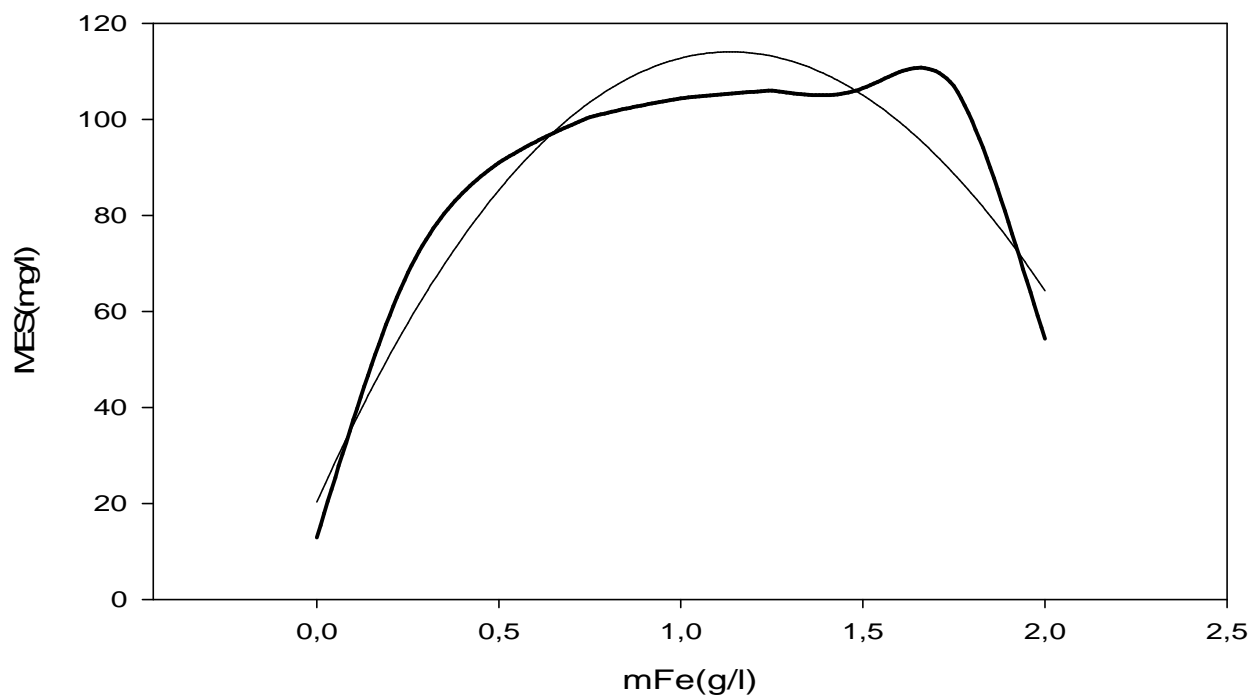


Figure VII.3.2 : Evolution des MES en fonction de la masse de chlorure ferrique.

Dans ce cas : le polynôme $\text{MES}=f(m)$ présente un maximum

Pour : $m=1.13 \text{ g/l}$ => $(\text{MES})_{\text{max}}=114.06 \text{ mg/l}$

Pour : $m=2 \text{ g/l}$ => $\text{MES}=64.33 \text{ mg/l}$

c) La DCO : Le polynôme trouvé :

$$Y_3 = -884,5219 X^3 + 5798,5465 X^2 - 14698,1104 X + 46871,9667$$
$$R = 0,9999$$

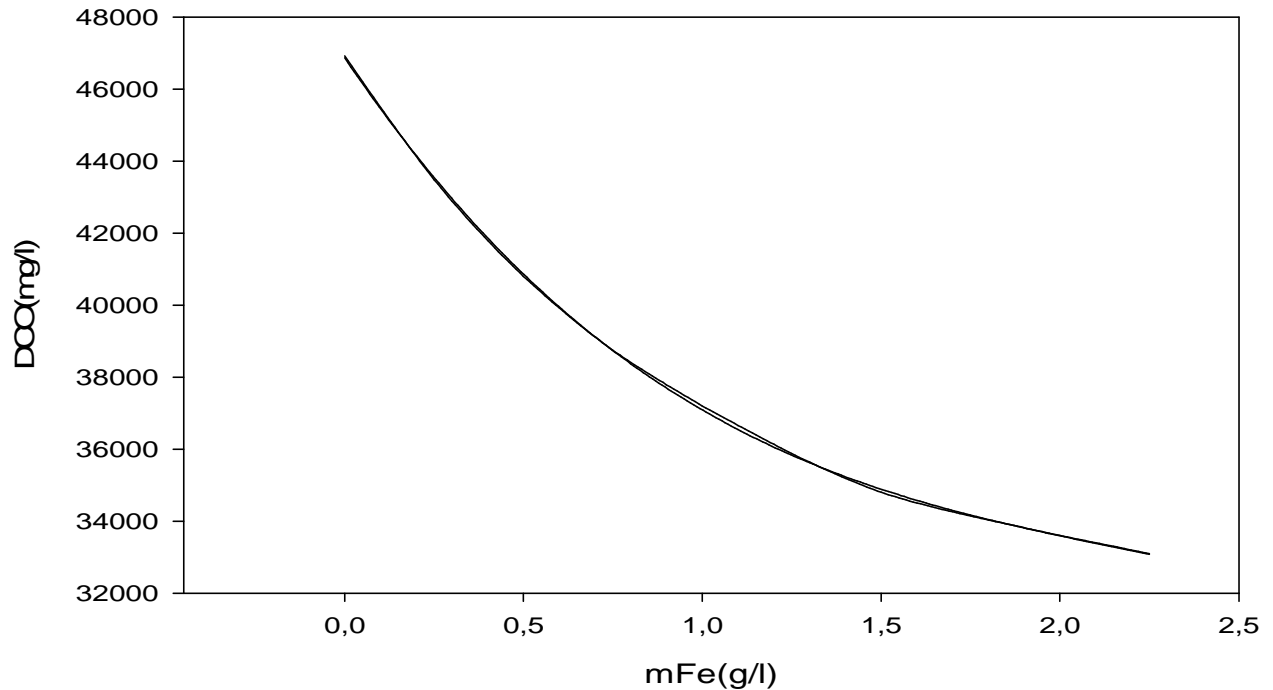


Figure VII.3.3 : Evolution de la DCO en fonction de la masse de chlorure ferrique

Dans ce cas la fonction : $DCO=f(m)$ ne présente pas d'extremum dans le domaine expérimental.

Pour : $m=2$ g/l on a : $DCO= 33593.76$ mg/l SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 28%.

d) Les phosphates (PO_4^{3-}) : La fonction obtenue est :

$$Y_4 = -185,1217 X^3 + 754,2633 X^2 - 979,6630 X + 441,2548$$

$$R = 0,9951$$

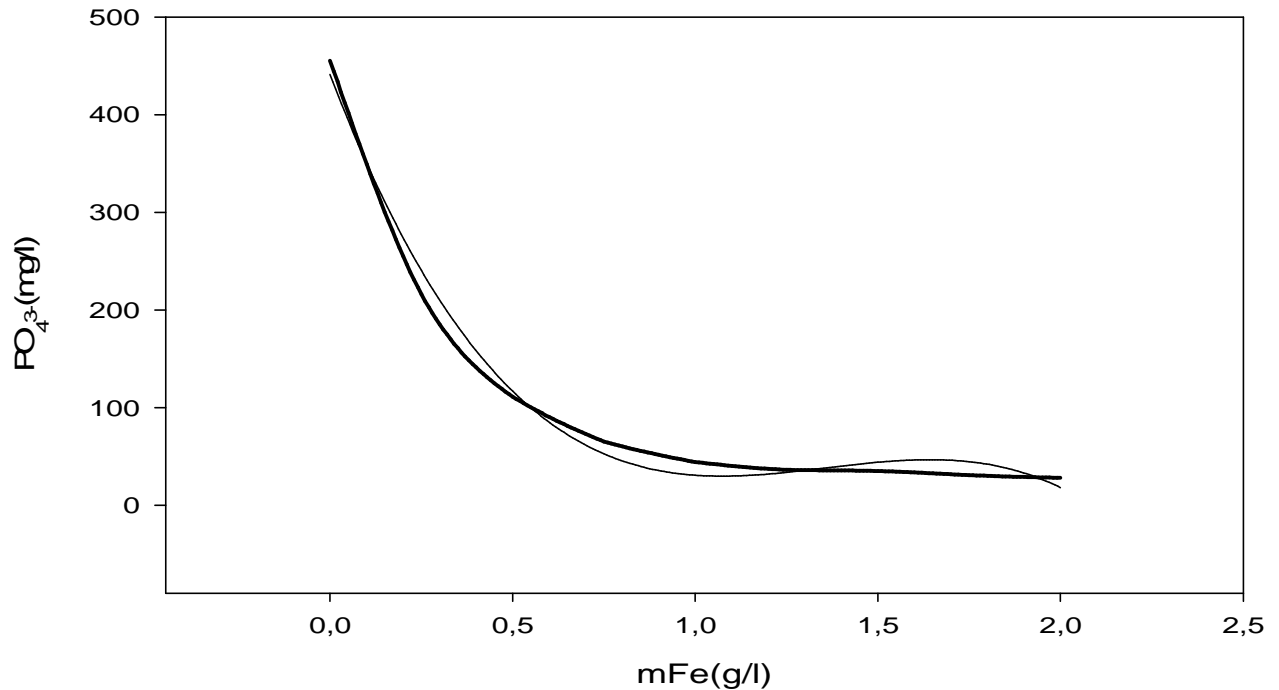


Figure VII.3.4: Evolution des phosphates en fonction de la masse de chlorure ferrique

La fonction présente un minimum pour une masse:

$m=1.074 \text{ g/l} \Rightarrow (\text{PO}_4^{3-})_{\text{min}}=29.78 \text{ mg/l}$ SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 93%.

Ce qui donne : $\text{pH}=5.04$ $\text{MES}=113.8 \text{ mg/l}$ $\text{DCO}=36678.90 \text{ mg/l}$

La fonction à optimiser : $F(x) = \alpha \cdot Y_1 + \beta \cdot Y_2 + \gamma \cdot Y_3 + \delta \cdot Y_4$, tel que : $\alpha + \beta + \gamma + \delta = 1$.

Tableau VII.1.4: résultats obtenus pour différentes valeurs des coefficients de pondération.

(pH) $\alpha=0.25$	(MES) $\beta=0.25$	(DCO) $\gamma=0.25$	(PO₄³⁻) $\delta=0.25$	
La fonction ne possède d'extremum dans le domaine d'étude.				
$\alpha=0.1$	$\beta=0.1$	$\gamma=0$	$\delta=0.8$	$m=1.07\text{g/l}$
pH=5.04	MES= 113.8 mg/l	DCO= 36678.90 mg/l	PO ₄ ³⁻ =29.78 mg/l	
$\alpha=0.15$	$\beta=0.15$	$\gamma=0.1$	$\delta=0.6$	
La fonction ne possède d'extremum dans le domaine d'étude.				
$\alpha=0$	$\beta=0.5$	$\gamma=0$	$\delta=0.5$	$m=1.43\text{g/l}$
pH= 5	MES= 108.17 mg/l	DCO= 35124.6 mg/l	PO ₄ ³⁻ =41.4 mg/l	

Conclusion :

Dans ces conditions expérimentales, la dépollution optimale est obtenue pour une masse de chlorure ferrique : $m=1.07\text{ g/l}$, les résultats sont les suivants :

Paramètres physico-chimiques	pH	MES (mg/l)	DCO	PO ₄ ³⁻
Résultats et rendements de dépollution	5.04	113.8	21%	93%

Tableau VII.1.5 : résultats obtenus pour la masse optimale.

Dans le cas d'un traitement par le chlorure ferrique, la masse précédente permet de maximiser les MES et en même temps à minimiser les phosphates tout en gardant un pH quasi constant. De plus ces résultats sont obtenus pour une masse relativement faible. La coagulation réduit très peu la DCO.

VII.2. Résultats obtenus à partir des données de l'Ecole Polytechnique [37] :

Après la mise en contact du lixiviat jeune (casier n°5) avec la bentonite selon différents rapport m/v, d'abord sans agitation ensuite avec agitation (300 tours par minute pendant 30 minutes), un autre traitement à la chaux est appliqué mais avec agitation et enfin un traitement combinant chaux et bentonite.

Les résultats d'analyses physico-chimiques effectuées sur le lixiviat traité en fonction du rapport m/v sont modélisés comme suit :

VII.2.1. Traitement par la bentonite brute (sans agitation) :

a) **Le pH** : le polynôme obtenu est

$$Y_1 = 0,7050 X^3 - 2,0936 X^2 + 2,5125 X + 6,2019$$
$$R = 1$$

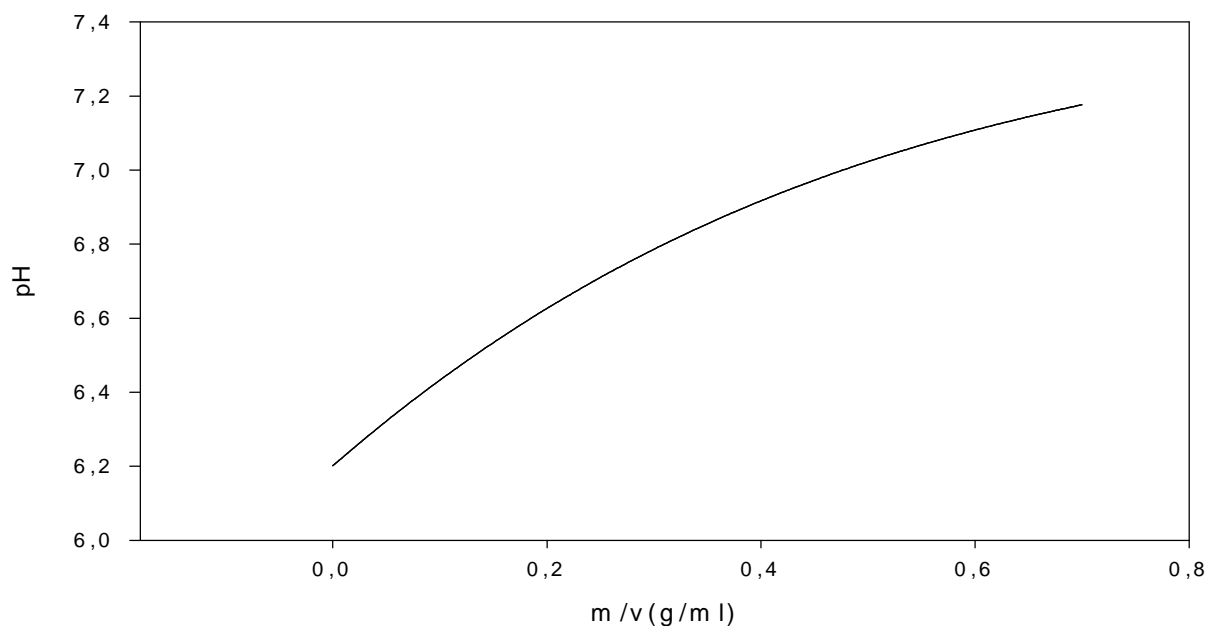


Figure VII.4.1: Evolution du pH en fonction de la concentration de la bentonite.

Cette fonction ne présente pas d'optimum, la plus grande valeur de pH obtenue est pour :
m/v=0.7 g/ml => (pH)max=7.17

b) La DCO : le polynôme obtenu est

$$Y_2 = 1762,2418 X^3 + 191877,4855 X^2 - 250435,3373 X + 94545,0660$$
$$R = 0,9936$$

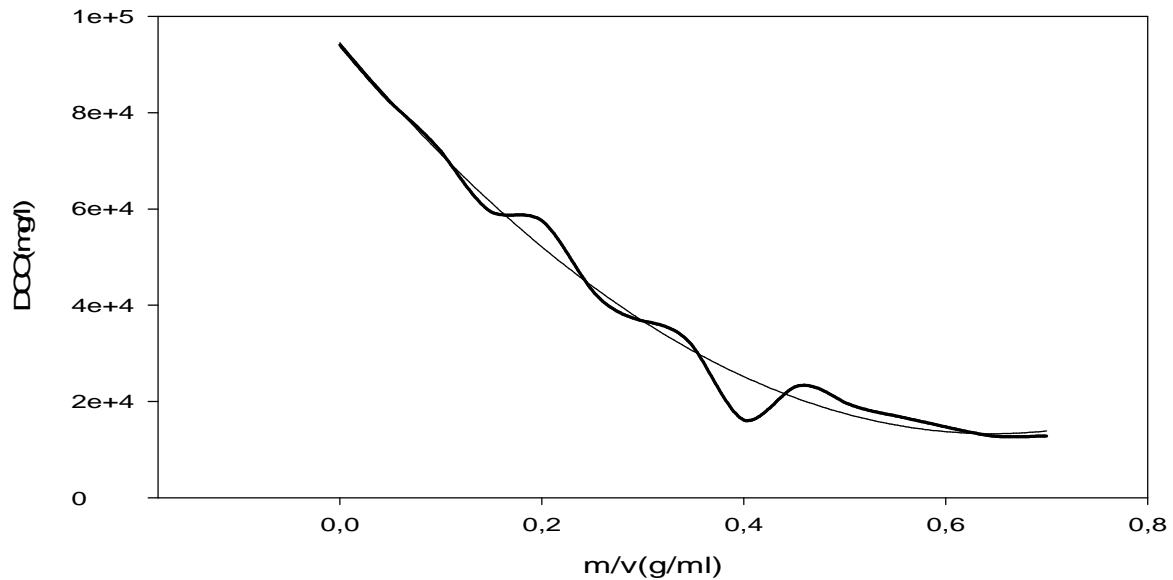


Figure VII.4.2: Evolution de la DCO en fonction de la concentration de la bentonite.

Cette fonction présente un minimum pour une concentration :

$$m/v=0.64 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{DCO})_{\min}=13312.32 \text{ mg/l}$$

c) La DBO_5 :

$$Y_3 = 35458,8625 X^3 + 109887,6363 X^2 - 184932,3595 X + 75831,2022$$

$$R = 0,9959$$

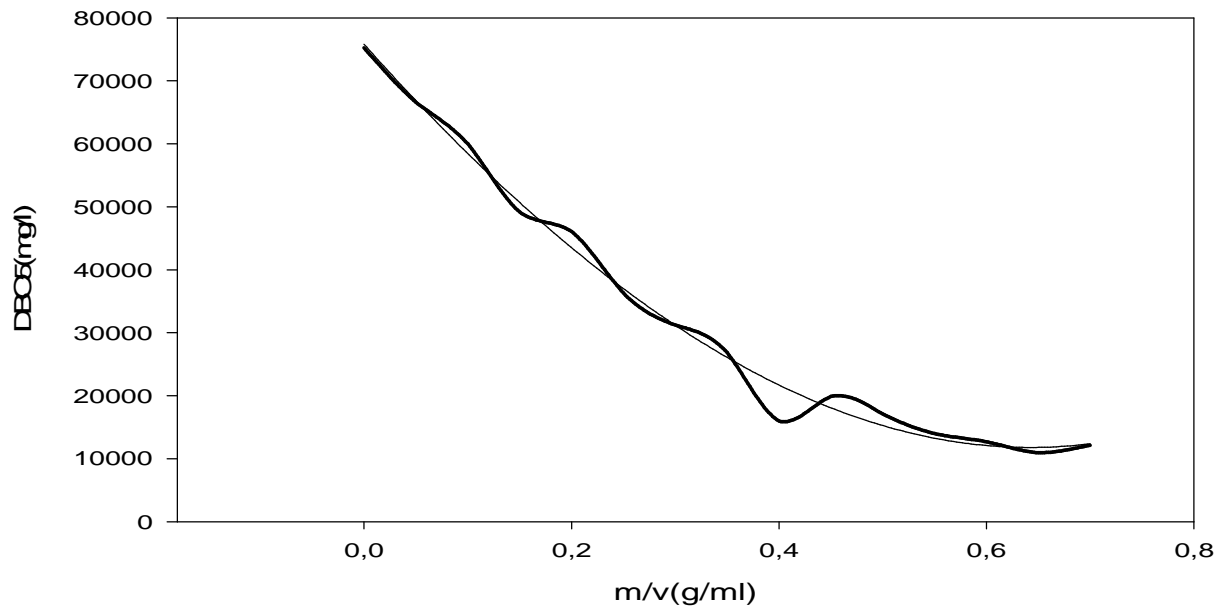


Figure VII.4.3: Evolution de la DBO en fonction de la concentration de la bentonite.

Cette fonction présente un minimum pour:

$$m/v = 0.64 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{DBO}_5)_{\min} = 11779.1 \text{ mg/l}$$

Pour cette masse, le résultat des autres paramètres est :

$$\text{pH} = 7.13 \quad \text{MES} = 3.24 \text{ g/l} \quad \text{NTK} = 650.21 \text{ mg/l} \quad \text{PO}_4^{3-} = 10.62 \text{ mg/l}$$

d) Les MES: le polynôme obtenu est

$$Y_4 = 82,55171 X^3 - 63,2711 X^2 + 9,2465 X + 1,6054$$

$$R = 0,9720$$

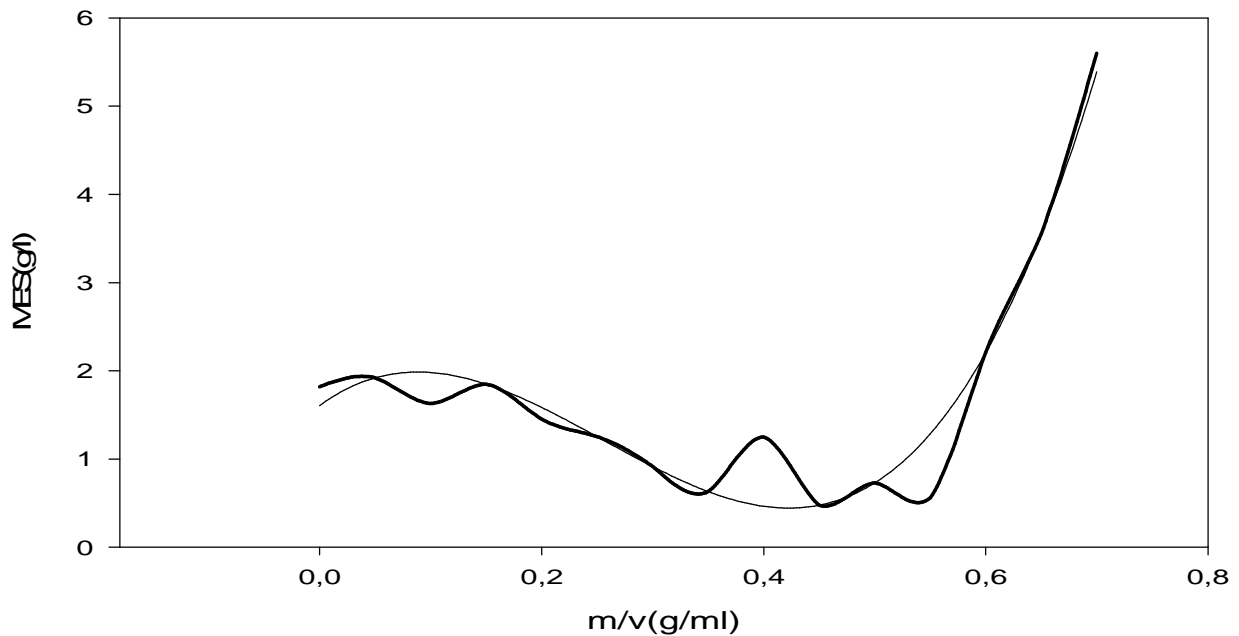


Figure VII.4.4: Evolution des MES en fonction de la concentration de la bentonite

Cette fonction présente d'abord, un maximum pour : $m/v=0.0883 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{MES})_{\text{max}}=1.98 \text{ g/l}$

Et un minimum pour : $m/v=0.42 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{MES})_{\text{min}}=0.44 \text{ g/l}$.

SOIT UN ABATTEMENT DES MAXIMAL DE 72%.

Pour cette masse les autres paramètres prennent les valeurs suivantes : $\text{pH}=6.94$ $\text{DCO}=23339.97 \text{ mg/l}$

$\text{DBO}_5= 20170.86 \text{ mg/l}$

$\text{NTK}= 913.56 \text{ mg/l}$

$\text{PO}_4^{3-} = 7.27 \text{ mg/l}$

e) Les NTK : le polynôme obtenu est le suivant :

$$Y_5 = - 6345,7740 X^3 + 11147,3077 X^2 - 7588,8082 X + 2604,6210$$

$$R = 0,9977$$

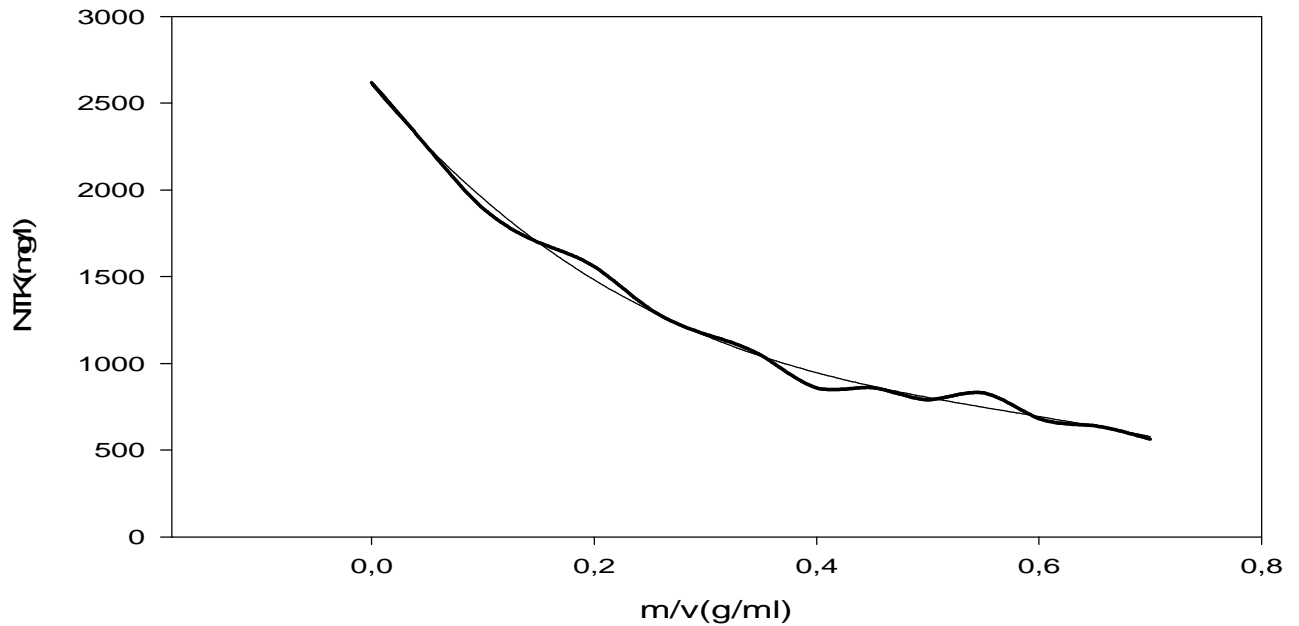


Figure VII.4.5: Evolution des NTK en fonction de la concentration de la bentonite.

Cette fonction ne présente pas d'extremum mais la valeur la moins élevée de NTK dans le domaine expérimental est obtenue pour une masse :

$$m/v = 0.7 \text{ g/ml} \Rightarrow \text{NTK} = 578.03 \text{ mg/l}$$

Pour cette masse la valeur des autres paramètres est :

$$\text{pH} = 7.17 \quad \text{DCO} = 13864.74 \text{ mg/l} \quad \text{DBO}_5 = 12385.88 \text{ mg/l} \quad \text{MES} = 5.39 \text{ g/l} \quad \text{PO}_4^{3-} = 8.72 \text{ mg/l}$$

f) Les PO_4^{3-} : le polynôme obtenu est

$$Y_6 = -388,1991 X^3 + 515,5312 X^2 - 199,3789 X + 28,8314$$

$$R = 0,9592$$

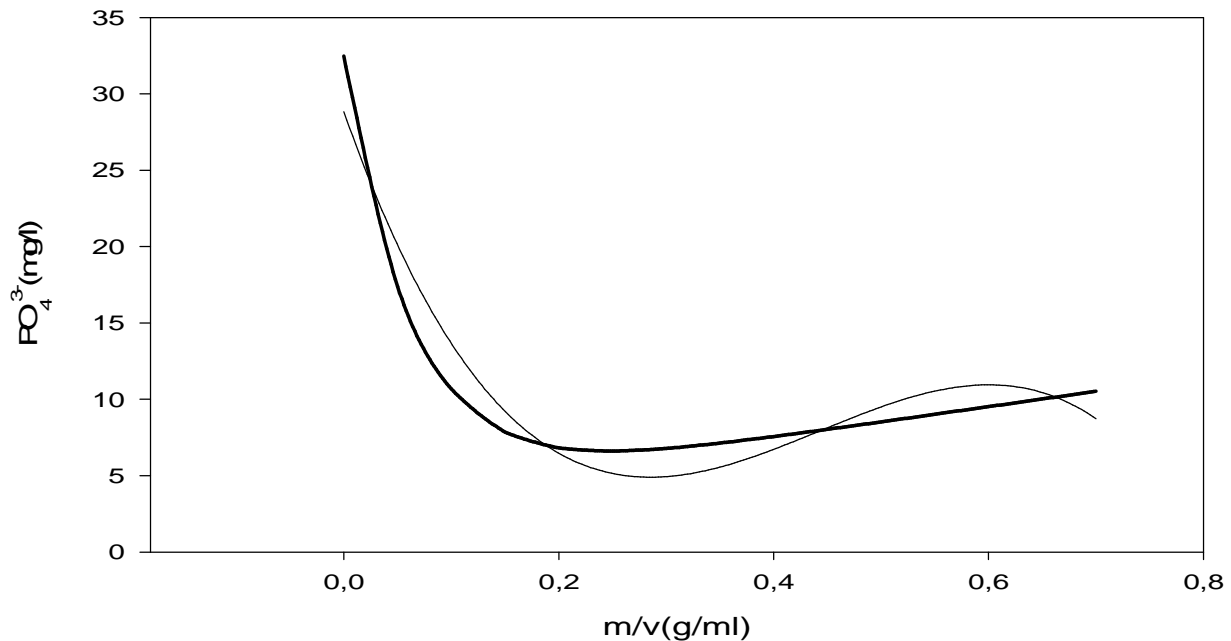


Figure VII.4.6 : Evolution des phosphates en fonction de la concentration de la bentonite.

La fonction présente d'abord un minimum pour : $m/v=0.28 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{PO}_4^{3-})_{\text{min}}=4.89 \text{ mg/l}$

SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 80%.

Pour cette même masse le résultat des autres paramètres est:

pH= 6.75 DCO= 39505.05 mg/l DBO₅= 33443.72 mg/l MES= 1.05 g/l NTK= 1214.40 mg/l

Ensuite elle présente un maximum pour : $m/v=0.6 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{PO}_4)_{\text{max}}=10.94 \text{ mg/l}$

La fonction à optimiser : $F(x) = \alpha \cdot Y_1 + \beta \cdot Y_2 + \gamma \cdot Y_3 + \delta \cdot Y_4 + \varepsilon \cdot Y_5 + \Delta \cdot Y_6$

Tel que : $\alpha + \beta + \gamma + \delta + \varepsilon + \Delta = 1$

Tableau VII.1.6 : résultats obtenus pour différentes valeurs des coefficients de pondération.

(pH) $\alpha=0.167$	(DCO) $\beta=0.167$	(DBO ₅) $\gamma=0.167$	(MES) $\delta=0.167$	(NTK) $\epsilon=0.167$	(PO ₄ ³⁻) $\Delta=0.167$
m/v=0.64 g/ml => DCO= 13312.32 mg/l DBO ₅ =11779.1 mg/l					
pH=7.13 MES= 3.24 g/l NTK= 650.21 mg/l PO ₄ ³⁻ = 10.62 mg/l					
$\alpha=0$	$\beta=0.2$	$\gamma=0.2$	$\delta=0.2$	$\epsilon=0.2$	$\Delta=0.2$
m/v=0.64 g/ml					
$\alpha=0$	$\beta=0.25$	$\gamma=0.25$	$\delta=0.25$	$\epsilon=0.25$	$\Delta=0$
m/v=0.64 g/ml					
$\alpha=0.25$	$\beta=0.25$	$\gamma=0.25$	$\delta=0.25$	$\epsilon=0$	$\Delta=0$
m/v=0.64 g/ml					

Pour la masse de bentonite trouvée : m/v=0.64 g/ml on a un abattement maximal pour tous les paramètres à l'exception des MES, on a une augmentation : de 1.6 g/l (avant traitement) à 3.24 g/l ce qui n'est pas le but du traitement à la bentonite.

Conclusion :

Dans le cas d'un traitement à la bentonite sans agitation la dépollution optimale est atteinte Pour une masse : m/v=0.42 g/ml (qui représente la masse donnant le meilleur rendement de dépollution des MES) on obtient :

Paramètres Physico-chimiques	pH	DCO	DBO ₅	MES	NTK	PO ₄ ³⁻
Rendement et résultats de dépollution	6.94	75%	73%	75%	64%	75%

Tableau VII.1.7 : résultats obtenus pour la masse optimale.

VII.2.2. Traitement à la bentonite brute (avec agitation):

1. temps d'agitation (min) : 30
2. vitesse d'agitation (tours/min): 300

a) La DCO : le polynôme obtenu

$$Y_1 = -904292434,3418 X^3 + 127465138,3216 X^2 - 5019101,5038 X + 82959,4454$$
$$R = 0,9689$$

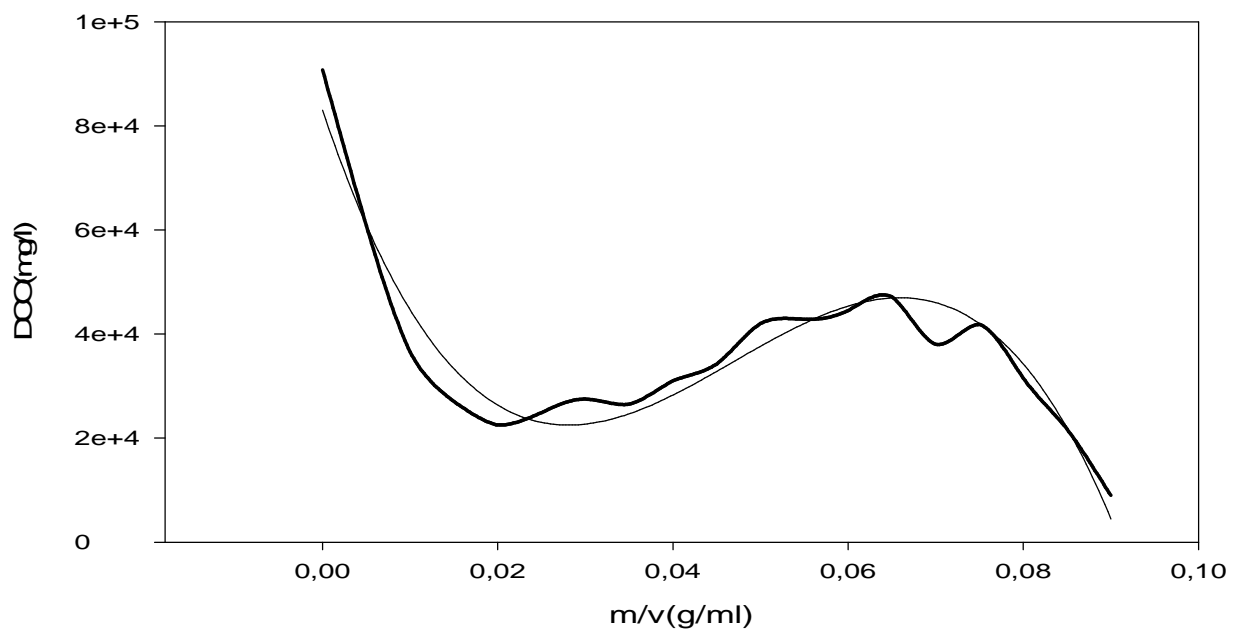


Figure VII.5.1: Evolution de la DCO en fonction de la concentration de la bentonite.

La fonction présente un minimum pour : $m/v = 0.03 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{DCO})_{\min} = 22505.94 \text{ mg/l}$

SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 70%.

Ensuite, elle présente un maximum pour : $m/v = 0.06 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{DCO})_{\max} = 46957.02 \text{ mg/l}$

b) Les NO_2^- : le polynôme trouvé est

$$Y_2 = -692365,5567 X^3 + 115001,0786 X^2 - 5842,2729 X + 168,3499$$

$$R = 0,8741$$

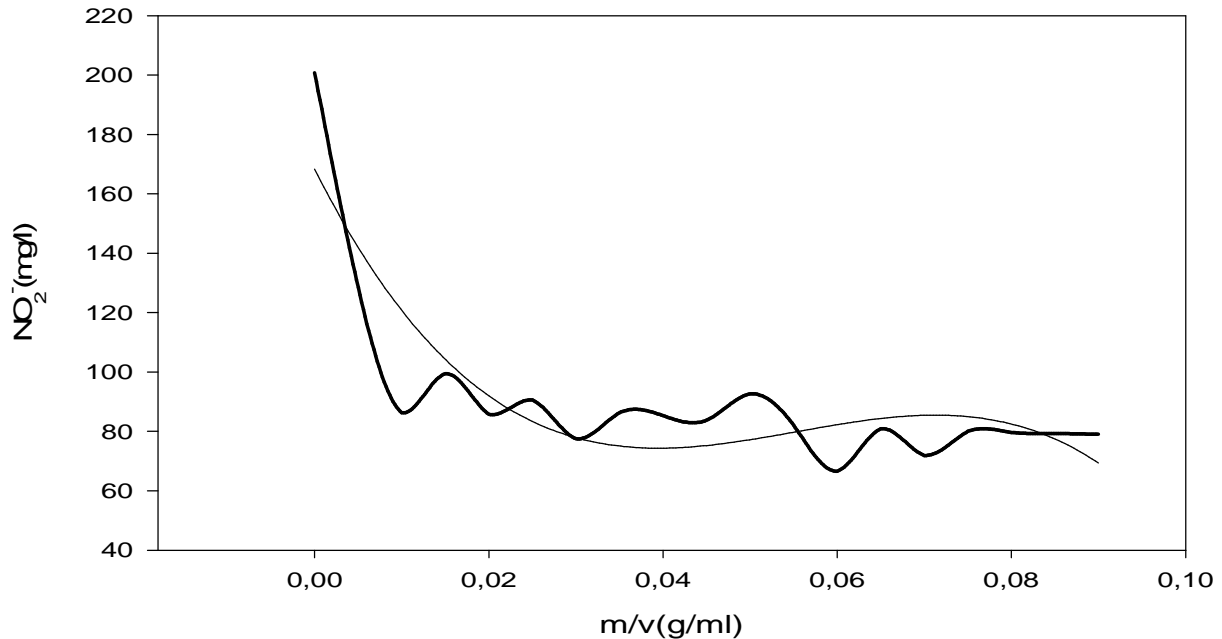


Figure VII.5.2: Evolution des nitrites en fonction de la concentration de la bentonite.

Ce modèle présente un minimum pour :

$m/v=0.0395 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{NO}_2)_{\min}=74.34 \text{ mg/l}$ SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 55%

Et un maximum pour:

$m/v=0.07 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{NO}_2)_{\max} = 85.46 \text{ mg/l}$

c) Les PO_4^{3-} : le polynôme obtenu

$$Y_3 = -5710010,2089 X^3 + 728784,5578 X^2 - 28263,5093 X + 506,2039$$

$$R = 0,9750$$

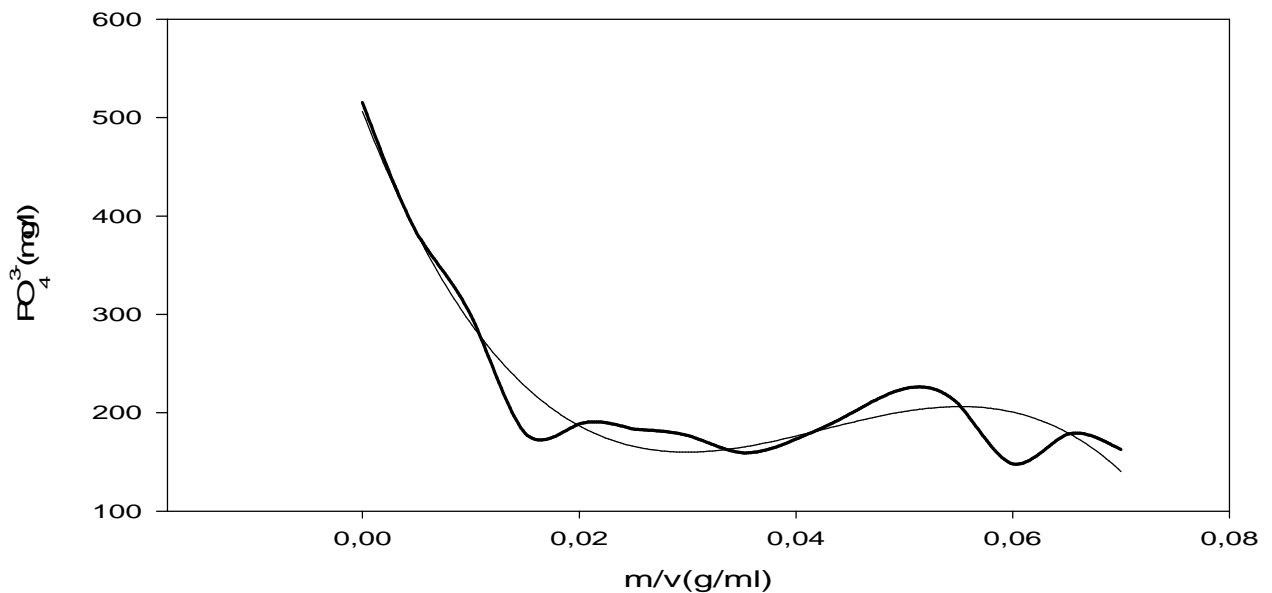


Figure VII.5.3: représentation de la courbe : $\text{pH}=f(m/v)$

La fonction présente d'abord un minimum pour :

$m/v = 0.03 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{PO}_4^{3-})_{\text{min}} = 160.03 \text{ mg/l}$ SOIT UN ABBATEMENT MAXIMAL DE 68%

Et un maximum pour :

$m/v = 0.055 \text{ g/ml} \Rightarrow (\text{PO}_4^{3-})_{\text{max}} = 206.29 \text{ mg/l}$

La fonction à optimiser : $F(x) = \alpha \cdot Y_1 + \beta \cdot Y_2 + \gamma \cdot Y_3$, tel que : $\alpha + \beta + \gamma = 1$

Si nous donnons la même importance pour α , β , et γ , on aura : $\alpha = \beta = \gamma = 0.333$

La fonction présente un minimum pour une masse $m/v = 0.0281 \text{ g/ml}$ et donne les résultats suivants:

$\text{DCO} = 22505.93 \text{ mg/l}$

$\text{NO}_2^- = 79.62 \text{ mg/l}$

$\text{PO}_4^{3-} = 160.76 \text{ mg/l}$

Conclusion:

Dans le cas d'un traitement à la bentonite, avec une vitesse d'agitation de 300 tours/mn pendant 30 mn, la masse $m/v=0.028$ g/ml représente la valeur optimale de dépollution dans le domaine expérimental.

Les résultats obtenus sont les suivants :

Paramètres physico-chimiques	DCO	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻
Rendement de dépollution	73%	52%	68%

Tableau VII.1.8 : résultats obtenus pour la masse optimale.

Le traitement à la bentonite avec une agitation de 300 tours/min pendant 30mn donne un bon abattement des polluants et ce pour une masse avoisinant les 0.03 g/ml, alors que la masse optimale trouvée pour le traitement à la bentonite sans agitation est de 0.42 g/ml (14 fois plus grande que la précédente) pour quasiment un même rendement de dépollution.

Pour $m/v=0.028$ g/l, les résultats obtenus par le traitement à la bentonite sans agitation sont :

pH = 6.3 DCO = 87204.7 mg/l DBO₅ = 70383.08 mg/l
 MES = 1.82 g/l NTK = 2386.8 mg/l PO₄³⁻ = 23.3 mg/l

Ce qui correspond aux caractéristiques des lixiviats avant traitement.

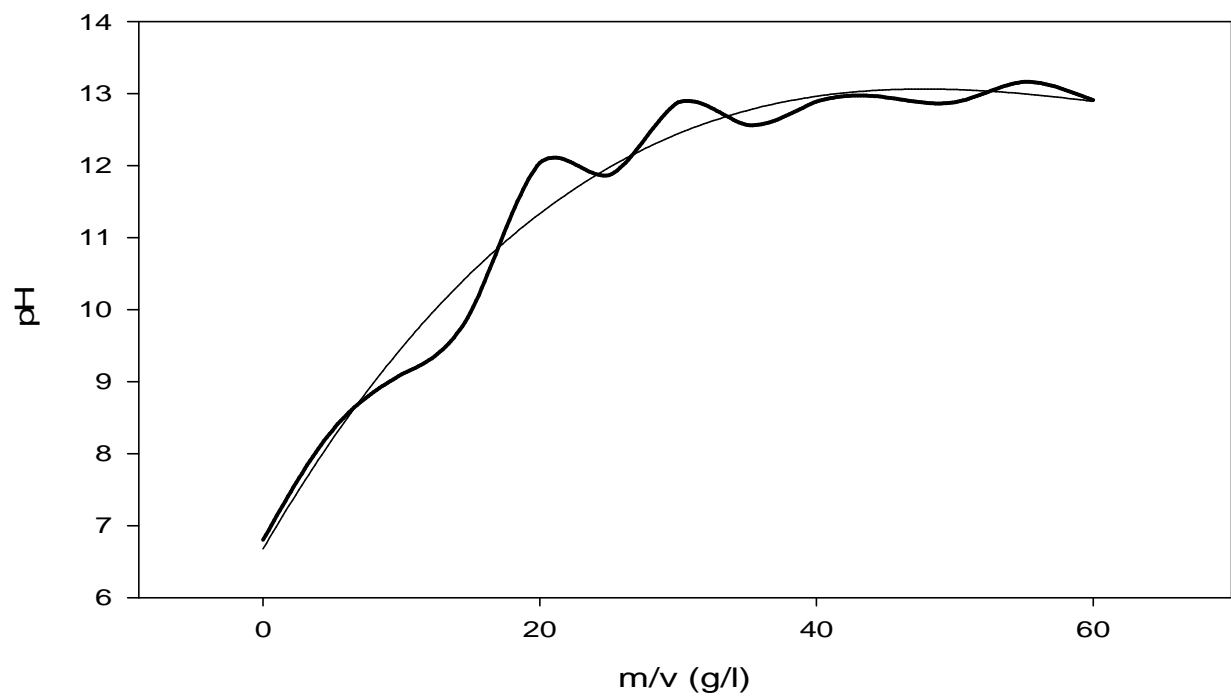
VII.2.3. Prétraitement à la chaux :

vitesse d'agitation : 300 tours/min.

Temps de contact : 10mn

a) **Le pH:** le polynôme obtenu est

$$Y_1 = 2,7667 \cdot (10^{-5}) X^3 - 0,0054 X^2 + 0,3306 X + 6,6761$$
$$R = 0,9882$$

**Figure VII.6.1** : Evolution du pH en fonction de la concentration de la chaux.

La fonction présente un maximum pour :

$$m/v = 42.26 \text{ g/l} \Rightarrow (\text{pH})_{\text{max}} = 13.1$$

b) La température: le polynôme est

$$Y_2 = -6,3106 \cdot (10^{-5}) X^3 + 0,0072 X^2 - 0,2192 X + 27,3204$$
$$R = 0,7190$$

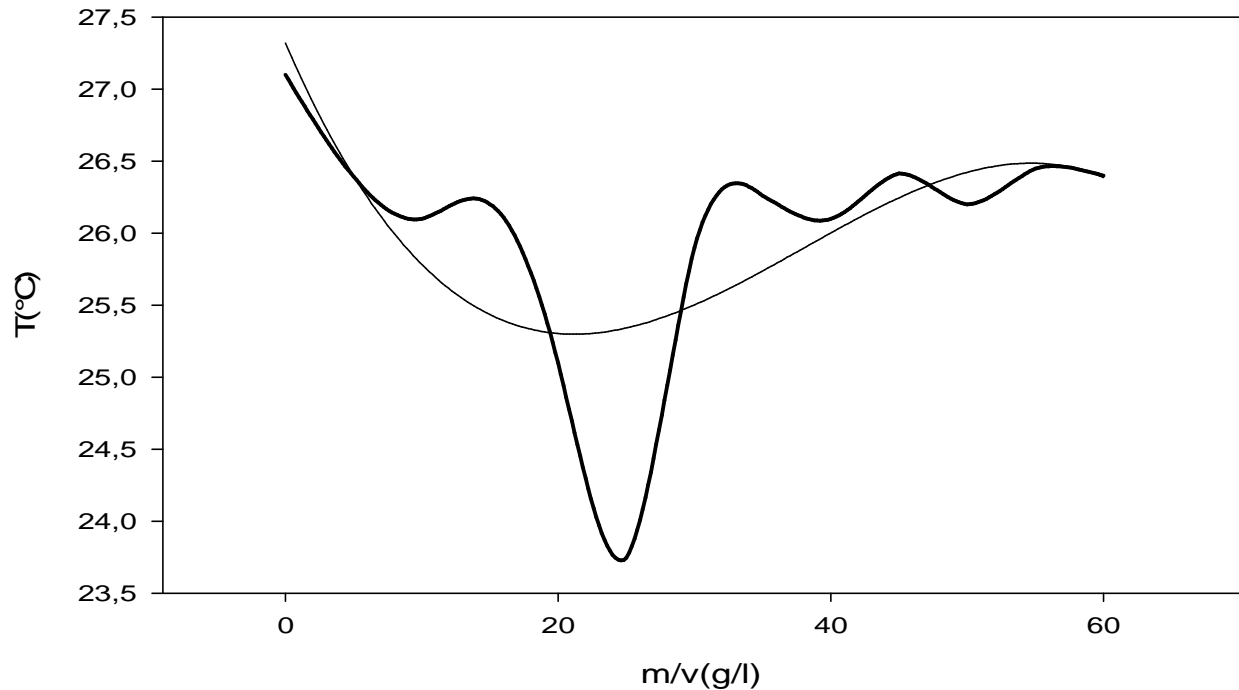


Figure VII.6.2 : Evolution de la température en fonction de la concentration de la chaux.

La température diminue et atteint une valeur minimale pour :

$$m/v = 21.04 \text{ g/l} \Rightarrow (T)_{\min} = 25.3 \text{ }^\circ\text{C}$$

Elle augmente et atteint un maximum pour :

$$m/v = 55.01 \text{ g/l} \Rightarrow (T)_{\max} = 26.5 \text{ }^\circ\text{C}$$

c) La conductivité :

$$Y_3 = 0,0003 X^3 - 0,0139 X^2 - 0,8236 X + 58,0372$$
$$R = 0,9450$$

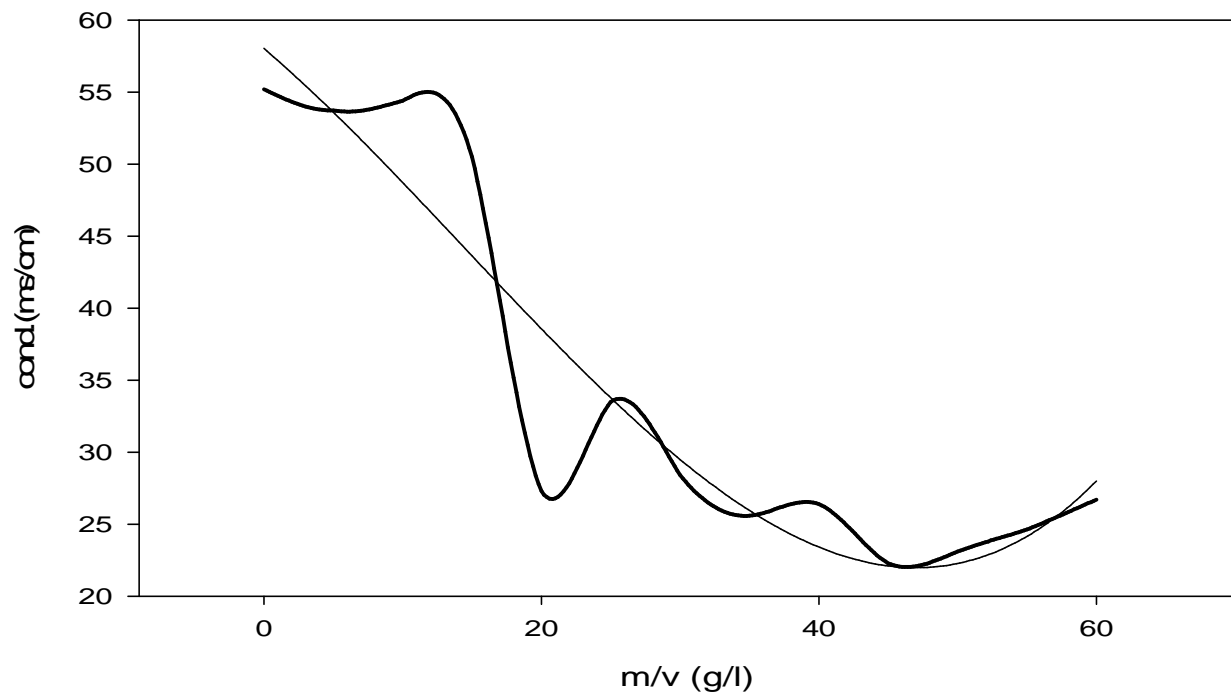


Figure VII.6.3 : Evolution de la conductivité en fonction de la concentration de la chaux.

La conduction atteint un minimum pour :

$$m/v = 49.41 \text{ g/l} \Rightarrow (\text{cond})_{\text{min}} = 19.6 \text{ ms/cm}$$

d) La DCO:

$$Y_4 = -0,7898 X^3 + 95,0911 X^2 - 3604,1364 X + 57383,7395$$

$$R = 0,9757$$

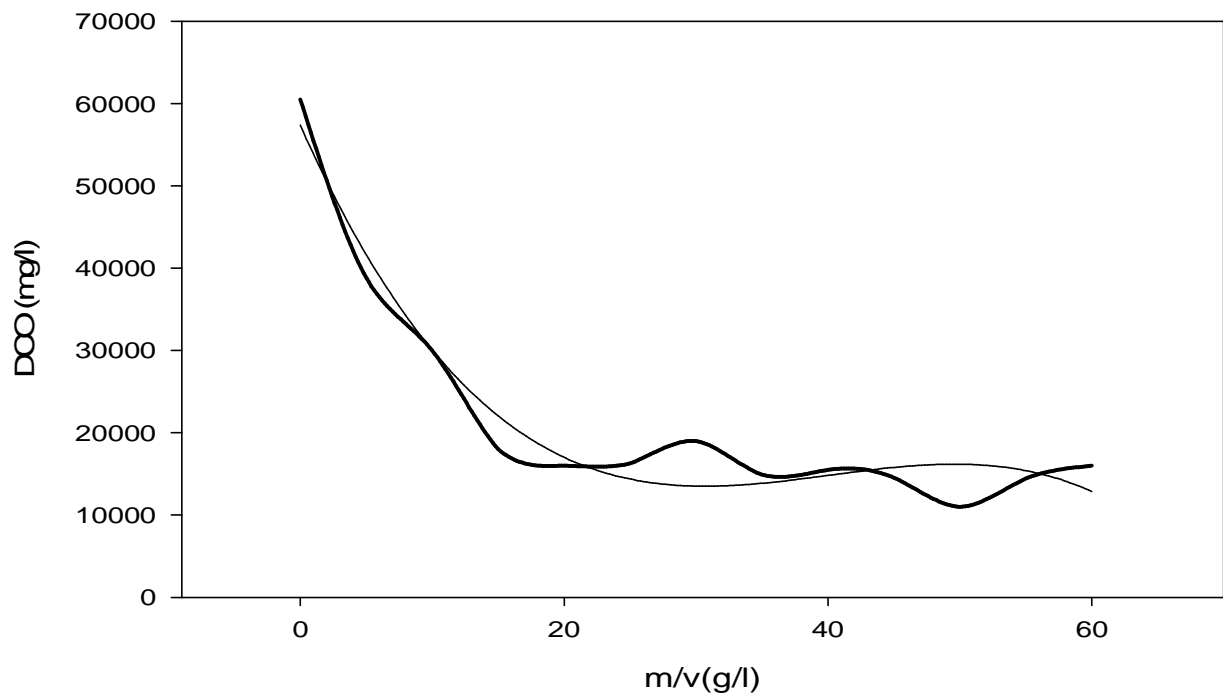


Figure VII.6.4 : Evolution de la DCO en fonction de la concentration de la chaux.

La fonction : $DCO=f(m/v)$ présente un minimum pour :

$m/v=30.67 \text{ g/l} \Rightarrow (DCO)_{\min}=13506.7 \text{ mg/l}$ SOIT UN ABATTEMENT DE 76%

La fonction présente un maximum pour : $m/v=49.6 \text{ g/l} \Rightarrow (DCO)_{\max}=16183.4 \text{ mg/l}$

La fonction à optimiser : $F(x) = \alpha \cdot Y_1 + \beta \cdot Y_2 + \gamma \cdot Y_3 + \delta \cdot Y_4$

Tel que : $\alpha + \beta + \gamma + \delta = 1$

Dans ce cas quelque soit les valeurs données aux coefficients de pondération, optimiser la fonction (F) revient à optimiser la DCO.

Tableau VII.1.9: résultats obtenus pour différentes valeurs des coefficients de pondération.

(pH) $\alpha=0.25$	(Température) $\beta=0.25$	(conductivité) $\gamma=0.25$	(DCO) $\delta=0.25$
m/v=30.68 g/l ce qui revient à minimiser la DCO			
$\alpha=0.8$	$\beta=0$	$\gamma=0$	$\delta=0.1$
m/v=30.66 g/l ce qui revient à minimiser la DCO			
$\alpha=0.99$	$\beta=0$	$\gamma=0$	$\delta=0.01$
m/v=30.49 g/l ce qui revient à minimiser la DCO			

Conclusion :

Nous remarquons que dans ce cas le paramètre indicateur de pollution est la DCO, car dans le domaine expérimental, la température varie très peu et le pH augmente au fur et à mesure que la quantité de chaux utilisée augmente.

Donc pour une masse de chaux : m/v= 30.67 g/l, l'abattement de la DCO est maximal (76%) et pour cette même masse les résultats obtenus sont les suivants :

Paramètres physico-chimiques	pH	T (°c)	Conductivité (ms/cm)	DCO (mg/l)
Résultats de la dépollution	12.5	25.5	28.35	13506.7

Tableau VII.1.10 : résultats obtenus pour la masse optimale.

La conductivité obtenue pour cette masse est très proche de la valeur minimale (19.6 ms/cm) ce qui indique un avancement de l'état de dégradation du lixiviat traité.

On remarque que pour une masse de 60 g/l l'abattement de la DCO est de 77%, ce qui revient à doubler la masse de chaux utilisée pour quasiment une même dépollution.

En comparant ce résultat à celui trouvé avec les données de l'Université de Boumerdés pour le traitement à la chaux, on constate que pour la même masse de 30 g/l, l'abattement de la DCO passe de 40% (Université Boumerdés) à 75% pour le traitement précédent.

Donc, il est plus intéressant de procéder à une précipitation à la chaux avec agitation.

VII.2.4. Traitement combiné de la chaux avec la bentonite :

Le prétraitement effectué précédemment est combiné à un traitement à la bentonite avec une masse : $m/v = 0,02 \text{ g/ml}$.

a) **Le pH:** le polynôme obtenu

$$Y_1 = -1,0068 \cdot (10^{-6}) X^3 - 0,0026 X^2 + 0,2537 X + 6,6418$$
$$R = 0,9704$$

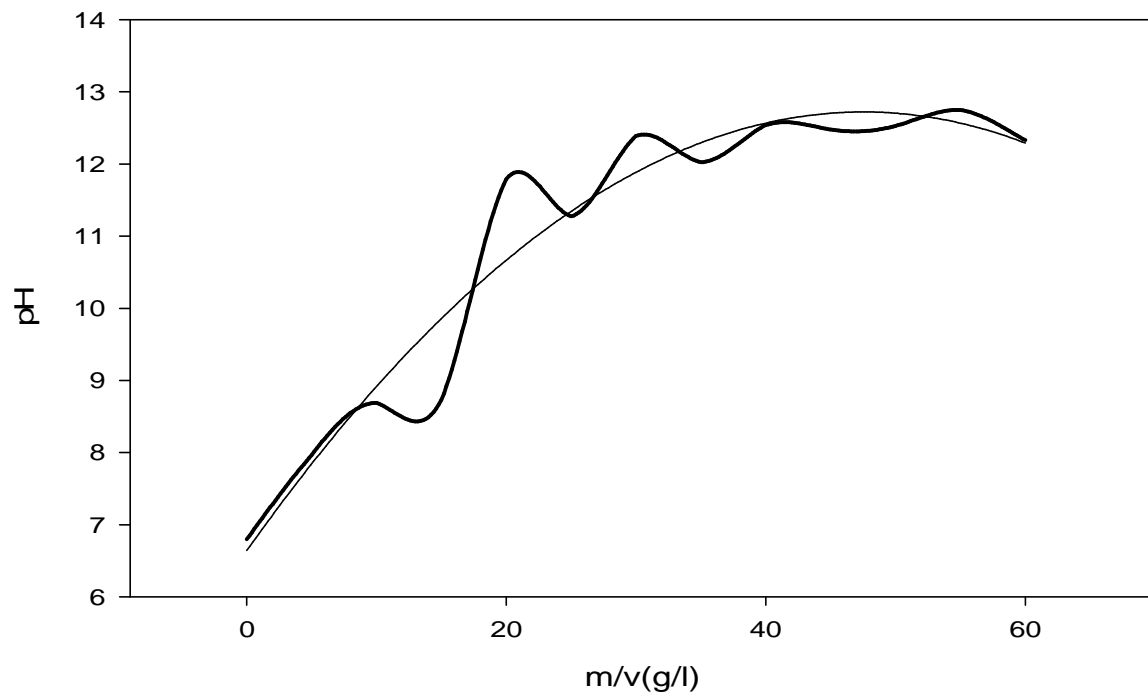


Figure VII.7.1 : Evolution du pH en fonction de la concentration de la chaux.

Cette fonction présente un pH maximal dans l'intervalle expérimental pour :

$$m/v = 47.47 \text{ g/l} \Rightarrow (\text{pH}) = 12.71$$

b) La température : le polynôme obtenu est

$$Y_2 = 1,7506 \cdot (10^{-6}) X^3 + 0,0001 X^2 - 0,0239 X + 27,0279$$
$$R = 0,8178$$

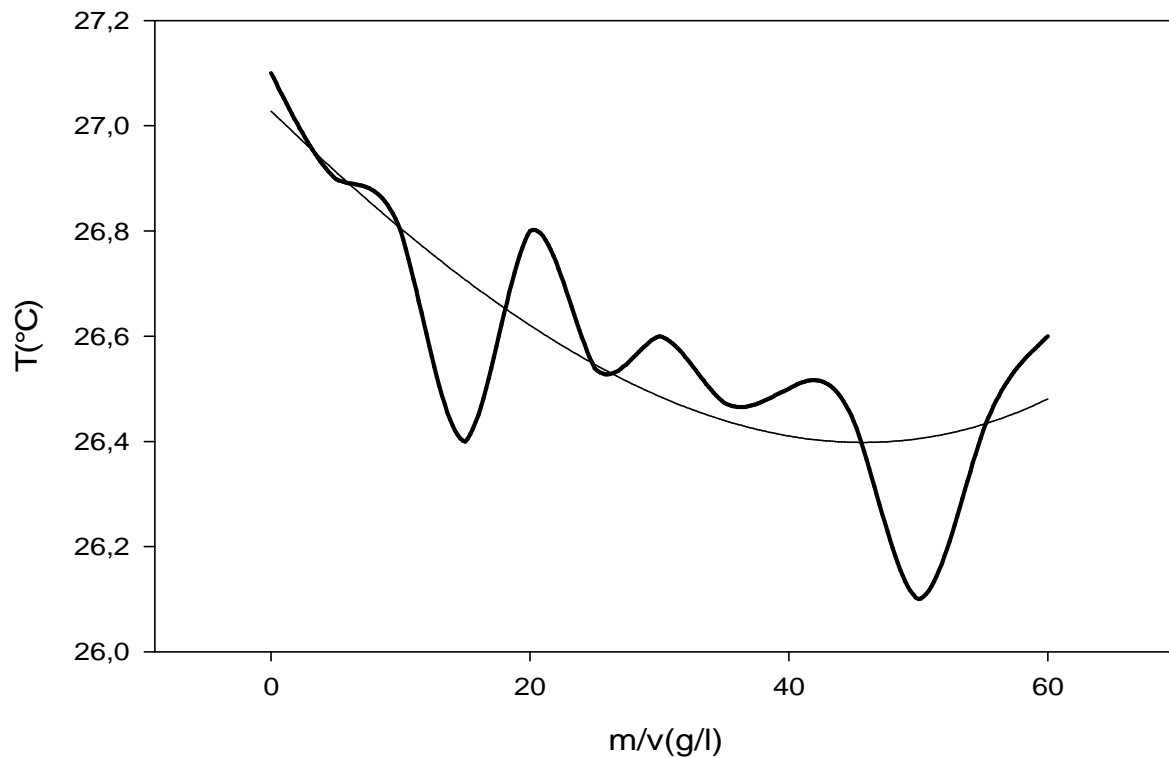


Figure VII.7.2 : Evolution de la température en fonction de la concentration de la chaux.

La température atteint une valeur minimale pour :

$$m/v=51.05 \text{ g/l} \Rightarrow (T)_{\min}=26.3 \text{ }^{\circ}\text{C}$$

c) La conductivité : le polynôme obtenu

$$Y_3 = 7,1535 \cdot (10^{-5}) X^3 + 0,0107 X^2 - 1,6252 X + 58,9005$$
$$R = 0,9388$$

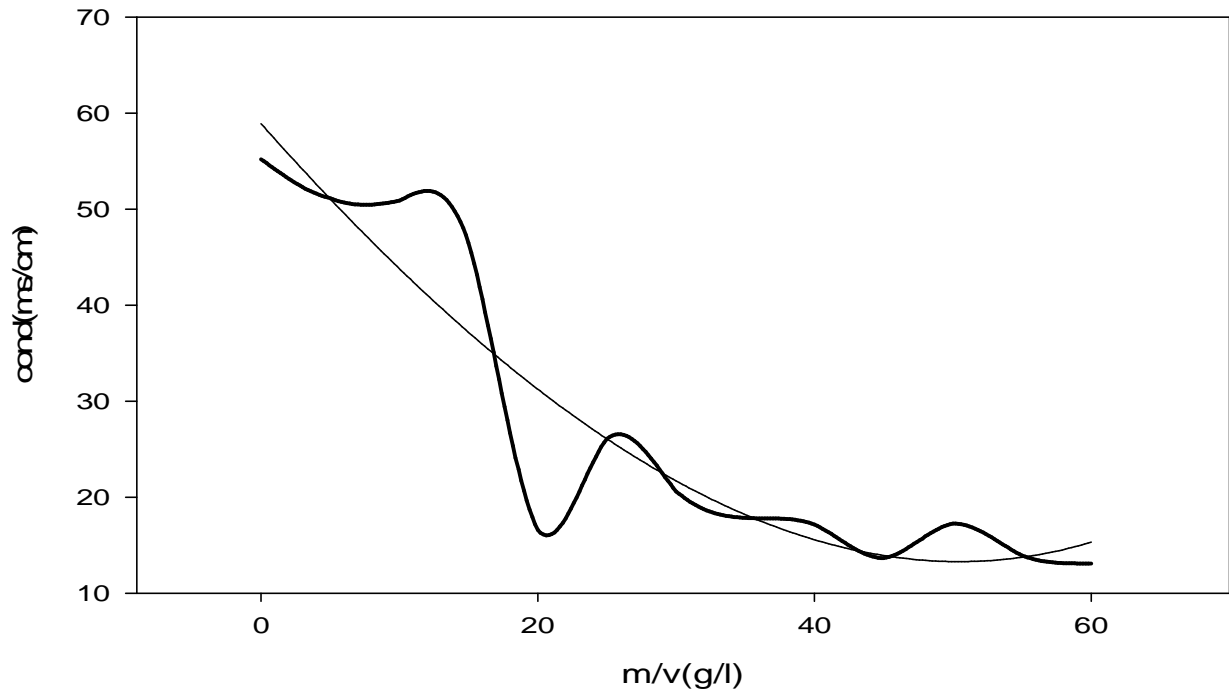


Figure VII.7.3 : Evolution de la conductivité en fonction de la concentration de la chaux

La fonction présente un minimum pour :

$$m/v = 50.43 \text{ g/l} \Rightarrow (\text{cond})_{\text{min}} = 13.32 \text{ ms/cm}$$

d) La DCO : le polynôme obtenu est

$$Y_4 = -1,0326 X^3 + 110,2924 X^2 - 3393,7608 X + 52373,3022$$

$$R = 0,8841$$

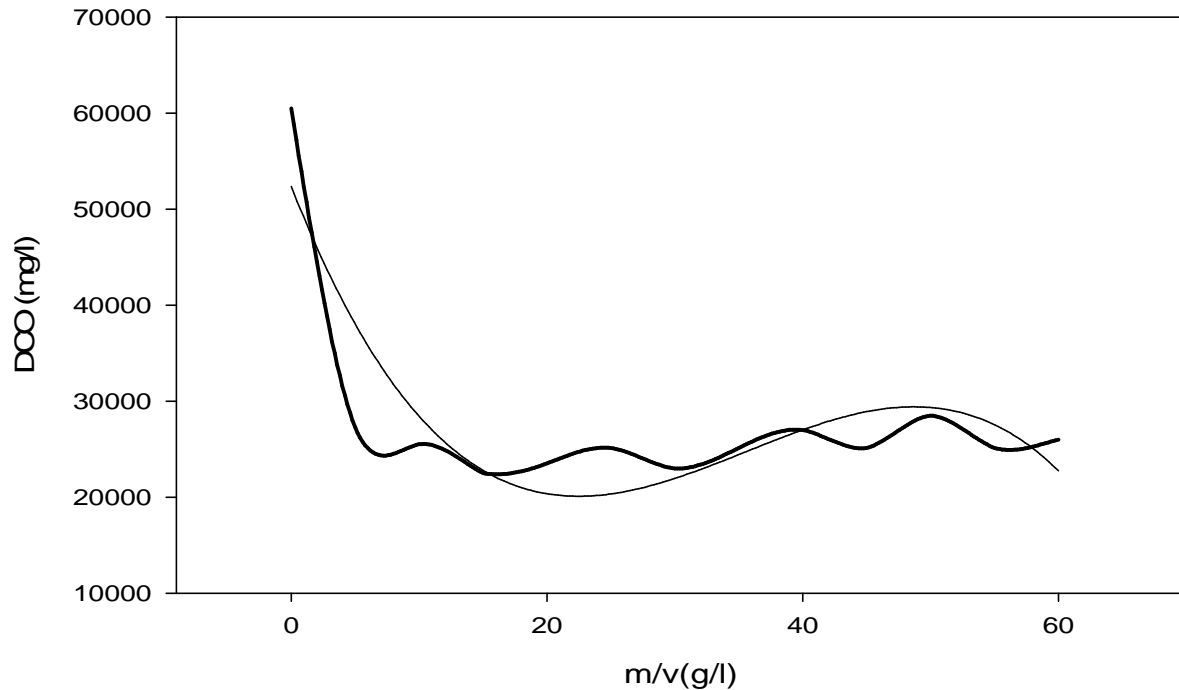


Figure VII.7.4 : Evolution de la DCO en fonction de la concentration de la chaux.

La fonction présente une DCO minimale pour :

$m/v = 22.48 \text{ g/l} \Rightarrow (\text{DCO})_{\min} = 20087.24 \text{ mg/l}$ SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 61% .

Et atteint un maximum pour: $m/v = 48.72 \text{ g/l} \Rightarrow (\text{DCO})_{\max} = 29410 \text{ mg/l}$

La fonction à optimiser : $F(x) = \alpha \cdot Y_1 + \beta \cdot Y_2 + \gamma \cdot Y_3 + \delta \cdot Y_4$, tel que : $\alpha + \beta + \gamma + \delta = 1$.

Comme pour le traitement à la chaux précédant, optimiser cette fonction revient à optimiser la DCO et cela quelque soit les valeurs données aux coefficients α , β , γ et δ .

Conclusion :

Pour une masse : $m/v=22.48$ g/l, on a un abattement maximal de la DCO (61%) et les valeurs des autres paramètres sont tout aussi acceptables.

Paramètres physico-chimiques	pH	T (°c)	Cond (ms/cm)	DCO (mg/l)
Résultats de la dépollution	11	26.5	28.5	20087.24

Tableau VII.1.11 : résultats obtenus pour la masse optimale.

Nous constatons que le rendement de dépollution est plus important dans le cas d'une précipitation à la chaux avec agitation (traitement précédant) que dans le cas d'un traitement combiné (chaux + bentonite).

Puisque pour la même masse (22.48 g/l) le prétraitement à la chaux donne : DCO=15444.73 mg/l qui représente un abattement de 73%.

VII.3.Résultats obtenus à partir des données de l'université de l'USTHB [38] :

Le traitement utilisé est celui des cultures fixes sur support inerte, où l'épuration est assurée par la biomasse. Il a été effectué sur du lixiviat

VII.3.1. Traitement des lixiviats bruts :

a) La DCO : le polynôme obtenu

$$Y_1 = 0,1879 X^3 + 8,1185 X^2 - 322,5914 X + 4883,3193$$

$$R = 0,9512$$

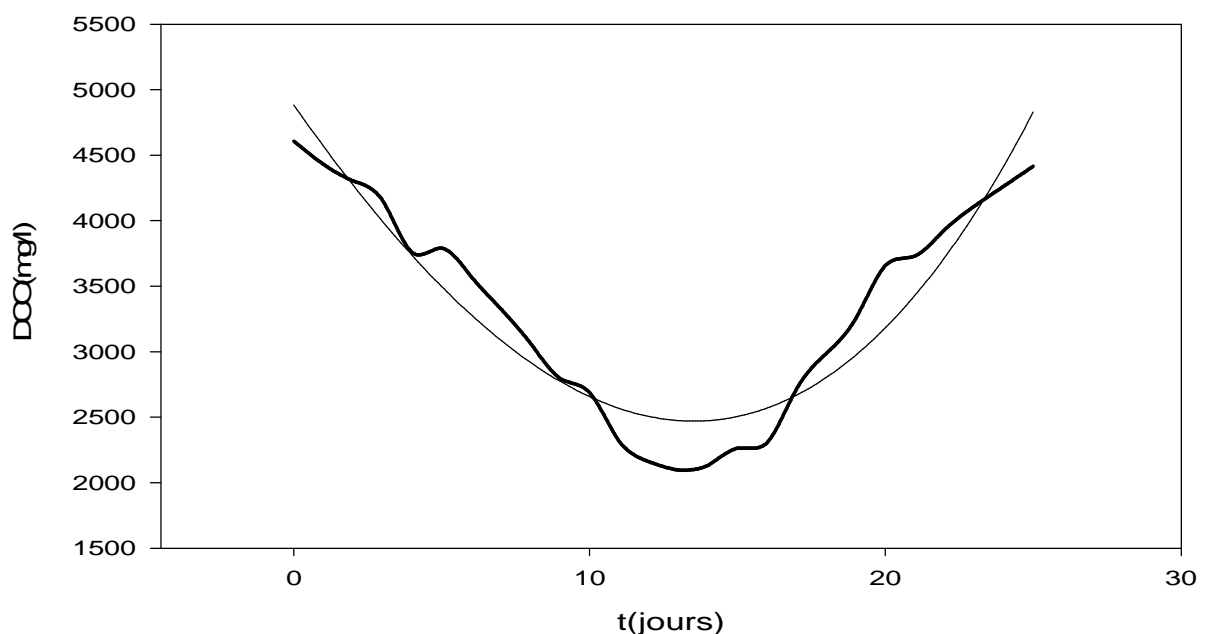


Figure VII.8.1 : Evolution de la DCO en fonction du temps de contact avec la biomasse.

Le minimum de la DCO obtenu est pour :

$t=13.52$ jours \Rightarrow $(DCO)_{min}=2470$ SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 50% .

b) Les MES : le polynôme trouvé est :

$$Y_2 = -0,0002 X^3 + 0,0101 X^2 - 0,1316 X + 0,9671$$

$$R = 0,8487$$

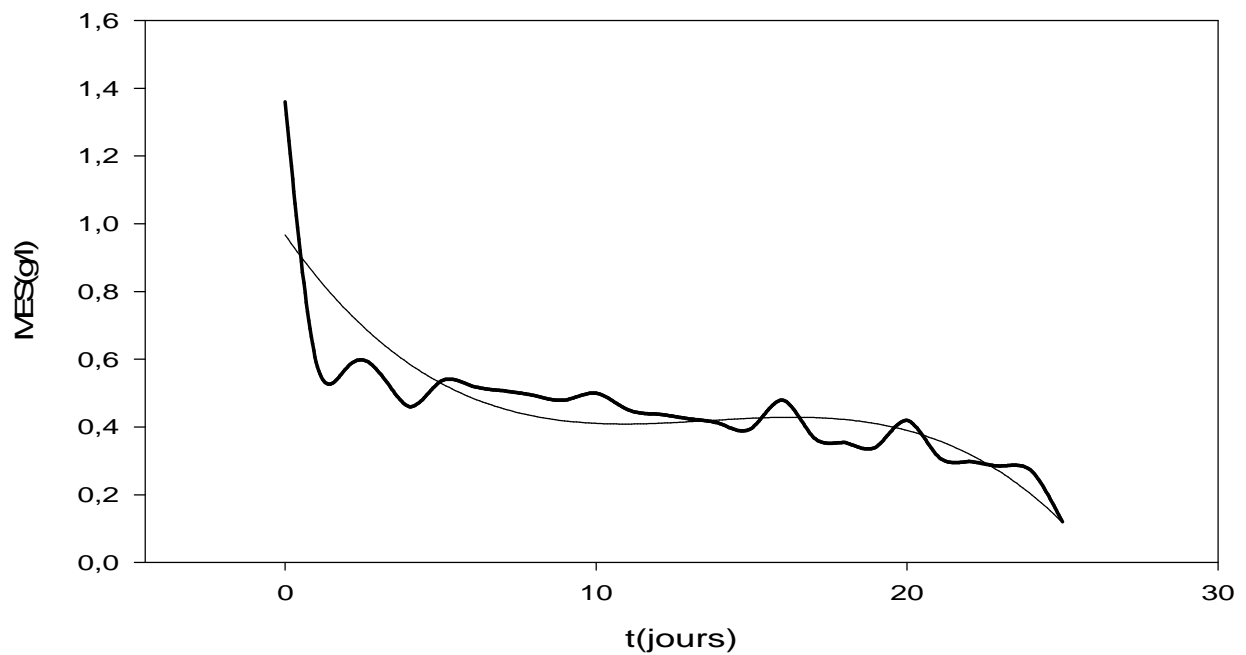


Figure VII.8.2 : Evolution des MES en fonction du temps de contact avec la biomasse.

La fonction présente un minimum pour:

$t=9$ jours \Rightarrow $(MES)_{min}=0.45$ g/l SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DES (MES) DE 50% .

c) La DBO_5 : le polynôme trouvé est

$$Y_3 = -0,1262 X^3 + 5,0837 X^2 - 54,2056 X + 564,1881$$
$$R = 0,9717$$

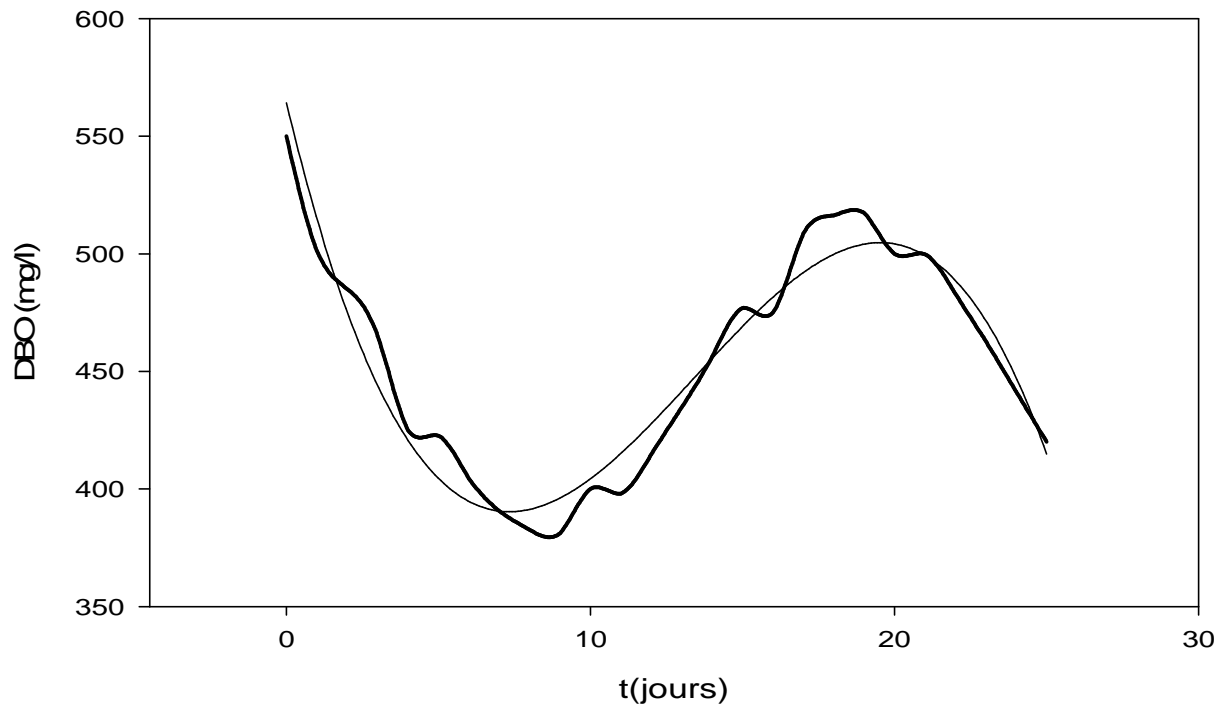


Figure VII.8.3: Evolution de la DBO en fonction du temps de contact avec la biomasse.

La fonction présente un minimum pour :

$t=7.33$ jours $\Rightarrow (DBO_5)_{\min}=390.3$ mg/l SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 30% .

Elle présente un maximum pour : $t=19.52$ jours $\Rightarrow (DBO_5)_{\max}=504.5$ mg/l

d) Les nitrates (NO_3^-) : le polynôme trouvé

$$Y_4 = -0,1273 X^3 + 7,1512 X^2 - 141,2518 X + 1818,3733$$
$$R = 0,9977$$

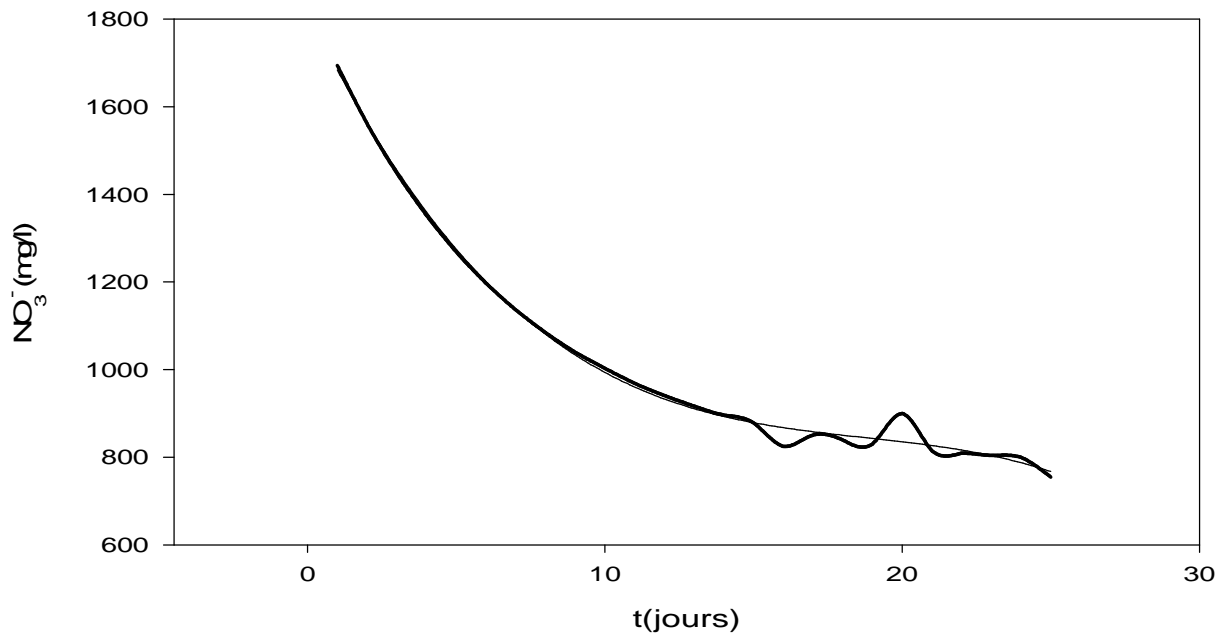


Figure VII.8.4: Evolution des nitrates en fonction du temps de contact avec la biomasse

Cette fonction ne possède pas d'optimum, les nitrates diminuent tout au long du temps.

Dans le domaine expérimental, la concentration en (NO_3^-) est minimale pour un temps :

$t=25$ jours on obtient : (NO_3^-)=767.51 mg/l

SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 60%.

e) L'azote total (NTK) : le polynôme trouvé

$$Y_5 = -0,1999 X^3 + 1,0710 X^2 + 93,0654 X + 974,9629$$

$$R = 0,8238$$

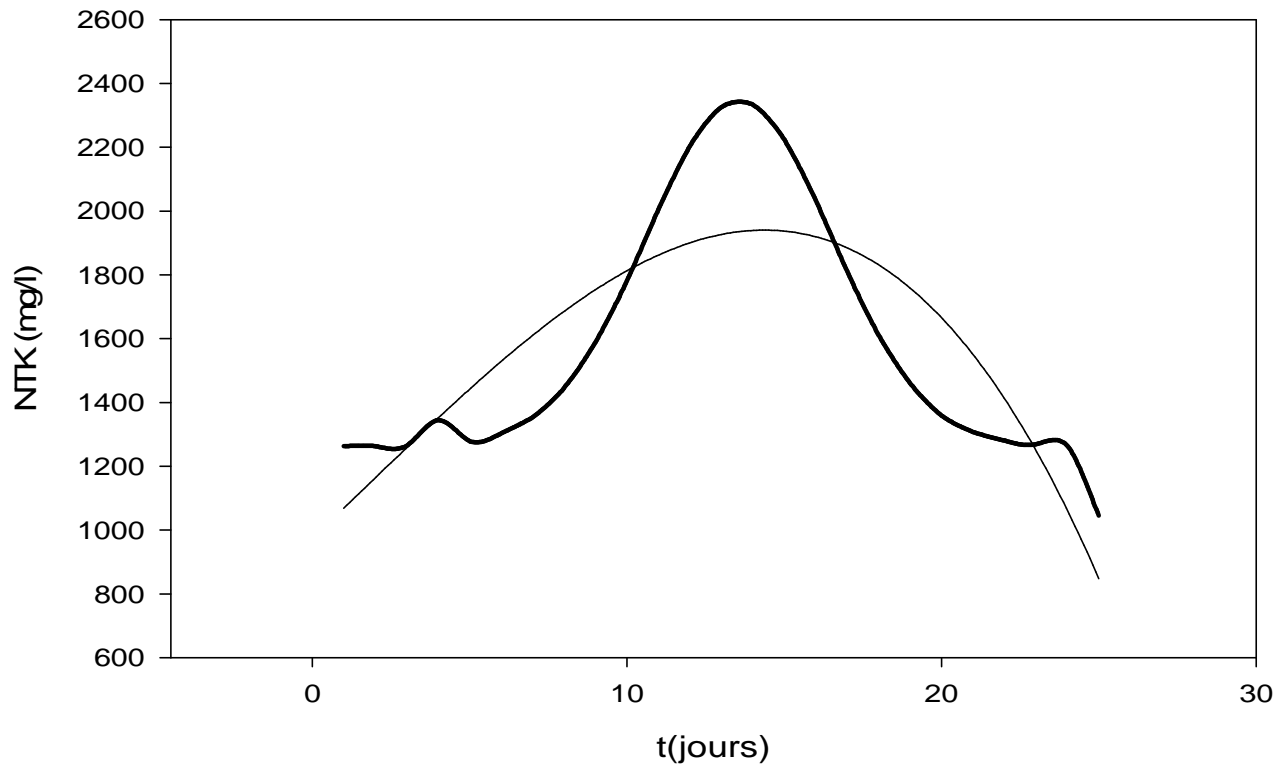


Figure VII.8.5: Evolution des NTK en fonction du temps de contact avec la biomasse.

La fonction présente un maximum pour :

t=14.37 jours => (NTK) max=1940.3 mg/l

D'autre part pour tout : $t < 24.4$ jours on a : $NTK > (NTK)_0$

Pour: t=24.4 jours on a: $NTK = (NTK)_0 = 974,9$ mg/l

DCO=4583.3 mg/l MES=0.86 g/l DBO₅=434.3 mg/l NO₃⁻ = 779.7 mg/l

Pour : t=25 jours on a : $NTK = 847.53$ mg/l SOIT UN ABATTEMENT DE 13%

DCO= 4828.5 mg/l MES= 0.86 g/l DBO₅= 414.5 mg/l NO₃⁻=767.5 mg/l

La fonction à optimiser : $F(x) = \alpha \cdot Y_1 + \beta \cdot Y_2 + \gamma \cdot Y_3 + \delta \cdot Y_4 + \varepsilon \cdot Y_5$.

Tel que : $\alpha + \beta + \gamma + \delta + \varepsilon = 1$

Dans le cas de ce traitement il y'a deux possibilités, soit on réduit l'azote total ce qui implique avoir un temps de contact avec la biomasse supérieur à 24 jours, mais dans ce cas la DCO n'est pas réduite, et les autres paramètres physico-chimiques sont faiblement réduits (voir les résultats d'optimisation de NTK).

Ou bien négliger le paramètre NTK (et donc son augmentation) et optimiser les autres paramètres comme suit :

Tableau VII.1.12 : résultats obtenus pour différentes valeurs des coefficients de pondération.

(DCO) $\alpha=0.25$	(MES) $\beta=0.25$	(DBO5) $\gamma=0.25$	(NO3-) $\delta=0.25$	(NTK) $\varepsilon=0$	t=13.6 jours
DCO= 2472.8 mg/l		MES= 0.54 g/l		DBO ₅ =443.0 mg/l	
NO ₃ ⁻ = 908.7 mg/l		NTK=1928.8 mg/l			
$\alpha=0.5$	$\beta=0$	$\gamma=0$	$\delta=0.5$	$\varepsilon=0$	t=14 jours
DCO=2474.0 mg/l		MES= 0.55 g/l		DBO ₅ = 455.5 mg/l	
NO ₃ ⁻ = 893.0 mg/l		NTK=1939.3 mg/l			
$\alpha=0.4$	$\beta=0.4$	$\gamma=0$	$\delta=0.2$	$\varepsilon=0$	t=13.8
DCO= 2471.4 mg/l		MES= 0.50 g/l		DBO ₅ = 452.6 mg/l	
NO ₃ ⁻ = 896.4 mg/l		NTK=1938 mg/l			

Conclusion:

Négliger le paramètre NTK (et donc son augmentation) et optimiser le reste des paramètres : Permet d'avoir relativement une bonne dépollution pour un temps de contact : t=13.8 jours, les résultats sont les suivants :

Paramètres physico-chimiques	DCO	MES	DBO ₅	NO ₃ ⁻
Résultats de la dépollution	50%	48%	20%	51%

Tableau VII.1.13 : résultats obtenus pour la masse optimale.

L'augmentation des NTK, peut être due à une accumulation des lixiviats. Ces concentrations (de l'azote total) peuvent avoir un effet inhibiteur sur la dégradation [13].

Du fait du traitement par une biomasse et donc en présence de microorganismes, l'azote peut également provenir de la mort puis de la lyse cellulaire de ces microorganismes.

L'azote ammoniacal (qui est l'un des constituants de l'azote Kjeldahl) peut provenir de la mort puis de la lyse des microorganismes provoquée entre autre par l'absence d'oxygène.

VII.3.2. Traitement des lixiviats aérés :

a) La DCO : le polynôme obtenu

$$Y_1 = 0,7296 X^3 - 3,5473 X^2 - 364,9608 X + 5291,5624$$

$$R = 0,8611$$

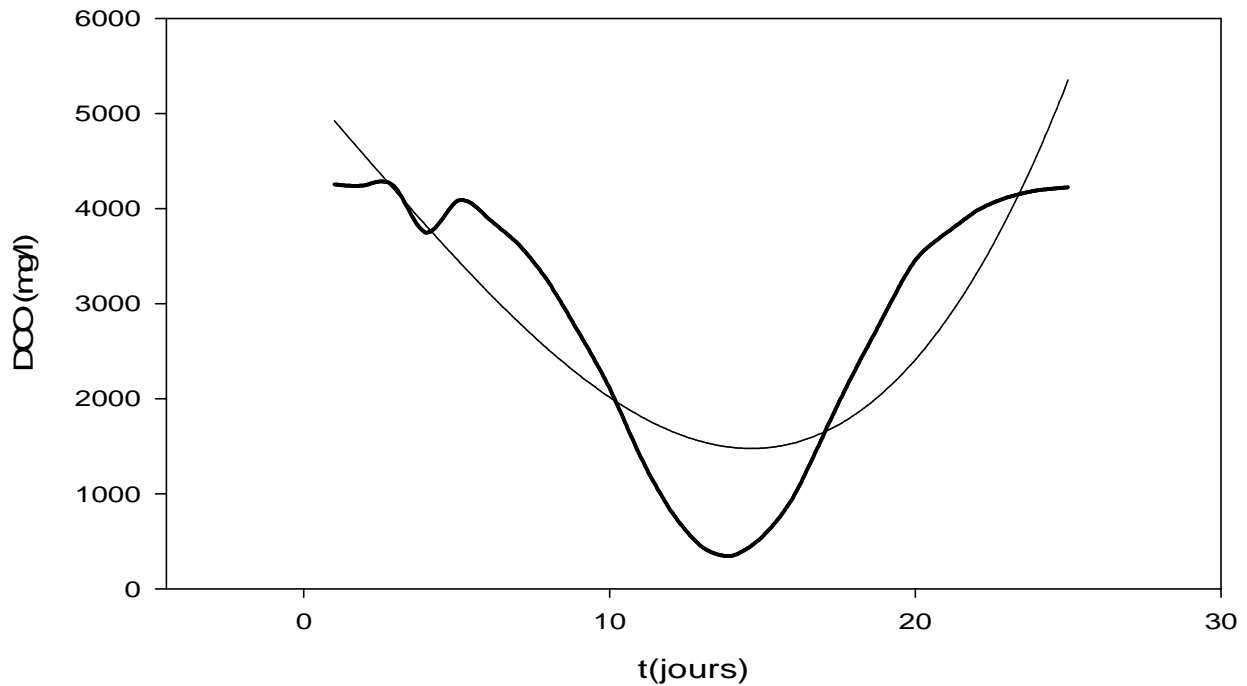


Figure VII.9.1: Evolution de la DCO en fonction du temps de contact avec la biomasse.

La fonction présente un minimum pour :

$t=14.63$ jours \Rightarrow $(DCO)_{min}=1477.5$ mg/l SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 72%

Pour ce temps de contact les autres paramètres donnent les résultats suivants :

MES= 0.49 g/l DBO₅= 266.77 mg/l NO₃⁻ = 833.08 mg/l NTK= 910.25 mg/l

b) Les MES :

$$Y_2 = -0,0003 X^3 + 0,0128 X^2 - 0,1588 X + 1,0157$$

$$R = 0,8859$$

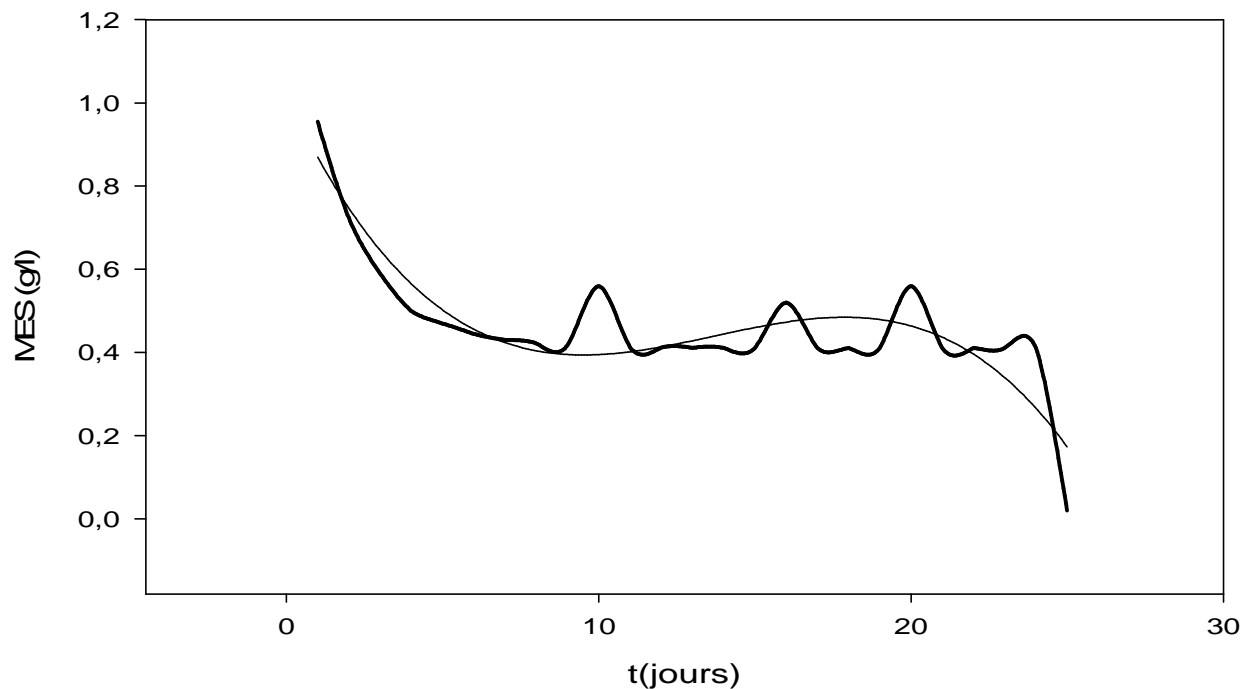


Figure VII.9.2: Evolution des MES en fonction du temps de contact avec la biomasse.

La fonction présente deux extremums :

Un minimum pour : $t=9.14$ jours \Rightarrow $(MES)_{min}=0.4045$ g/l SOIT UN ABATTEMENT DE 60%.

Pour ce temps les autres paramètres prennent les valeurs suivantes:

DCO= 2216.56 mg/l DBO= 313.35 mg/l NO₃= 867.62 mg/l NTK= 1149.49 mg/l

Un maximum pour : $t=19.3$ jours \Rightarrow $(MES)_{max}=0.562$ g/l

c) La DBO_5 : le polynôme trouvé est

$$Y_3 = -0,0389 X^3 + 1,9862 X^2 - 38,9174 X + 532,8309$$

$$R = 0,9880$$

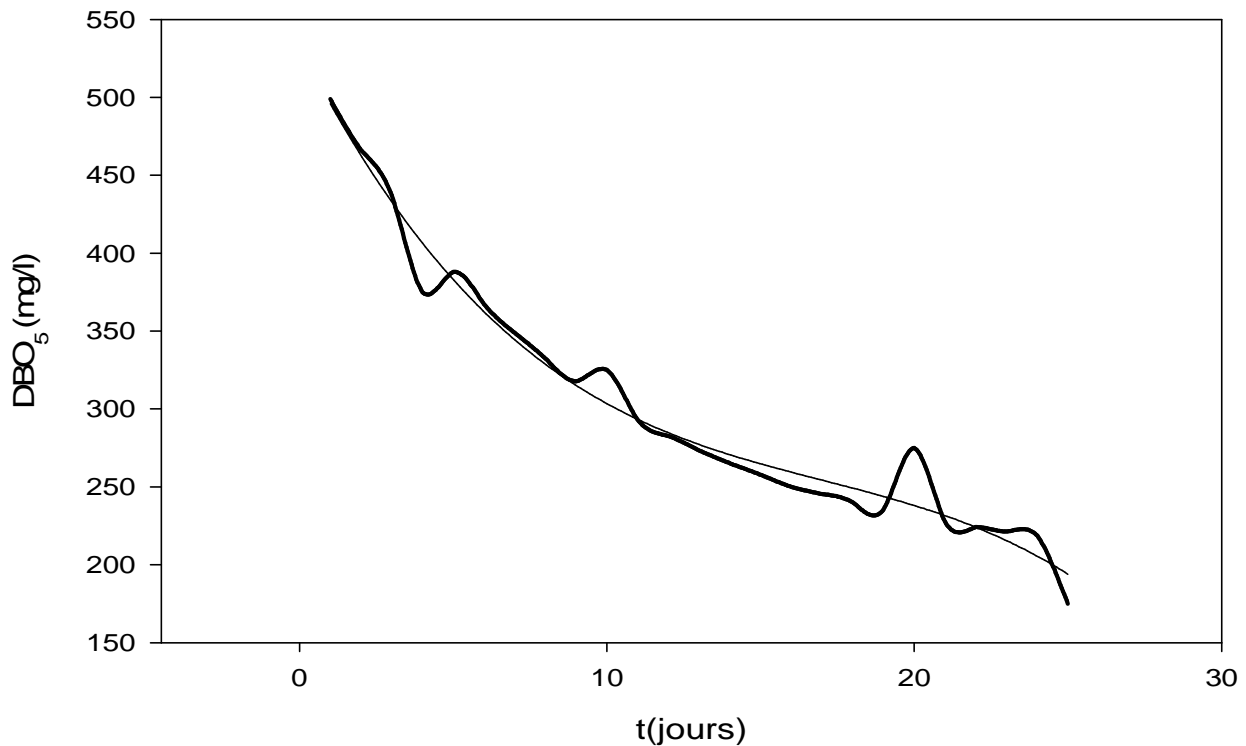


Figure VII.9.3 : Evolution de la DBO_5 en fonction du temps de contact avec la biomasse.

La fonction n'admet pas d'optimum, la DBO_5 diminue au fur et à mesure que le temps passe, donc dans l'intervalle expérimental la DBO_5 la plus faible est donnée pour un temps :

$t=25$ jours \Rightarrow $DBO_5=193.45$ mg/l SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 64%

Pour ce temps les autres paramètres prennent la valeur :

$DCO=5350.48$ mg/l $MES=0.3582$ g/l $NO_3^- = 858.81$ mg/l $NTK=874.90$ mg/l

d) Les nitrates (NO_3^-) : le polynôme trouvé est :

$$Y_4 = -0,1762 X^3 + 9,1463 X^2 - 147,7038 X + 1588,0943$$

$$R = 0,9503$$

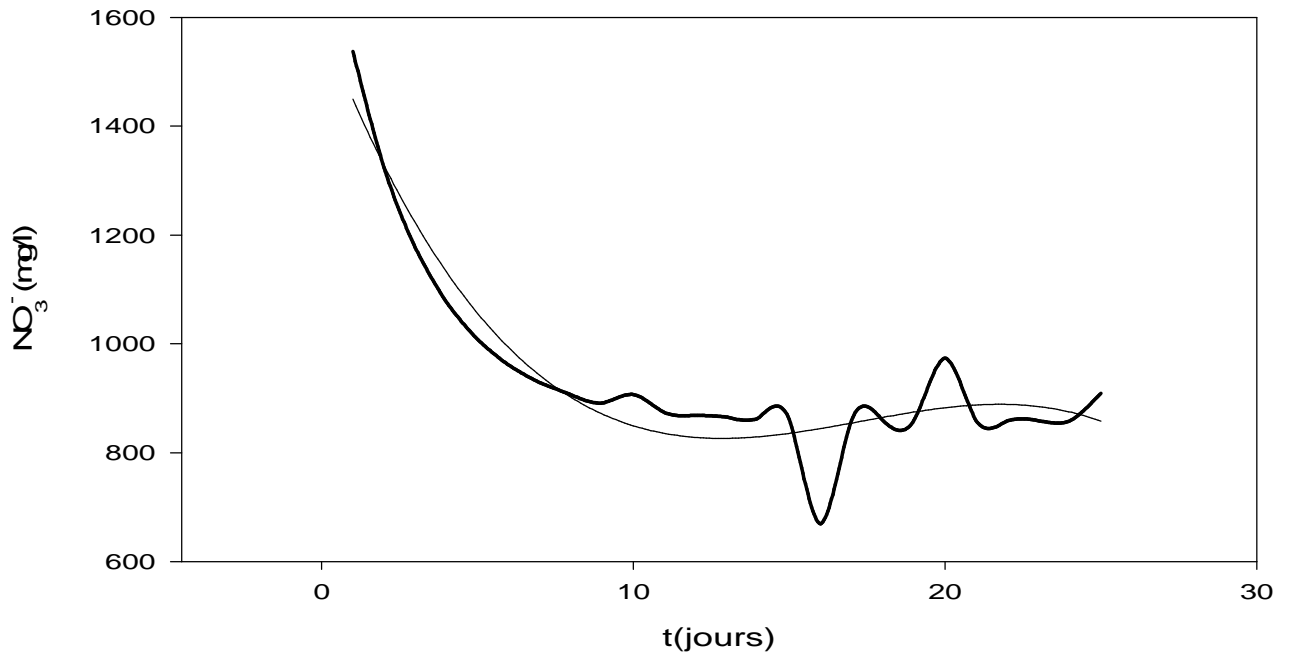


Figure VII.9.4: Evolution des nitrates en fonction du temps de contact avec la biomasse.

La fonction présente deux extremums :

un minimum pour : $t=12.83$ jours $\Rightarrow (\text{NO}_3^-)_{\text{min}}=826.5$ mg/l

SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 48%.

Pour les autres paramètres :

DCO= 1566.06 mg/l

MES= 0.451 g/l

DBO₅= 278.31 mg/l

NTK= 980.01 mg/l

Un maximum pour : $t=21.77$ jours $\Rightarrow (\text{NO}_3^-)_{\text{max}}=889.3$ mg/l

e) L'azote total (NTK) : le polynôme est

$$Y_5 = 0,1008 X^3 - 2,3833 X^2 - 30,4006 X + 1549,4858$$

$$R = 0,8927$$

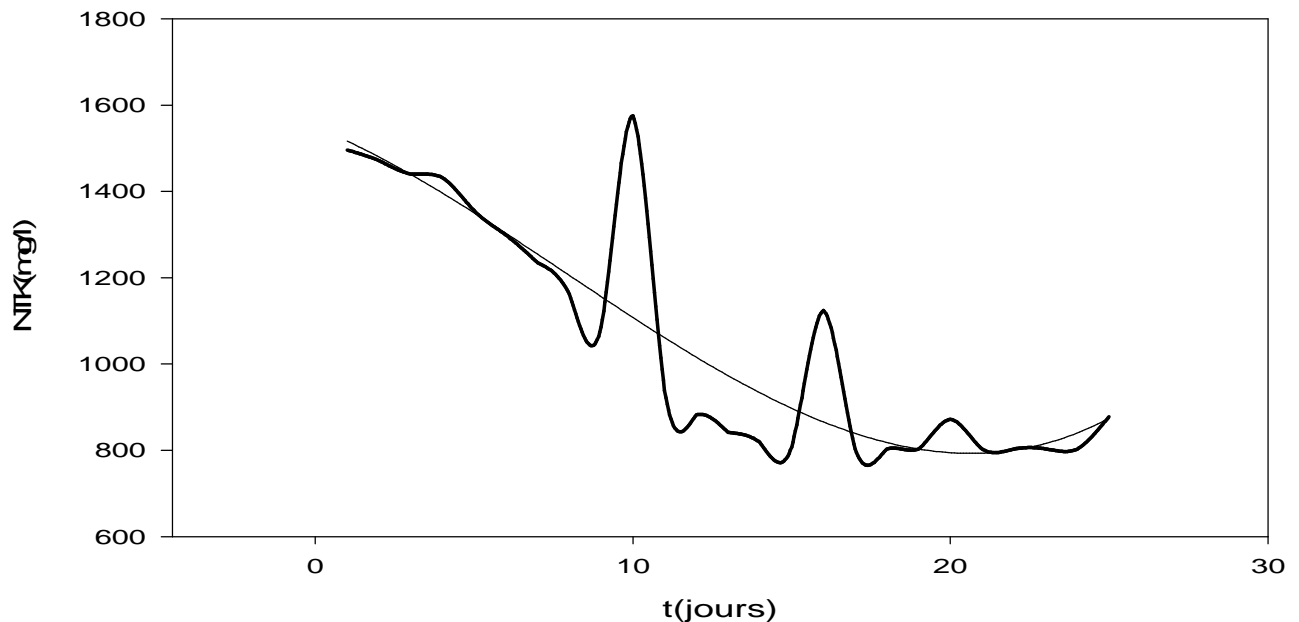


Figure VII.9.5: Evolution des NTK en fonction du temps de contact avec la biomasse.

Cette courbe présente un minimum :

Pour un temps : $t=20.63$ jours \Rightarrow $(NTK)_{\min}=79$ mg/l SOIT UN ABATTEMENT MAXIMAL DE 49%.

Les autres paramètres donnent :

DCO= 2658.6 mg/l MES= 0.553 g/l DBO₅= 233.74 mg/l NO₃⁻= 886.554 mg/l

La fonction à optimiser : $F(x) = \alpha \cdot Y_1 + \beta \cdot Y_2 + \gamma \cdot Y_3 + \delta \cdot Y_4 + \varepsilon \cdot Y_5$, tel que : $\alpha + \beta + \gamma + \delta + \varepsilon = 1$.

Différentes valeurs ont été données aux coefficients de pondération, et les résultats sont dans le tableau suivant :

Tableau VII.1.14 : résultats obtenus pour différentes valeurs des coefficients de pondération.

(DCO) $\alpha=0.2$	(MES) $\beta=0.2$	(DBO₅) $\gamma=0.2$	(NO₃⁻) $\delta=0.2$	(NTK) $\epsilon=0.2$	t =15.16 jours
DCO=1485.5 mg/l NO ₃ ⁻ =837.0 mg/l		MES=0.5 g/l NTK= 892.1 mg/l		DBO ₅ = 263.7 mg/l	
$\alpha=0.5$	$\beta=0$	$\gamma=0.5$	$\delta=0$	$\epsilon=0$	t =14.73 jours
DCO= 1477.8 mg/l NO ₃ ⁻ =833.8 mg/l		MES=0.49 g/l NTK= 906.7 mg/l		DBO ₅ =266.2 mg/l	
$\alpha=0.9$	$\beta=0$	$\gamma=0.1$	$\delta=0$	$\epsilon=0$	t =14.64 jours
DCO= 1477.5 mg/l NO ₃ ⁻ = 833.1 mg/l		MES= 0.49 g/l NTK= 910.2 mg/l		DBO ₅ = 266.78 mg/l	
$\alpha=0.2$	$\beta=0$	$\gamma=0.8$	$\delta=0$	$\epsilon=0$	t =15.02 jours
DCO= 1481.8 mg/l NO ₃ ⁻ = 835.9 mg/l		MES= 0.5 g/l NTK= 896.7 mg/l		DBO ₅ = 264.5 mg/l	
$\alpha=0.1$	$\beta=0.2$	$\gamma=0.1$	$\delta=0.3$	$\epsilon=0.3$	t =15.78 jours
DCO=1516.0 mg/l NO ₃ ⁻ = 842.5 mg/l		MES= 0.5 g/l NTK= 872.4 mg/l		DBO ₅ = 260.4 mg/l	
$\alpha=0$	$\beta=0.333$	$\gamma=0$	$\delta=0.333$	$\epsilon=0.333$	t =19.57 jours
DCO= 2259.1 mg/l NO ₃ ⁻ = 879.8 mg/l		MES= 0.6 mg/l NTK= 797.3 mg/l		DBO ₅ = 240.3 mg/l	

Conclusion :

Dans le cas d'un traitement à culture fixée sur support inerte combinant l'aération du lixiviat et avec les conditions expérimentales précédentes nous constatons que la dépollution optimale est atteinte au bout de 15 jours, les résultats obtenus sont :

Coefficients physico-chimiques	DCO	MES	DBO ₅	NO ₃ ⁻	NTK
Rendement de dépollution	72%	50%	50%	47%	42%

Tableau VII.1.15 : résultats obtenus pour la masse optimale.

La dépollution optimale proposée pour les lixiviats bruts et aérés est obtenue pour quasiment la même durée de traitement (14 et 15 jours) mais les rendements de dépollution obtenus pour les lixiviats aérés sont plus importants particulièrement pour la DCO et la DBO₅.

Conclusion générale

Conclusion générale :

Bien que la décharge soit l'option la plus répandue pour l'élimination des déchets, elle engendre des effluents néfastes pour l'environnement.

Le lixiviat est un effluent difficile à traiter et pour lequel des normes de rejet sont imposées. La formation des lixiviats met en jeu une grande diversité de phénomènes, résultant essentiellement du mode d'exploitation du centre de stockage (hauteur des déchets, nature et qualité des déchets, surface exploitée, âge des déchets ...etc).

Ces différents phénomènes peuvent se répartir en deux catégories:

■ les mécanismes physico-chimiques :

L'évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydo-réduction du percolât et le résultat des mécanismes chimiques de solubilisation, complexation, oxydo-réduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière.

■ Les processus biologiques aérobie et anaérobie :

Grâce à l'action des enzymes secrétées par les micro-organismes du milieu, la fraction organique des déchets est dégradée.

En revanche la composition chimique de l'effluent détermine le traitement adéquat.

Les différents types d'effluents peuvent être classés de la manière suivante :

- 1) Les effluents biodégradables, qui peuvent directement être acheminés vers une station de traitement biologique.
- 2) les effluents récalcitrants qui nécessitent une sélection et une adaptation bactérienne avant de pouvoir être dégradés par traitement biologique. Il est important de séparer ces composés de ceux qui sont plus facilement biodégradés afin de favoriser l'adaptation bactérienne.
- 3) les effluents toxiques et/ou non biodégradables, qui nécessitent un prétraitement spécifique, à savoir une oxydation ou une combustion.

Une banque de données a été constituée à partir des travaux effectués auparavant par divers traitements de façon à pouvoir modéliser et optimiser les paramètres physico-chimiques analysés. Les modèles trouvés sont en accord avec les résultats expérimentaux utilisés.

Ces modèles ont permis de trouver les masses optimales de : chaux, chlorure ferrique, sulfate d'aluminium et de bentonite dépolluant au maximum, dans le domaine expérimental.

Ainsi que le temps de contact minimal nécessaire à l'épuration de l'effluent au contact de la biomasse.

Les paramètres utilisés ne peuvent être étudiés que dans le domaine expérimental puisque ce sont des données dynamiques. Il apparaît ainsi que :

La coagulation augmente les MES de façon à pouvoir les séparer de l'effluent et donne des abattements de phosphates dépassants les 90%.

Conclusion générale

Le traitement à la chaux est plus efficace pour la réduction de la DCO et des MES lorsqu'il est accompagné d'une agitation puisque les quantités utilisées sont réduites de 93%.

La bentonite avec agitation apparait comme étant la plus efficace pour réduire la DCO (de plus de 76%), le prétraitement par la chaux est inefficace puisqu'il donne des rendements de dépollution moins importants (il ne dépasse pas les 60% d'abattement).

Le traitement par cultures fixées sur support inerte bien qu'il ait été appliqué pour un lixiviat intermédiaire (beaucoup moins chargé en polluants) est efficace, l'aération du lixiviat améliore le rendement de dépollution pour tous les paramètres analysés et permet d'atteindre un abattement supérieur à 70% pour la DCO et les MES.

On ne peut pas définir de traitement type et il n'est pas possible de prévoir l'évolution des paramètres physico-chimiques caractérisant le lixiviat en dehors des intervalles d'expérimentation utilisés car ce dernier évolue dans le temps d'une façon aléatoire et imprévisible.

La valeur très élevée de ces paramètres avant traitement s'explique par la diversité des déchets mis en décharge dans le CET d'Ouled Fayet. Les déchets acheminés sont directement déversés dans le casier d'enfouissement, sans tri au préalable ce qui explique la teneur élevée des charges polluantes contenues dans le lixiviat.

Pour se rapprocher au maximum des normes de rejet des lixiviats il est nécessaire de trier les déchets avant de les enfouir.

Références bibliographiques

- [1] Site internet : <http://gildas.bonhomme.free.fr/rapports/tipe/tipe.htm>.
- [2] Millot, N, les lixiviats de décharge contrôlée : caractérisation analytique et étude des filières de traitement, 1986, Thèse, Institut National des Sciences.
- [3] Billard,H : Centre de stockage des déchets .Exploitation, Techniques de l'ingénieur.
- [4] F.BOUDJLIDA, M.CHERFI : contribution au traitement des lixiviats du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet, Projet de fin d'étude, USTHB 2007.
- [5] M.BELKACEMI, contribution à l'étude des interactions dans le système déchets-sol-eau (cas de la décharge d'Oued-Smar), Thèse de magister, ENP,1993
- [6] HAMOURI.K et DJEMAA.R : Evaluation de la pollution des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement. Projet de fin d'étude, USTHB, 2006.
- [7] S.KHIATI, S.BENAMMAR : Etude physico-chimique des eaux de lixiviation et contribution à l'étude de leur traitement, PFE à ENP, Génie chimique, 2007.
- [8] Site internet : <http://www2.ulg.ac.be/cwbi/projets/atlas/index.htm>
- [9] A.J.DRAPEAU, « Manuel de microbiologie de l'environnement », Genève 1997.
- [10] GRIFFEN, SHIMPS “Attenuation of pollutants in municipals Land fill leachate by passage through cly”, preliminary studies for an industrial plant 2005.
- [11] « Critères écologiques de la sante », l'Organisation Mondiale de la santé.
- [12] G.FRIANT, « Les décharges contrôlées des résidus urbains, risques de pollution des eaux », Paris 2002.
- [13] M.AINA « expertise des centres d'enfouissement technique des déchets urbains dans les PED : contribution à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur sites », Université de Limoge, thèse de doctorat, 2006.
- [14] T.A.KURNIAWAN, G .CHAN « physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, journal of Hazardous Materials, volume 129, 2006.
- [15] R.LANDIS, and VON MAUBEUGE « Activated and natural sodium bentonites and their market. Mining Engineering 2004.
- [16] J.F.BLAIS, S.DUFRESNE, « Etat du développement technologique en matière d'enlèvement des métaux des effluents industriels », Revue des sciences de l'eau, 1999.
- [17] D.XANTHOULIS, « systèmes d'épuration de petites tailles », faculté des sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique, PFE 2004.
- [18] Site internet : <http://www.emse.fr/~brodhag/TRAITEME/fich172.htm>

Références bibliographiques

- [19] AERM. Procédés d'épuration des petites collectivités du bassin Rhin-Meuse, juillet 2007.
- [20] Christensen.B.E. and Charaklis, "Physical and Chemical properties of biofilm".
Ed. Marshall Marshall and Wiley, 1990.
- [21] C. Menoret (2001) "traitement d'effluents concentrés par culture fixées sur gravier ou pouzzolane. Thèse de doctorat. Université de Montpellier II.
- [22] J.A. GUILLOTEAU (1992), « traitement des eaux résiduaires par infiltration percolation », thèse de sciences et techniques de l'eau, Université de Louis PASTEUR, Strasbourg.
- [23] Site internet : <http://www.ode43.fr/media.php?id=57>.
- [24] Comparaison des technologies et des scénarios de gestion des matières résiduelles, réalisée dans le cadre du PMGMR (Montréal).
- [25] L.VAN DIJK and RONCKEN "Membrane bioreactors for waste water treatments" the state of art and new developments, Water Sci-Technol.
- [26] « une conception nouvelle de l'évapo-condensation », Environnement Magazine -Solution- n°1605 mars 2002.
- [27] A. RODRIGUEZ , « Etude de la congélation comme technique de traitement des eaux : applications spécifiques », thèse de doctorat, Institut National Des Sciences Appliquées de Toulouse 2004.
- [28] Marin Pépin AINA : expertises des CET de déchets urbains dans les PED : contribution à l'élaboration d'un guide méthodologique et sa validation expérimentale sur sites, Thèse de doctorat, l'université de LIMOGES, septembre 2006.
- [29] S.HOCINE : Gestion des déchets solides urbains et diagnostic du CET d'Ouled Fayet. Mémoire, Epau, janvier (2006).
- [30] F.MEZOUARI : les décharges publiques du grand Alger et leur impact sur l'environnement aspects réglementaires, urbaniques. Thèse de Magistère, Epau, Alger, 2002.
- [31] Site internet : <http://www.techno-science.net/?onglet=glossaire&definition=2880>.
- [32] R.PERRIN et J.P.SCHARFF, chimie industrielle, édition : MASSON, Paris, 1995.
- [33] logiciel SigmaPlot, help.
- [34] Site Internet : <http://www.a525g.com/mathematiques/moindres-carres.php>.
- [35] Cours de Sylvain HANNETON 2006

Références bibliographiques

[36] Hamoum yahia, Ghazli khaled : « caractérisation des lixiviats du CET d'Ouled Fayet, essais de traitement par coagulation »,PFE 2007-2008. Boumerdes

[37] MAALEM Assia : « caractérisation et traitement des lixiviats du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet par la bentonite de Maghnia ».PFE 2008.ENP

[38] ABBA Toufik, BENMAIZA Fouzi, « Traitement biologique en lit fixé sur support inerte des lixiviats de Centre d'Enfouissement Technique d'Ouled Fayet ». PFE Juin 2008.USTHB